ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

COMME EXIGENCE PARTIELLE
À L'OBTENTION DE LA
MAITRISE EN GÉNIE DE LA CONSTRUCTION
M.Ing

PAR
KAYODÉ CARINE HOUÉTO

ANALYSE STATISTIQUE DES MESURES DE POLLUTION EN TEMPS DE PLUIE

Montréal le 05 Avril 2004

© droits réservés de Kayodé Carine Houéto

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Saad Bennis, directeur de mémoire
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Omar Chaallal, professeur
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. France Bernard, Ing
Ville de Verdun

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 05 MARS 2004

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

STATISTICAL ANALYSIS FOR MEASUREMENTS OF POLLUTION IN RAINY WEATHER

Kayodé Carine HOUETO

Abstract

The runoff water pollution is an increasingly concerning problem. Indeed, many municipalities are confronted with the overflow of their drainage networks in rainy weather. The control of this pollution is therefore necessary. For this purpose, series of measurements can be carried out in order to characterize rain water and to study the various pollution parameters. These analyses are usually done in laboratory on samples taken in situ. However the duration of such analyses varies from few hours to many days depending to the required parameters and is incompatible with an in real time networks management. Moreover the high cost of these analyses is often a major obstacle for small municipalities. The adopted solution was the installation of new measurements instruments, as turbidimeter, in order to allow infield measurements of quality parameters.

Several goals are pursued in our research project. Initially, the linear regression models that exist between various parameters of pollution are analyzed. Thus the concentration of the various parameters is estimated with the suspended solids and the Chemical Oxygen Demand being the independents variables. As on field, the measure of suspended solids isn't directly accessible, the second step focused on the relation between this later and turbidity, because according to the literature, turbidity and suspended solids are related. Finally this will permit to check the validity and liability of the continuous measurement instruments. The achievement of the objectives of this research will permit advancement in the good working of in real time and differed time management systems which are on the stage of implementation in many drainage networks.

ANALYSE STATISTIQUE DES MESURES DE POLLUTION EN TEMPS DE PLUIE

Kayodé Carine HOUETO

SOMMAIRE

La pollution des cours d'eau est un problème qui est de plus en plus d'actualité. En milieu urbain, les municipalités sont confrontées aux débordements de leurs réseaux d'assainissement en temps de pluie. La maîtrise de cette pollution nécessite des campagnes de mesures afin de caractériser les eaux véhiculées par les réseaux. Ces analyses peuvent se faire en laboratoire sur des échantillons prélevés in situ. Cependant le délai d'analyse qui varie de quelques heures à quelques jours en fonction du paramètre recherché est incompatible avec la gestion en temps réel des réseaux. De plus, le coût élevé de ces analyses n'est pas à la portée des petites municipalités.

Plusieurs objectifs sont poursuivis dans notre projet de recherche. Dans un premier temps, on analyse la corrélation qui existe entre les pollutogrammes des différents polluants. Ainsi, la concentration des différents polluants est estimée à l'aide d'équations de régression dont les variables explicatives sont les matières en suspension et la demande chimique en oxygène. Ainsi on étudiera la corrélation qui existe entre d'une part les matières en suspension (MES) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et d'autre part les autres indicateurs de la pollution qui ne sont pas accessibles en temps réel. Comme la mesure de la concentration en MES n'est pas directement accessible en temps réel, on a tenté de la relier à la mesure en continu de la turbidité. Enfin ce travail permettra aussi de s'assurer de la fiabilité des nouveaux instruments de mesure en continu. La réalisation des objectifs cités précédemment permettra le bon fonctionnement des systèmes de gestion en temps réel et différé qui sont en cours d'implantation dans les réseaux d'assainissement.

ANALYSE STATISTIQUE DES MESURES DE POLLUTION EN TEMPS DE PLUIE

Kayodé Carine HOUETO

RÉSUMÉ

La pollution des cours d'eau est un problème qui est de plus en plus d'actualité. La maîtrise de cette pollution en milieu urbain passe par des analyses en laboratoire des différents paramètres de pollution. Le délai d'analyse qui varie de quelques heures à quelques jours en fonction du paramètre recherché est incompatible avec la gestion en temps réel des réseaux.

Dans notre projet, on analyse d'abord la corrélation qui existe entre les différents paramètres de pollution. Ainsi, la concentration des différents polluants est estimée à l'aide d'équations de régression dont les variables explicatives sont les matières en suspension (MES) et la demande chimique en oxygène (DCO). Comme la mesure de la concentration en MES n'est pas directement accessible en temps réel, on a tenté de la relier à la mesure en continu de la turbidité. Enfin les mesures prises dans le cadre de ce travail nous permettront de confirmer la fiabilité des nouveaux instruments de mesures. La réalisation de tous ces objectifs permettra le bon fonctionnement des systèmes de gestion en cours d'implantation dans les réseaux d'assainissement.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier en premier et surtout mes parents qui durant ma formation m'ont soutenue et se sont sacrifiés pour payer mes études. Je leur dédie ce travail.

Mes remerciements s'adressent aussi à Monsieur Saad Bennis pour le temps qu'il m'a consacré pour l'élaboration de ce travail, pour ses conseils pertinents et pour son soutien aussi bien moral que financier.

Finalement, j'adresse mes remerciements à Eric Crobeddu, Farid Amrarene qui m'ont procuré des conseils durant la rédaction de ce mémoire et à tous ceux qui de près ou de loin y ont contribué.

TABLE DES MATIÈRES

Page

SOMMAIRE.....i
REMERCIEMENTS.....ii
TABLES DES MATIÈRES.....iii
LISTE DES FIGURES.....iv
LISTE DES TABLEAUX.....v
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....vi

INTRODUCTION.....1

CHAPITRE 1: GÉNÉRALITÉS SUR LA POLLUTION DES EAUX DE RUISSELLEMENT.....3
1.1 Introduction.....3
1.2 Les différents types de réseaux d'assainissement.....3
1.2.1 Les réseaux unitaires.....3
1.2.2 Les réseaux pseudo-séparatifs.....5
1.2.3 Les réseaux séparatifs.....5
1.3 Les différents types de pollution.....6
1.4 Les sources de pollution.....7
1.4.1 Le lessivage atmosphérique.....7
1.4.2 Le lessivage des surfaces urbaines.....7
1.4.3 Les activités humaines.....9
1.5 Description des paramètres de pollution.....9
1.5.1 Les paramètres quantitatifs.....10
1.5.2 Les paramètres qualitatifs.....16
1.6 Impact des paramètres de pollution sur le milieu récepteur.....18
1.7 Conclusion.....19

CHAPITRE 2: ANALYSE STATISTIQUE DES MESURES DE LA PAR TEMPS POLLUTION DE PLUIE.....21

2.1 Introduction 21
2.2 Problématique 21
2.3 Revue de littérature 22
2.4 Caractéristiques du bassin du secteur I de l'arrondissement de Verdun 26
2.5 Collecte des données 27
2.6 Traitement des données 28
2.6.1 Estimation des données manquantes 28
2.6.2 Validation des données 29
2.7 Étude de corrélation entre les différents paramètres de pollution 36
2.7.1 Corrélation entre les pollutogrammes de sites différents 36
2.7.2 Étude de corrélation entre les MES pluviales d'une conduite et de l'ensemble du bassin 49
2.7.3 Étude de corrélation entre les différents paramètres de pollution 55
2.7.3.1 Estimation des autres paramètres polluants en fonction des MES 56
2.7.3.2 Estimation des autres paramètres à partir d'une régression multiple en fonction des MES et de la DCO 74
2.8 Conclusion 77

CHAPITRE 3: MESURE DE LA TURBIDITÉ EN LABORATOIRE. 79
3.1 Introduction 79
3.2 Problématique et objectifs 79
3.3 Description du dispositif expérimental 80
3.4 Cadre théorique et méthodologique de mesure de la turbidité 82
3.4.1 Principe de mesure de la lumière diffusée 82
3.4.2 Relation entre lumière diffusée et la turbidité 83
3.4.3 Le turbidimètre 84
3.4.4 Mesure de la turbidité 85
3.4.5 Entretien et suivi du turbidimètre 85
3.5 Déroulement de la manipulation 87
3.5.1 Évolution de la turbidité par rapport à chaque matériau de pollution 87
3.5.2 Reproductibilité des résultats 91
3.5.3 Dissolution des matériaux 92

3.5.4 Relation entre les MES et la turbidité 94
3.5.5 Relation entre les MES et le débit 95
3.6 Validation des mesures de la turbidité 97
3.7 Utilisation de logiciel de validation (PREVAL) 104
3.7.1 Options du logiciel 104
3.7.2 Validation des données par PREVAL 105
3.8 Conclusion 106

CONCLUSION GÉNÉRALE 108

ANNEXES
1: PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL POUR LE LAIT EN POUDRE 110
2: PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL POUR LA FUMÉE DE SILICE 112
3: PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL POUR LE SABLE CONCASSÉ FIN 114

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 116

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 1: Schéma d'un réseau unitaire.....5
Figure 2: Schéma d'un réseau pseudo séparatif.....6
Figure 3: Schéma d'un réseau séparatif.....7
Figure 4: Illustration du territoire de l'arrondissement de Verdun 27
Figure 5: Corrélation entre les MES de Rhéaume et de Grenier du 24-09-99.....38
Figure 6: Corrélation entre les MES de Rhéaume et de Wellington du 24-09-99 39
Figure 7: Corrélation entre les MES de Grenier et de Wellington du 24-09-99.....40
figure 8 Corrélation entre les MES de Rhéaume et de Grenier pour du 30-09-99....40
Figure 9: Corrélation entre les MES de Rhéaume et de Wellington du 30-09-99 42
Figure 10: Corrélation entre les MES de grenier et de wellington du 30-09-99.....43
Figure 11: Corrélation entre les MES de Grenier et de Rhéaume du 06-10-99.....44
Figure 12: Corrélation entre les MES de Rhéaume et de Wellington du 06-10-99 ...45
Figure 13: Corrélation entre les MES de Grenier et de Wellington du 06-10-99 46
Figure 14: Corrélation entre les MES de Rhéaume et deGrenier du 23-08-00.....47
Figure 15: Corrélation entre les MES pluviales d'une conduite et de l'ensemble 51
Figure 16: Corrélation entre les MES pluviales d'une conduite et de l'ensemble.....52
Figure 17: Corrélation entre les MES pluviales d'une conduite et de l'ensemble.....53
Figure 18: Corrélation entre MES et DBO_5 pour une conduite pluviale.....57
Figure 19: Corrélation entre MES et DCO pour une conduite pluviale 58
Figure 20: Corrélation entre MES et COT pour une conduite pluviale.....59
Figure 21: Corrélation entre MES et NH_4 pour une conduite pluviale 60
Figure 22: Corrélation entre MES et P_{total} pour une conduite pluviale.....60
Figure 23: Corrélation entre MES et NO_2 pour une conduite pluviale 62
Figure 24: Corrélation entre MES et NO_3 pour une conduite pluviale 63
Figure 25: Corrélation entre MES et DBO_5 dans une conduite unitaire.....66
Figure 26: Corrélation ente MES et DCO pour une conduite unitaire 67
Figure 27: Corrélation entre MES et COT pour une conduite unitaire 68
Figure 28: Corrélation entre MES et NH_4 pour une conduite unitaire 69

Figure 29: Corrélation entre MES et P_{total} pour une conduite unitaire 70
Figure 30: Corrélation entre MES et NO_2 pour une conduite unitaire 70
Figure 31: Corrélation entre MES et NO_3 pour une conduite unitaire 72
Figure 32: Schéma du dispositif de mesure 80
Figure 33: Relation entre l'intensité IL de la lumière diffusée et la C en MES 83
Figure 34: Turbidimètre «Turbi-Tech 2000» et son moniteur « 7200 Monitor» 85
Figure 35: Stabilité du capteur 7200 à l'étalonnage 87
Figure 36: Représentation de la turbidité pour le lait 88
Figure 37: Représentation de la turbidité pour la fumée de silice 89
Figure 38: Représentation de la turbidité pour le sable concassé fin 90
Figure 39: Mesure de la turbidité pour deux événements identiques 91
Figure 40: Pourcentage de dilution du sable concassé 93
Figure 41: Pourcentage de dilution de la fumée de silice 93
Figure 42: Pourcentage de dilution du lait en poudre 94
Figure 43: Relation MES vs Débit 96
Figure 44: Valeurs expérimentales et théoriques des MES 97
Figure 45: Schéma de vidange en circuit fermé 98
Figure 46: Courbes de vidange pour la fumée de silice 99
Figure 47: Courbes de vidange pour le sable concassé fin 100
Figure 48: Courbes de vidange pour lemélange lait et la fumée de silice 100
Figure 49: Variation du pourcentage de dilution des trois essais de vidange 104
Figure 50: Valeurs brutes de deux essai identiques suite à deux étalonnages 105
Figure 51: valeurs filtrées de deux essais identiques suite à deux étalonnage 106

LISTE DES TABLEAUX

Page

Tableau I: Limite de concnetration pour le rejet en milieu récepteur 10

Tableau II: Intervalle de variation de quelques paramètres de pollution pluie des eaux de pluie.....18

Tableau III: Récapitulation de l'impact des polluants sur le milieu récepteur..... 20

Tableau IV: Caractéristiques du bassin du secteur I de l'arrondissement de Verdun.....27

Tableau V: Équations de régression entre les MES de différents sites 48

Tableau VI: Équations de régression entre les MES pluviales d'une conduite et de l'ensemble du bassin.....54

Tableau VII: Récapitulation des équations de régression pour une conduite pluviale.....63

Tableau VIII: Récapitulation des équations de régression pour une conduite unitaire.....72

Tableau IX: Équations de régression multiple pour une conduite pluviale..... 75

Tableau X: Équations de régression multiple pour une conduite unitaire..... 76

Tableau XI: Équivalence entre NTU et concentration en MES pour les différents matériaux.....94

Tableau XII: Equations de régression des différents essais de vidange..... 102

Tableau XIII: Pourcentage de dilution de la pollution dans le temps 103

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SIGLES

COT : Carbone Organique Total

Cu : Cuivre

DBO_5 : Demande Biochimique en Oxygène

DCO : Demande Chimique en Oxygène

FTU : Formazine Turbidité Unité

MES : Matières en suspension

Na : Sodium

NTU : Néphélémétrique Turbidité Unité

NH_4 : Ammoniac

NO_2 : Nitrite

NO_3 : Nitrate

OD : Oxygène Dissous

Pb : Plomb

pH: Potentiel Hydrogène

Ptotal : Phosphore total

Zn : Zinc

INTRODUCTION

La pollution des eaux de ruissellement a été mise en évidence dès 1888 lors du Congrès International d'hygiène tenu à Vienne. Malheureusement cette réalité fut mise entre parenthèses et n'a émergé de nouveau dans les milieux scientifiques et techniques que vers 1960. Entre temps, les eaux pluviales étaient considérées propres et peuvent même agir comme diluant aux eaux sanitaires déversées sans traitement dans le milieu récepteur. Dès lors, cette situation devint comme une préoccupation importante et beaucoup de recherches s'effectuent dans ce domaine. La plupart de ces recherches ont reconnu l'effet de cette pollution sur la santé des êtres vivants et sur l'environnement. La protection de l'environnement contre cette pollution passe nécessairement par une meilleure gestion des eaux usées afin de réduire l'impact sur le milieu récepteur. Ainsi au Québec le Programme d'assainissement des Eaux au Québec (PAEQ) a été mis en place et a permis d'accroître le pourcentage de population raccordée à un réseau d'égout de 2% en 1978 à 98% en 1999 (Painchaud, 1998). Mais hélas ces efforts se retrouvent aujourd'hui compromis avec le problème de débordement des réseaux unitaires en temps de pluie. Ainsi, plusieurs municipalités du Québec sont confrontées aux problèmes de débordements et de refoulement des réseaux d'assainissement. Des déversements fréquents d'eaux usées sont observés sans traitement dans le milieu récepteur. De ce fait les municipalités sont préoccupées par l'autosurveillance de leurs réseaux d'assainissement afin de réduire ces déversements et d'éviter les inondations.

La gestion des eaux pluviales nécessite la connaissance de la nature de la pollution véhiculée par ces eaux. Cette caractérisation se fait par des campagnes de mesures soit en temps réel par l'installation in situ d'instruments de mesure à l'instar du turbidimètre, soit en temps différé sur des échantillons prélevés et acheminés au laboratoire pour l'analyse des mesures. Les différents paramètres mesurés durant ces campagnes sont : les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène ($DBO_)$, la demande chimique en oxygène (DCO), le carbone organique total (COT), les nitrites (NO_2), les nitrates (NO_3), et le phosphore total (P_{total}).

L'exploitation des données des différentes campagnes consiste à faire une analyse statistique des mesures de pollution par temps de pluie afin d'établir les différentes relations entre les paramètres de pollution mesurés. Aussi nous avons simulé la pollution en laboratoire pour la mesure de la turbidité. D'une manière plus spécifique, les objectifs de notre travail sont :

- d'optimiser les ressources des futures campagnes de mesure,
- de confirmer la fiabilité des appareils de mesure en temps réel,
- de permettre l'acquisition en continu de tous les paramètres de pollution,
- de permettre le développement effectif des systèmes de gestion en temps réel

Notre travail sera présenté en trois chapitres :

Le premier chapitre porte sur la définition des différents types de réseaux existants, les différentes formes de pollution, les sources de pollution et leur impact sur le milieu récepteur;

Le deuxième chapitre porte sur l'analyse statistique des mesures de terrain en recherchant les relations entre les différents paramètres ;

Le troisième chapitre quant à lui porte sur la simulation de la pollution en laboratoire afin de vérifier la fiabilité des instruments de mesure utilisés en pratique dans le réseau et en particulier le turbidimètre. D'autre part ces mesures en laboratoire permettront de confirmer la prise des mesures en continu;

Enfin on présente une conclusion générale dans laquelle nous exposerons les principaux résultats auxquels nous avons abouti durant les différentes étapes de notre travail.

CHAPITRE 1

GÉNÉRALITÉS SUR LA POLLUTION DES EAUX DE RUISSELLEMENT

1.1 Introduction

Le drainage des eaux de ruissellement et des eaux usées peut se faire par divers réseaux d'assainissement selon les endroits et les pratiques locales. On distingue les réseaux unitaires, les réseaux séparatifs et les réseaux pseudo séparatifs. Dans le système séparatif, les eaux pluviales chargées en matières en suspension qui sont rejetées sans traitement dans le milieu récepteur ont un impact de plus en plus néfaste sur les cours d'eau. De plus les branchements illicites amènent une contamination bactériologique qui peut affecter l'usage des cours d'eau.

Les infiltrations excessives des eaux parasites dans l'égout sanitaire peuvent faire augmenter les coûts de pompage et de traitement et faire diminuer le rendement des stations d'épuration. Dans le système unitaire, la limitation dans la capacité de transport ou de traitement impose le déversement des surplus des eaux usées mélangées avec les eaux pluviales dans le milieu récepteur. Dans ce chapitre, nous présenterons les différents réseaux d'assainissement présents au Québec, les différents types de pollution, les sources de pollution, la description des différents paramètres de pollution et l'impact de ces derniers sur le milieu récepteur.

1.2 Les différents types de réseaux d'assainissement

Les réseaux d'assainissement ont pour fonction de collecter et de transporter les eaux. On distingue trois types de réseaux d'assainissement : séparatifs, unitaires et pseudo séparatifs.

1.2.1 Les réseaux unitaires

Ils évacuent dans les mêmes canalisations les eaux usées domestiques et les eaux pluviales. Ils cumulent les avantages de l'économie (un seul réseau à construire et à

gérer) et de la simplicité (toute erreur de branchement est exclue, par définition). Mais il est important dans le cas de ces réseaux de tenir compte des brutales variations de débit des eaux pluviales dans la conception et le dimensionnement des collecteurs et des ouvrages de traitement. Ils présentent l'inconvénient de débordements très importants en période de pluie qui ont pour conséquence directe le rejet dans le milieu naturel sans traitement. C'est pour cette raison que depuis 1965, la construction de ce type de réseau est interdite au Québec. Par cette loi on vise à faciliter le traitement des eaux usées en diminuant leur volume et en évitant les refoulements. La figure ci-dessous donne une illustration d'un réseau unitaire.

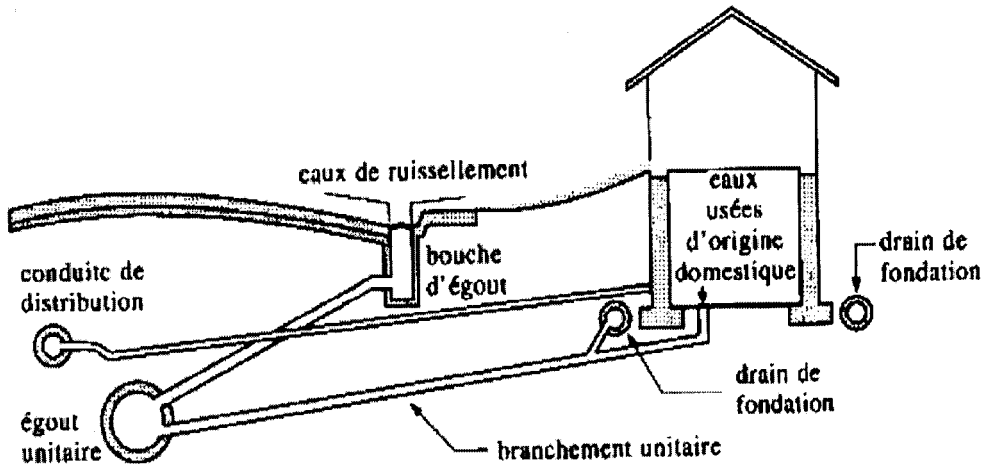

Figure 1 Schéma d'un réseau unitaire (Brière F., 1997)

1.2.2 Les réseaux pseudo-séparatifs

Entre 1965 et 1980, les eaux pluviales et les eaux usées empruntaient des conduites séparées sauf que le drain de toit était connecté à l'égout sanitaire. Ils représentent donc une étape intermédiaire dans le passage de réseau unitaire au réseau séparatif.

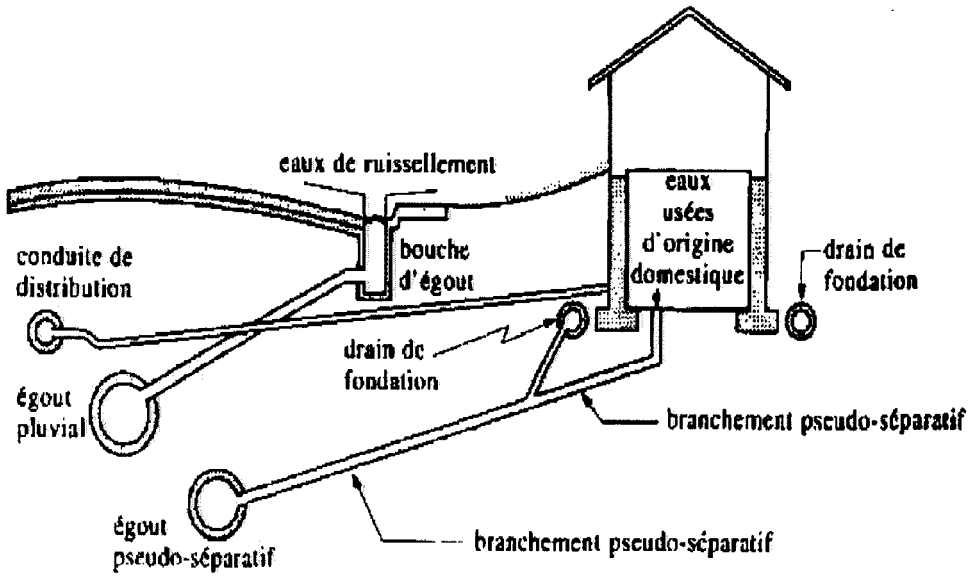

Figure 2 Schéma d'un réseau pseudo-séparatif (Brière F., 1997)

1.2.3 Les réseaux séparatifs

Les réseaux séparatifs collectent de façon séparée les eaux pluviales et les eaux usées. Dans ce cas, chaque immeuble possède un raccordement distinct sur chacun des deux réseaux. L'exutoire des réseaux d'eaux pluviales est le milieu naturel, préférentiellement les cours d'eau. Les réseaux d'eaux pluviales collectent uniquement les eaux de ruissellement, de toiture et de refroidissement non polluées par les activités humaines. Ce système a l'avantage d'éviter le risque de débordement d'eaux usées dans le milieu naturel en temps de pluie. Il permet de mieux maîtriser le flux et sa concentration en pollution, de mieux adapter la capacité des stations

d'épuration. Malheureusement, ces réseaux font l'objet de déversements irréguliers et polluants comme les huiles de vidange, les eaux de lavage de voiture, etc. La figure ci-dessous donne une illustration d'un réseau séparatif.

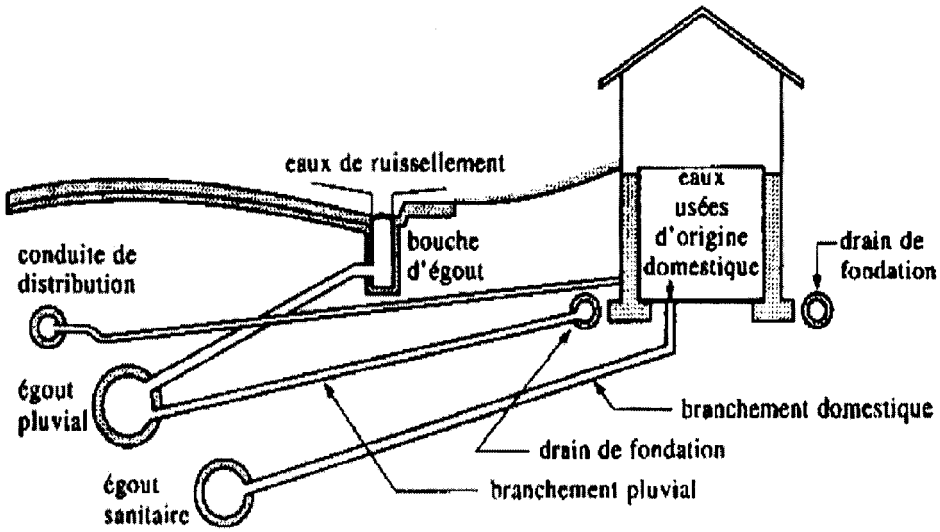

Figure 3 Schéma d'un réseau séparatif adapté (Brière F., 1997)

1.3 Les différents types de pollution

On appelle pollution de l'eau, toute modification de sa composition ayant un caractère pénalisant ou nuisible pour les usages humains, la faune et la flore. Cette pollution est souvent provoquée par les activités humaines et existe sous forme physique, chimique, organique ou microbiologique.

La pollution physique est décrite par l'altération de la transparence de l'eau qui est affectée par les matières en suspension.

La pollution chimique est due à la présence des métaux et des micropolluants qui provoquent d'importantes perturbations chimiques.

La pollution organique est causée par le déversement des eaux usées domestiques et agroalimentaires.

Enfin, la pollution micro-biologique qui est provoquée par l'introduction dans l'eau de micro-organismes dont certains sont des gènes pathogènes.

1.4 Les sources de pollution

La pollution des eaux est causée essentiellement par :
- les rejets domestiques issus des réseaux d'assainissement urbain;
- les lessivages atmosphériques;
- les lessivages des sols par les eaux de pluie qui entraînent des substances indésirables lors du ruissellement en surface;
- les rejets industriels chargés en substances minérales, organiques ou toxiques.

1.4.1 Le lessivage atmosphérique

Il provient de la formation de la pluie causée par les poussières atmosphériques fusionnées aux gouttelettes d'eau. Ce type de lessivage permet de connaître seulement la pollution de l'eau de pluie au moment où elle touche le sol.

1.4.2 Le lessivage des surfaces urbaines

La pollution des eaux de pluie suite au lessivage des surfaces urbaines dépend du stock de polluants disponibles sur ces surfaces et de la quantité pouvant être transportée par les écoulements jusqu'à l'entrée des réseaux. Les polluants disponibles sur ces surfaces peuvent être endogènes (c'est-à-dire proviennent de la ville elle-même) ou exogènes en parcourant de très grandes distances avant de se déposer sur les sols urbains. Ils sont d'origines multiples :

- **Les retombées atmosphériques sèches**

Il s'agit des polluants atmosphériques gazeux ou particulaires qui retombent sous l'effet de la gravité, du vent et des turbulences en l'absence de précipitation. Ces retombées sont composées de particules fines, de métaux lourds, d'hydrocarbures et de micro polluants organiques.

- **La circulation automobile**

La circulation automobile est l'une des principales sources de dépôt direct d'un grand nombre de polluants. C'est le cas en particulier :
des hydrocarbures et du plomb issus de la combustion des huiles et de l'essence;
du caoutchouc provenant de l'usure de pneumatiques;
des substances carbonées macromoléculaires, du zinc, du cadmium et du cuivre issus de l'usure des pneus;
des pièces métalliques (chrome, aluminium, fer, nickel) provenant de la corrosion et de l'usure des plaquettes de frein.
Elle est aussi une source indirecte de pollution par l'érosion des voiries qu'elle nécessite et par l'utilisation des sels de déverglaçage qui contiennent divers additifs.

- **L'érosion des sols et des chantiers**

En période de temps sec, l'érosion des sols soit par l'action du vent soit par l'action mécanique des roues des véhicules constitue une source importante de matières en suspension. Cette pollution est généralement inerte et minérale mais peut cependant contenir des agents actifs dans certains cas. Les masses accumulées peuvent être fortement augmentées par la présence des chantiers.

- **Les animaux**

Les déjections des animaux domestiques divers ou en liberté sont aussi une source de pollution à cause de leur prolifération qui peut causer d'énormes problèmes.

- **La végétation**

Les feuilles et les pollens produisent d'importantes masses de matières carbonées plus ou moins facilement biodégradables. Cette source de pollution est aussi une origine indirecte d'apport en azote, en phosphate et en produits organochlorés.

1.4.3 Les activités humaines

La pollution causée par les activités humaines est classée en trois catégories : la pollution domestique, la pollution industrielle et la pollution agricole. La pollution domestique est causée par l'utilisation quotidienne de l'eau dans les maisons (eau des toilettes et des cuisines). La pollution industrielle provient du rejet dans le milieu naturel des effluents industriels qui causent la plupart du temps des pollutions de type organique ou physique. Ces effluents peuvent avoir aussi un effet toxique sur les organismes vivants et empêchent parfois la capacité d'auto épuration des eaux. La pollution agricole est liée à l'usage dans les champs de culture de produits chimiques pour l'entretien des cultures. Ces produits chimiques (herbicides, insecticides et autres produits phytosanitaires) s'accumulent dans les sols, les nappes phréatiques et atteignent de ce fait la chaîne alimentaire, par conséquent l'homme.

1.5 Description des paramètres de pollution

Les paramètres de pollution sont regroupés en deux grandes classes : les paramètres quantitatifs et les paramètres qualitatifs. Les paramètres quantitatifs sont divisés en deux sous classes : les macro-polluants et les micro-polluants.

1.5.1 Les paramètres quantitatifs

1.5.1.1 Les macro-polluants

Les macro-polluants sont des molécules de grande taille naturellement présents dans l'eau et qui ne deviennent nuisibles que quand ils dépassent cretains seuils de concentration. Il s'agit des matières en suspension, des matières organiques à savoir la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO) l'azote et le phosphore. A titre d'exemple, lors du traitement des eaux usées dans la ville de Montréal, seules les concentrations de matières en suspension et de phosphore total sont à contrôler avant le déversement dans le milieu récepteur. Le tableau ci-dessous présente les seuils fixés pour ces deux paramètres par le Ministère de l'environnement du Québec.

Tableau I

Limite de concentration pour le rejet en milieu récepteur
(G. Dagenais et al., Ville de Montréal, 2003)

Paramètres	Période	Concentration (mg/L)
MES	Année	20
	Hebdomadaire	30
Phosphore total	Année	0,50
	Hebdomadaire	0,75

1.5.1.1.1 Les matières en suspension

Ce sont des matières insolubles, fines, minérales ou organiques, biodégradables ou non. Elles représentent la totalité des matières non dissoutes dans un effluent qu'elle soit décantable ou non. Ces matières insolubles sont mesurées par filtration sous vide sur membrane de fibre de verres tarée et de porosité connue à partir d'un volume d'effluent homogène connu. Après séchage du filtrat à 105 degrés, le taux de

matières en suspension (MES) est exprimé par le rapport de la différence du poids du filtre avant et après filtration sur le volume d'effluent filtré. Il est aussi possible d'effectuer la détermination de la teneur en MES par centrifugation. Les résultats sont alors exprimées sous forme de concentration en particules par million (ppm) ou mg/l.

Les particules les plus fines des MES véhiculent l'essentiel de la pollution des eaux de ruissellement. Leurs principaux effets sont : la réduction de la photosynthèse, la favorisation de la turbidité de l'eau et l'eutrophisation qui porte atteinte à la faune et à la flore.
La plupart des polluants (DBO_5, DCO, métaux lourds) sont très liés aux matières en suspension.

1.5.1.1.2 Les matières organiques

Elles ne deviennent dangereuses que lorsqu'elles sont en excès dans le milieu récepteur. On distingue les matières organiques biodégradables (polluants d'origine humaine) qui se décomposent dans le milieu naturel et les matières organiques non biodégradables (hydrocarbures).

a- La demande biochimique en oxygène (DBO)

Elle représente la quantité d'oxygène consommée par les divers micro-organismes pour oxyder les substances organiques biodégradables présentes dans un effluent. Malgré ses limites la mesure de la DBO reste la technique analytique simulant de la façon la plus précise la métabolisation des pollutions organiques dans les cours d'eau. La mesure de la DBO est la technique donnant la meilleure information sur les moyens de réduire la pollution organique. Pour estimer la quantité d'oxygène nécessaire à la métabolisation des polluants organiques, on utilise soit la méthode normalisée soit la méthode simplifiée.

La méthode normalisée consiste à mesurer la teneur en oxygène dissous avant et après incubation d'un échantillon donné, convenablement dilué. Afin de pouvoir obtenir des valeurs comparables d'un essai à l'autre, on impose une consommation d'oxygène en cinq jours comprise entre 40 et 60 % de la teneur initiale. On effectue donc des dilutions de l'effluent à analyser. L'eau de dilution doit être pure, saturée en oxygène dissous et contenir des éléments nutritifs nécessaires au développement bactérien: $MgSO_4$, $CaCl_2$, $FeCl_2$, NH_4Cl, $NaHPO_4$, $KH2PO_4$. On remplit totalement plusieurs flacons avec chacune des différentes dilutions et un flacon avec l'eau de dilution en témoin. Les flacons bouchés sont placés à l'étuve à 20° C durant 120 heures. On mesure la teneur en oxygène sur tous les flacons et on retient les valeurs correspondant à une consommation voisine de 50 %.

La méthode simplifiée généralement employée consiste à ensemencer l'eau de dilution à l'aide d'eau ou de boue prélevée en aval du point de rejet dans la rivière (une flore qui avec le temps s'est acclimatée au caractère particulier des eaux résiduaires rejetées).
En réalité, c'est surtout le rapport DCO/DBO_5 qui, pour un ensemencement correct, donne une bonne idée de la biodégradabilité de l'effluent. Plus ce rapport est fort, moins biodégradable sera l'effluent.

b- Demande chimique en oxygène (DCO)

Elle représente la quantité d'oxygène qui serait nécessaire pour oxyder les substances organiques dissoutes ou en suspension présentes dans un effluent. Elle s'exprime en ppm ou mg/l. Contrairement à la DBO_5, où l'oxydation se fait lentement par les micro-organismes, dans le cas de la DCO, l'oxydation est provoquée par un excès connu de bichromate de potassium en milieu sulfurique à ébullition en présence de sulfate d'argent (catalyseur) et de sulfate de mercure II (complexant les chlorures). Alors que la DBO_5 ne mesure que la matière organique naturellement et rapidement dégradable, la DCO permet de mesurer la plus grande quantité de matière organique biodégradable et peu dégradable.

c- Carbone Organique Total (COT)

Il permet d'évaluer la quantité de matières organiques présentes dans l'effluent par mesure du gaz carbonique. Il donne aussi une indication directe sur la charge organique de l'effluent.

d- Le Phosphore (P)

Corps chimique simple de symbole P, il est indispensable à la croissance de la végétation et à la survie des organismes vivants. Ses principales origines sont l'agriculture et les rejets domestiques. Mais l'industrie en rejette également du fait de la présence de phosphore dans certains réactifs de laboratoire et dans les eaux de rinçage après utilisation d'une lessive. Son excès dans l'eau entraîne une prolifération d'algues, grandes consommatrices d'oxygène, ce qui peut conduire à asphyxier les milieux aquatiques (eutrophisation).

e- L'azote (N)

L'azote de symbole chimique N a la faculté de changer très facilement de forme chimique, en s'associant à des molécules d'oxygène ou d'hydrogène. Ainsi on distingue l'azote Kjeldhal, l'azote ammoniacal, les nitrites et les nitrates.

- L'azote Kjeldhal

Connu jusqu'en 1992 sous le terme de matières azotées, il comprend l'azote sous les formes organique et ammoniacale. Il a pour origine l'agriculture et la chimie industrielle. La présence de ce type d'azote dans les eaux pluviales est en général considérée comme un signe de la pollution par les eaux usées.

- L'azote ammoniacal

La présence d'ammoniac en quantité importante indique une contamination des eaux pluviales par des rejets d'origine humaine ou industrielle. Les urines humaines ou animales contiennent en effet de grandes quantités d'urée qui se transforme rapidement en ammoniac. On utilise ce paramètre souvent pour identifier les eaux usées domestiques. La proportion de l'azote ammoniacal augmente avec la croissance du pH et de la température.

- Les nitrites (NO_2)

Ils constituent le stade intermédiaire entre les ions ammonium et les nitrates. Peu stable en rivière, on ne les rencontre qu'en cas de déséquilibre en oxygénation ou de la flore bactérienne.

- Les nitrates (NO_3)

C'est le stade final de l'oxydation de l'azote. Ils ont pour origine le lessivage des engrais et des rejets urbains et industriels. Leur présence associée à d'autres éléments nutritifs stimule le développement de la flore aquatique.

1.5.1.2 Les micro-polluants

Le terme micro-polluant désigne un composé minéral ou organique dont les effets sont toxiques à très faible concentration (les teneurs sont évaluées en mg/l). Ces micros polluants contaminent les cours d'eau soit par apport direct, par ruissellement, par érosion, soit indirectement par la pluie. On distingue quatre types de micros polluants : les métaux, les pesticides, les micro-polluants organiques et les micro-polluants issus de la microbiologie.

1.5.1.2.1 Les métaux

Les métaux sont naturellement présents dans les roches et les sols. La présence de gisements métallifères contribue à la contamination métallique des eaux (Bachoc. A et al., 1994). Néanmoins, l'essentiel provient des apports d'origine industrielle, qu'il s'agisse des exploitations minières, des activités industrielles anciennes, ou des activités actuelles.
On distingue deux catégories de métaux : les éléments métalliques et les métaux lourds.

a- Les éléments métalliques : il s'agit du fer, du chrome, du zinc et du nickel qui sont utiles au monde vivant en très faible quantité.

b- Les métaux lourds : il s'agit des métaux tels que le mercure, le cadmium, le plomb, l'arsenic, etc, nuisibles à la santé qui ont la propriété de s'accumuler dans la chaîne alimentaire. Ils ont un fort caractère bio-accumulatif et ont la particularité de ne pouvoir être éliminés. Au-delà d'un certain seuil, ils deviennent des toxiques importants pour l'homme. Ils sont libérés par les activités humaines au niveau des bassins versants telles que la circulation automobile, l'artisanat, les bâtiments, etc. Ensuite ils sont déposés sur les surfaces imperméabilisées pour être lessivés par les eaux de ruissellement et entraînés vers les rivières. Ils sont généralement rencontrés à l'état de traces dans les eaux à cause de leur faible solubilité et du fait qu'ils sont en grande partie absorbés par les matières en suspension (MES).
Un métal lourd peut être plus ou moins toxique selon qu'il est sous forme de cation métallique hydraté, de complexe organométallique très stable ou de complexe minéral.

1.5.1.2.2 Les pesticides

Ils sont utilisés pour lutter contre les parasites des plantes. Ils proviennent de la pollution agricole.

1.5.1.2.3 Les micros-polluants organiques : les hydrocarbures

Ce sont des corps composés essentiellement de carbone et d'hydrogène. Peu biodégradables, ils s'accumulent et enrobent les plantes, les berges stoppant ainsi leurs échanges vitaux et interdisant le développement de la faune et de la flore. Lorsqu'ils forment un film de surface, ils s'opposent à l'oxygénation naturelle de l'eau et provoquent des irisations qui constituent l'un des éléments les plus nuisibles de la pollution par temps de pluie. Ils proviennent en général du lessivage de l'essence, de l'huile et des produits de combustion déposés sur les surfaces urbaines. Les principaux hydrocarbures sont les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques).

1.5.1.2.4 Les micros-polluants issus de la microbiologie

Il s'agit des bactéries, des virus et des parasites. Ils sont d'origine naturelle ou humaine et se retrouvent dans les cours d'eau en aval de toutes les grandes agglomérations.

1.5.2 Les paramètres qualitatifs

Comme paramètres qualitatifs, on peut citer le potentiel Hydrogène (pH), la conductivité hydraulique, la turbidité, l'oxygène dissous et la température.

1.5.2.1 Le potentiel hydrogène (pH)

Il permet d'apprécier l'acidité ou l'alcalinité d'une eau. Un pH compris entre 0 et 7 qualifie une eau acide, entre 7 et 12, une eau basique. Un pH entre 6 et 9 favorise un bon développement de la faune et de la flore. L'influence de ce paramètre se fait ressentir aussi sur les équilibres ioniques des autres éléments en augmentant ou en diminuant leur toxicité.

1.5.2.2 La conductivité hydraulique

Une relation existe entre la teneur en sels dissous d'une eau et sa résistance au passage d'un courant électrique. Cette résistance est exprimée par la conductivité hydraulique qui constitue une bonne appréciation des concentrations globales des matières en solution dans l'eau. La conductivité augmente avec la teneur en sels dissous et la température. La plupart des espèces aquatiques ne supportent qu'une faible variation en sels dissous. Or avec le déversement d'effluents industriels ou urbains, d'importantes variations de sels dissous sont observées dans l'eau ce qu'il faut éviter pour le bien-être des espèces aquatiques.

1.5.2.3 La turbidité

Ce paramètre est un indicateur de la proportion de matières en suspension présentes dans l'eau. Une forte turbidité réduit la photosynthèse et baisse la teneur en oxygène. Elle a souvent un effet néfaste sur la faune et la flore en général et en particulier gêne la respiration des poissons et colmate les frayères perturbant ainsi la reproduction.
La turbidité de l'eau est liée à des apports naturels à savoir les crues, les décompositions de matières organiques ou à des apports humains (érosion, déversements, curage, dragage).

1.5.2.4 L'0xygène dissous (OD)

Sa présence dans les eaux dépend de plusieurs facteurs que sont la température, la photosynthèse, les courants, le brassage et l'activité biologique. Il s'exprime sous forme de concentration et la concentration maximale que peut contenir une eau sous forme dissoute dépend de sa température. Un rapport entre la concentration réelle en oxygène et la concentration maximale peut être calculé donnant ainsi le pourcentage de saturation de la solution. Les teneurs en oxygène peuvent être déterminées par :
- la respiration des organismes aquatiques;
- l'oxydation et la dégradation des polluants;
- l'activité photosynthétique de la flore;

- les échanges avec l'atmosphère.

Le tableau ci-dessous donne les intervalles de variation de quelques paramètres polluants dans les eaux de ruissellement.

Tableau II

Intervalle de variation de quelques paramètres de pollution des eaux de ruissellement
(A.Bachoc et al., 1994)

pH	4 à 7
MES	150 à 350 mg/L
DBO_5	30 à 150mg/L
DCO	20 à 30 mg/L
SO_4	2 à 35 mg/L
Cu	0,5 à 2 mg/L
Na	0,5 à 2 mg/L
Zn	0,02 à 0,08 mg/L
Pb	0 à 0,15mg/L

1.6 Impact des paramètres de pollution sur le milieu récepteur

Les différents polluants contenus dans les eaux de pluie ont sur le milieu récepteur les mêmes impacts que les eaux usées à l'exception qu'ils produisent des effets chocs non durables fonctions de la durée des rejets. Les apports discontinus des eaux pluviales sont capables de produire trois types d'effets qui sont fonction de la nature des polluants véhiculés par ces dernières. On peut citer :
les effets immédiats ou à court terme conduisant à un effet toxique brutal causant ainsi la mort rapide de différents organismes;

les effets différés ou à long terme caractérisés par l'accumulation au cours du temps des substances toxiques chez certains organismes;
les effets chroniques sur la biocénose caractérisés par la non récupération des espèces animales et végétales entre deux événements successifs de la qualité de l'eau.

Les conséquences de ces effets peuvent être néfastes pour les écosystèmes et se traduisent souvent par :
des problèmes de manque d'oxygène dans les milieux récepteurs entraînant ainsi des taux de mortalité élevés;
des problèmes d'eutrophisation causés par les apports d'azote ou de phosphore;
des problèmes de contamination toxiques qui engendrent des déformations génétiques ou des disparitions d'espèces.

Le tableau 3 indique l'origine des paramètres de pollution ainsi que leur effet sur l'environnement et la santé.

1.7 Conclusion

La pollution de plus en plus prononcée des eaux de ruissellement a conduit à porter une attention plus particulière à leur gestion en milieu urbain. Mais une gestion efficace de ces eaux ne pourrait être faite sans une maîtrise parfaite des sources de pollution et une bonne connaissance des phénomènes de genèse et de transport en jeu. C'est pour cela que des initiatives de campagnes de mesures des paramètres de pollution ont été prises afin de permettre une meilleure connaissance de ces derniers. Notre projet intitulé «Analyse statistique des mesures de pollution en temps de pluie» a été initié afin d'exploiter ces mesures pour étudier les différentes relations entre les polluants en vue d'une bonne gestion en temps réel et différé des eaux usées. Aussi dans le cadre de notre travail, des mesures ont été effectuées en laboratoire afin de vérifier si les instruments jadis utilisés pour les eaux potables et qui ont été mis en place pour la prise des mesures en continu sont fiables.

Tableau III

Récapitulation de l'impact des polluants sur le milieu récepteur (Chebbo G., et al., 1995

Paramètres mesurés	Effets sur l'environnement	Effets sur la santé	Secteurs d'activités
MES	- Réduction de la production photosynthétique. - Colmatage du lit de la rivière et des frayères. - Colmatage des branchies des poissons		Agro-alimentaire, bois, papier, textile, industrie extractive
DCO	- Diminution de la photosynthèse - Consommation d'oxygène dissous au détriment de la faune et de la flore		Agro-alimentaire, bois, papier, textile, chimie, traitement des déchets
COT	- Diminution de la photosynthèse - Consommation d'oxygène dissous au détriment de la faune et de la flore		Agro-alimentaire, bois, papier, textile, chimie, traitement des déchets
N	- Perturbation de la production d'eau potable - Toxique pour les poissons - Eutrophisation des écosystèmes aquatiques	Nitrite : à forte dose, oxydation du fer ferreux de l'hémoglobine du sang des nourrissons conduisant à la formation de méthémoglobine et à l'asphyxie du nourrisson.	Agro-alimentaire, chimie
P	- Eutrophisation des écosystèmes aquatiques.		Traitement de surfaces, industrie de détergents
Plomb (Pb)	- Responsable du saturnisme.	Retard intellectuel chez l'enfant, Troubles rénaux et cardio-vasculaires.	Traitement de surfaces, métallurgie, chimie, cristallerie
Zinc (Zn)	- Toxicité aigue sur les organismes aquatiques - Perturbation de la croissance des végétaux		Traitement de surfaces, métallurgie, chimie
Chrome	- Toxique pour les végétaux - Sensibilité des organismes intérieurs (bactéries, algues)	Irritation de la peau et des muqueuses, atteintes hépatorénales CrVI : mutagène et cancérogène	Traitement de surfaces, industries des métaux, chimie

CHAPITRE 2

ANALYSE STATISTIQUE DES MESURES DE LA POLLUTION PAR TEMPS DE PLUIE

2.1 Introduction

Comme la plupart des municipalités, le secteur I de l'arrondissement de Verdun ne dispose jusqu'à présent que d'un réseau d'assainissement unitaire qui capte aussi bien les eaux pluviales que les eaux domestiques et industrielles. Ce réseau en temps de pluie se retrouve surchargé. Nous assistons alors à des refoulements et/ou aux déversements des eaux sans traitement dans le milieu récepteur. Cette situation est néfaste aussi bien pour la population que pour le milieu récepteur (aquatique, faune et flore). Face à ce problème, la construction d'un nouveau réseau a été proposée pour assurer le drainage direct des eaux pluviales vers le milieu récepteur. Le système existant sera maintenu en place pour le drainage des eaux domestiques et des eaux pluviales de toiture. Le réseau qui assurera le drainage des eaux de ruissellement déversera directement les eaux dans le milieu récepteur qui est en l'occurrence le fleuve St Laurent. Afin de caractériser la pollution rejetée au milieu naturel et de démontrer la plus-value environnementale du projet, une campagne de mesures a été effectuée. Cette campagne a consisté à relever les concentrations en MES, DBO_5, DCO, COT, NH_4, Ptotal, NO_2, NO_3 par le biais de mesures effectuées en laboratoire sur des échantillons. Les concentrations moyennes de ces polluants présents dans les eaux pluviales ont été calculées. Elles ont été comparées aux concentrations des effluents des eaux usées après traitement. Ceci pour s'assurer que le déversement direct des eaux pluviales dans le milieu récepteur suggéré pour éviter les débordements en temps de pluie ne sera pas néfaste pour l'environnement.

2.2 Problématique

Dans ce chapitre, nous présenterons le cas du secteur I de l'arrondissement de Verdun qui fait partie des municipalités ayant mis en place des dispositifs pour la

mesure des polluants en temps réel. L'analyse des données consiste à étudier l'existence éventuelle de relation entre les différents paramètres de pollution. Ces relations permettront d'exprimer les paramètres polluants coûteux et longs à obtenir en fonction de simples paramètres susceptibles d'être acquis en temps réel. Le but ultime est d'assurer d'une part une bonne gestion en temps réel, et d'autre part, optimiser les coûts des futures campagnes de mesure et pour une gestion en temps différé des réseaux.

2.3 Revue de littérature

Les eaux de ruissellement regroupent les eaux de toiture, les eaux de voiries et les eaux des surfaces perméables. En milieu urbain, les eaux de toiture représentent plus de la moitié du volume de ruissellement. Elles véhiculent de 10 à 40% des matières en suspension (MES) et des matières organiques, 65 à 80% des métaux et 223 à 2054 µg/l des hydrocarbures qui sont drainés par les eaux de ruissellement à l'entrée d'un réseau (Mottier 1994). Pour ces eaux, les matières en suspension sont le principal vecteur de pollution des eaux Grommaire C., (1998). Par ailleurs la majorité des paramètres de pollution (DBO, DCO, COT, Ptotal, l'ammoniac, les métaux lourds et les hydrocarbures) se retrouvent de ce fait corrélés à ces dernières. Ongley et al. (1981) ont établi que le phosphore total est fortement corrélés aux matières en suspension. Hoffman et al. (1985) ; Herman (1981) ; Hewitt and Rashed (1992) ; Oliver et al. (1974) ont ressorti que les métaux lourds et les hydrocarbures sont aussi très corrélés aux matières en suspension.

Pour les eaux de ruissellement de voirie, elles transportent 60 à 90% des MES et des matières organiques, 10 à 20% des métaux et 0.05 à 18mg/l d'hydrocarbures qui sont drainés par les eaux de ruissellement à l'entrée d'un réseau (Mottier 1994). Plusieurs auteurs ont établi l'existent de relation entre les matières en suspension et les autres paramètres de pollution pour ces types d'eau de ruissellement.

Quant aux eaux de ruissellement générales (mélange d'eaux de toiture, de voirie, de surfaces perméables et imperméables), Lopez et al. (1995) ont établi une forte

relation entre les paramètres de pollution chimiques (DBO, DCO, COT...) et les matières en suspension. Paffoni C., (1994) a affirmé lors d'une campagne de caractérisation effectuée sur les eaux de la région de la Seine (France) que la quasi-totalité des métaux sont fortement liés aux MES.

La mesure en continu de la pollution des eaux de ruissellement avait aussi fait l'objet de nombreuses recherches. La technique utilisée décrite par Grange D. (1994) a été faite dans un laboratoire de l'ouest Parisien. La méthodologie mise en place pour la mesure en continu est la spectrophotométrie d'absorption dans l'ultraviolet et le visible. Cette technique permet l'obtention indirecte de la DCO et des MES.
Le dispositif mis en place pour ce principe de mesure est constitué de :

- Un limnigraphe pour l'enregistrement en continu des hauteurs d'eau ; ces mesures de hauteur permettent l'obtention des volumes déversés ;
- Un seuil constitué par une deuxième prise de pression positionnée légèrement au-dessous du niveau du seuil de déversement de façon à bien prendre en compte la qualité des premiers effluents déversés. Il commande la mise en route automatique du dispositif de mesure en continu de la pollution. Dès que ce seuil est atteint :
    - la pompe, de type péristaltique, alimente la cuve du pollutomètre HORIBA ;
    - le préleveur ISCO démarre son cycle ;
    - un dispositif est actionné permettant le calage de temps très précis sur la centrale d'acquisition ;
- un pollutomètre HORIBA : il effectue des mesures continues d'absorption de l'ultra-violet (254 mm) et du visible (546mm) pour obtenir une corrélation avec la DCO et les MES ;
- un préleveur ISCO qui effectue des prélèvements à des intervalles de temps réguliers ;
- un pluviographe ;
- une centrale d'acquisition multivoies couplée à un modem.

Les résultats obtenus par ce principe de mesure ont permis d'établir des relations linéaires entre absorbance (ultra-violet et visible) et la DCO et les MES.

- DCO (mg/l) = 1809 Abs_{UV} – 127 (r = 0,94)
- MES (mg/l) = 3510 Abs_{VI} – 3,2 (r = 0,82)

En élevant au carré les valeurs de r, nous obtenons pour la DCO, $r^2 = 0,88$ et pour les MES $r^2 = 0,67$. La corrélation est alors très pertinente pour la DCO, tandis que pour les MES elle l'est moins. L'absorbance ne permet alors qu'une bonne estimation de la DCO. Néanmoins, avec cette méthodologie, tous les déversements ont été caractérisés dans leur intégralité, ce qui montre la fiabilité du système de mesure.

Ruper Y., Lucas E., (2001) ont effectué aussi des études sur la mesure en continu des paramètres de pollution. La méthodologie utilisée est la turbidimétrie qui sera également utilisée plus tard dans notre travail. L'étude a porté sur les eaux unitaires pour la région de Bordeaux, et a été faite par temps sec et par temps de pluie. Les mesures effectuées durant cette campagne de caractérisation ont permis d'établir les relations entre les MES et la turbidité (tableau IV) d'une part et d'autre part entre la DCO et la turbidité (tableau V)

- Pour les MES

Tableau IV

Corrélations MES = f (turbidité)

Conditions	Nb Échant	Gamme MES (mg/l)	Corrélation MES (mg/l) = f(tur) (NTU)	R^2
Temps sec (1) 98	52	40 - 500	y = 1,38x – 1,85	0,87
Temps sec (2) 99	40	20 - 450	y = 1,37x – 11,72	0,85
Temps de pluie (3) 98-99	9	100 - 1300	y = 1,99x – 8,49	0,86
(1) + (2) + (3)	101	20 - 1300	y = 1,80x – 53,88	0,86

- Pour la DCO

Tableau V

Corrélations DCO = f (turbidité)

Conditions	Nb Échant	Gamme DCO (mg/l)	Corrélation DCO (mg/l) = f(tur) (NTU)	R^2
Temps sec (1) 98	52	100 - 700	y = 2,38x +167,52	0,66
Temps sec (2) 99	40	100 - 800	y = 1,70x + 198,01	0,56
Temps de pluie (3)98-99	9	100 - 900	y = 1,35x + 18,93	0,78
(1) + (2) + (3)	101	100 - 900	y = 1,21x + 235,01	0,49

L'analyse des équations des tableaux V et VI indique :

- que les MES sont fortement corrélés à la turbidité quelque soit le moment de mesure,
- que la DCO est très difficile à évaluer à partir de la turbidité car les coefficients sont nettement inférieurs à ceux obtenus sur d'autres sites (Ruban 1995).

Par ailleurs Krajewski et al (2000) ont présenté un tableau récapitulatif de plusieurs travaux de recherche sur la relation fonctionnelle entre d'une part les MES et la DCO et d'autre part la turbidité et l'absorbance (tableau VI)

Tableau VI

Relations de pseudo-étalonnage obtenues par différents expérimentateurs

(J.-L. Bertrand Krajewski et al., 2000)

Relations établies	Coefficient de détermination	Source
MES = 1429 A_{b506} - 83	0,91	Bouzanne (1985)
DCO = 1818 A_{b506} - 124	0,82	Paitry (1987)
MES = 1075 A_{b506} – 124	0,93	
DCO = 1064 A_{b506} – 14	0,77	
MES = 990 A_{b506} – 125	0,91	
DCO = 1818 A_{b506} - 233	0,82	
MES = 1,069 T_b – 0,88	0,93	Doyen (1992)
MES = 1,095 T_b + 4,67	0,96	
MES = 0,73 T_b - 2,93	0,93	
MES = 0,57 T_b + 9,77	0,97	
DCO = 1809 A_{b254} – 127	0,94	Grange (1994)
MES = 3510 A_{b546} – 3,2	0,82	
DCO = 21,23 T_b – 310	0,94	Marchandise et al. (1978)
MES = 7,94 T_b – 88	0,95	
DCO = 9,09 T_b – 99	0,93	
MES = 4 T_b - 53	0,90	
MES = 0,30 T_b – 84,3	0,94	Ruban et al. (1993)
DCO = 0,88 T_b – 176,3	0,93	
MES = 0,24T_b – 32,4	0,92	
DCO = 0,65 T_b – 28,6	0,93	
MES = 0,87 T_b – 80,2	0,94	
DCO = 1,18 T_b – 346,9	0,91	
DCO = 595 A_{b254} – 178	0,97	Grange et Pescheux (1986)
MES = 1465 A_{b546} – 18	0,95	

2.4 Caractéristiques du bassin du secteur I de l'arrondissement de Verdun

Le bassin du secteur I de l'arrondissement de Verdun est divisé en trois sous bassins. Le premier est délimité par l'autoroute 10 et la rue Willibrord, le deuxième par les rues Willibrord et Moffat et le troisième par la rue Moffat et l'extrémité du territoire. La figure 4 donne une illustration du territoire de l'arrondissement de Verdun.

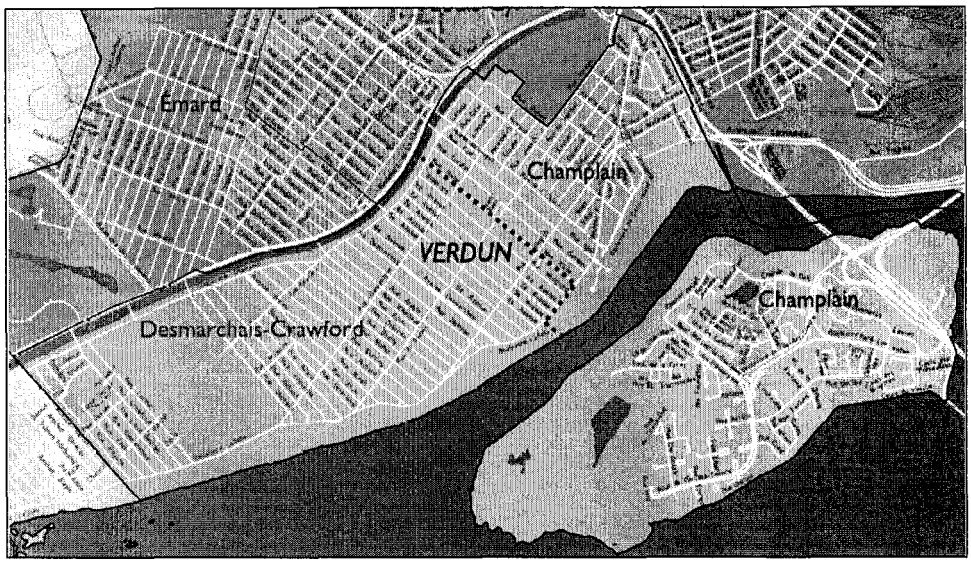

Figure 4 Illustration du territoire de l'arrondissement de Verdun
(Site Web de l'arrondissement de Verdun)

Le tableau 4 regroupe les caractéristiques de chacun des trois sous bassins.

Tableau VII

Caractéristiques du bassin du secteur I de l'arrondissement de Verdun
(Arrondissement de Verdun)

Bassins / Caractéristiques	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 3
Superficie	177 ha	154 ha	213 ha
Imperméabilité	54%	51%	42%
Pente	0,5%	0,5%	0,5%
Cos	2,75	1,8	0,85
Balayage	7 jours	7 jours	7 jours

2.5 Collecte des données

Les données de mesure de pollution disponibles pour le secteur I de l'arrondissement de Verdun ont été effectuées pour divers événements pluvieux à des pas de temps variés (5mn, 15mn et 30mn). Le principe a consisté à installer dans les ouvrages de drainage d'eau, une sonde multiparamètres pour l'acquisition de paramètres physico-chimiques et à effectuer des prélèvements acheminés au laboratoire pour la mesure des autres paramètres de pollution (MES, DBO_5, DCO, métaux lourds, coliformes, etc.). La sonde multiparamètres permet d'acquérir en temps réel des paramètres tels que la turbidité, l'oxygène dissous, la conductivité et le pH. Le dysfonctionnement des appareils de mesures mène parfois à la prise de mesures erronées ou à des valeurs manquantes. Dès cet instant, il est nécessaire avant toute exploitation des séries de mesures d'estimer les données manquantes, de filtrer les données brutes et de reconstituer les séries de données.

2.6 Traitement des données

2.6.1 Estimation des données manquantes

L'estimation des données manquantes peut se faire par plusieurs méthodes telles que :

Le filtre de Kalman

La régression multiple et pseudo-orthogonale

L'analyse en composantes principales

ARIMA

Toutes ces méthodes d'estimation sont adaptées à des circonstances précises selon que l'on dispose d'une seule ou de plusieurs séries de données et selon le nombre de données dont on dispose avant et après le point où se fera l'estimation.

2.6.1.1 Technique univariée

Cette technique adopte la méthodologie de deux modèles autorégressifs pour l'estimation des données manquantes. Le premier modèle autorégressif qui fonctionne dans le sens normal du temps est exprimé comme suit :

$$X_t^A = \phi_{t/t-1} \times X_{t-1}^A + W_{t-1}^A \qquad (2.1)$$

L'exposant A désigne la direction aller dans le temps.

La grandeur qu'on cherche à estimer à l'instant t (X_t) se calcule en fonction de la même grandeur estimée ou mesurée à l'instant t-1, X_{t-1} moyennant la matrice de transition $\phi_{t/t-1}$

W_{t-1} est un terme aléatoire qui représente les bruits de mesure et de modélisation

Le deuxième modèle autorégressif qui fonctionne dans le sens rétrograde du temps est exprimé comme suit :

$$X_t^R = \phi_{t/t-1} \times X_{t-1}^R + W_{t-1}^R \qquad (2.2)$$

L'exposant R désigne la direction retour dans le temps.

Chaque donnée manquante est estimée deux fois. Une première fois par extrapolation du modèle (2.1) dans le sens croissant du temps et une seconde fois par extrapolation du modèle (2.2) dans le sens rétrograde du temps. Afin de comprendre le fonctionnement des modèles, on considère une série de données mesurées à partir de l'instant «0» à «t», une succession de données manquantes de «t + 1» à «t + M» et une série de données mesurées disponibles de «t + M + 1»à «t_f». L'estimation aller se fera de «t + 1» à «t + M» et l'estimation retour de «t_f» à «t +M + 1».

2.6.2 Validation des données

Lors de la mesure des données, elles peuvent être sujettes à trois types d'erreur :

Les erreurs aléatoires et les erreurs de faible amplitude qui sont généralement supposées indépendantes, gaussiennes ou de valeur moyenne nulle.

Les erreurs systématiques de grande amplitude dues à des événements non aléatoires tels que le biais des instruments, le mauvais fonctionnement d'un limnimètre, les modèles incomplets et imprécis (qui ne prennent pas en compte le phénomène de laminage dans le calcul des débits).
Les erreurs accidentelles dues à la défaillance momentanée d'un opérateur ou d'un appareil et détectable par des ruptures dans un signal.

Le choix de la méthode de validation dépend du type d'erreur à corriger et du nombre de séries de données dont on dispose. La validation permettra d'éliminer et de reconstituer au mieux les valeurs aberrantes dans les séries chronologiques. On distingue deux méthodes de validation : les méthodes de filtrage univarié utilisées dans le cas où on dispose d'une seule série de données. Les méthodes de filtrage multivarié utilisables lorsqu'on se retrouve en présence de plusieurs séries de données. Toutefois quelque soit la méthode de filtrage utilisée, elle doit être en mesure de trouver un compromis entre les deux objectifs essentiels suivants :
Eliminer au maximum les bruits de mesure,
Déformer au minimum le signal de base.

2.6.2.1 Validation par filtrage univarié

Il existe plusieurs types de filtres pour la validation univariée. Il s'agit du :

- Lissage de type fenêtre mobile
- Lissage exponentiel
- Filtrage par fréquence

2.6.2.1.1 Lissage de type fenêtre mobile

Ce lissage permet l'ajustement d'un polynôme à toutes les observations d'une série. Cela peut conduire à retenir un degré plus élevé. L'estimation des coefficients peut

dans ces conditions s'avérer peu précise. De ce fait, plutôt que de retenir un ajustement global, l'estimation se fait en un point à l'aide des observations entourant ce dernier par une droite (régression linéaire), une parabole (régression quadratique), une médiane.
Les résidus d'ajustement étant supposés centrés, il en résulte une atténuation de leur importance et par conséquent leur lissage.

a- Filtre à régression linéaire

Il a l'avantage d'approximer par une droite, la tendance de (2m + 1) points de mesures successives représentant la largeur de la fenêtre; m est un entier positif choisi a priori. Ainsi pour l'estimation de la mesure à un instant t, la tendance sur cette fenêtre est un segment de droite d'équation :

$$\text{tendance (k)} = \alpha k + \beta \qquad \text{avec } -m \le k \le m \tag{2.3}$$

α et β sont déterminés par la méthode des moindres carrés qui minimise la somme quadratique donnée par :

$$S(\alpha,\beta) = \sum_{k=-m}^{m} (\alpha k + \beta - x_k)^2 \tag{2.4}$$

b- Filtre à régression quadratique

Ce filtre permet d'effectuer un filtrage en approximant la tendance sur (2m+1) points (où m représente le nombre de données d'une série) par un polynôme de second degré de la forme de :

$$\text{tendance (k)} = \alpha + \beta k + \gamma k^2 \quad \text{avec } -m \le k \le k \tag{2.5}$$

où α, β, et γ sont déterminés par la méthode des moindres carrés :

$$S(\alpha,\beta,\gamma) = \sum_{k=-m}^{m} (\alpha k + \beta k + \gamma k^2 - x_R)^2 \qquad (2.6)$$

Ce filtre se comporte mieux pour une courbe en dents de scie. On note également que pour un même nombre de points le filtre à régression quadratique reproduit bien les pointes.

c- Filtre médian (FM)

Contrairement aux deux méthodes précédentes, le filtre médian n'est pas paramétrique. Il est le mieux adapté à l'élimination des valeurs aberrantes et consiste simplement à prendre la médiane et non la moyenne pour estimer le paramètre central d'une population. Sur une fenêtre de largeur 2m + 1, avec m entier positif choisi à priori, le filtre s'exprime :

$$X_t = médiane\{X_{t-m} + X_{t-m+1} + ... + X_t + ... + X_{t+m}\} \qquad (2.7)$$

La médiane d'une série continue ordonnée de la façon suivante ($x_1 < x_2 < \ldots x_p \ldots < x_n$) est donnée par :

$$Md\{x_1, x_2, \ldots x_p \ldots, x_n\} = \begin{cases} x_p & \text{si } n = 2p + 1 \\ \frac{1}{2}(x_p + x_{p+1}) & \text{si } n = 2p \end{cases} \qquad (2.8)$$

Ce filtre a l'avantage d'être plus robuste que les deux méthodes vues précédemment. Car une observation aberrante dans les deux précédentes méthodes affectera de façon importante le lissage des données. Donc dans les séries où l'on suspecte la présence d'observations aberrantes, il est souhaitable d'utiliser un filtre médian.

d- Filtre « ébarbeur » et « Winsorizeur »

Ce filtre constitue un compromis entre le filtre médian et les filtres moyenneurs. Il consiste à exclure les observations les plus éloignées de la médiane avant de calculer la moyenne. Cette opération est connue sous le nom d'ébarbage. Les valeurs exclues sont ensuite reconstituées à partir des valeurs les plus proches conservées; c'est le winsorizing. Ce type de filtre donne un filtrage assez régulier en adoucissant les pentes abruptes et en enlevant les irrégularités.

2.6.2.1.2 Le lissage exponentiel

a- Lissage exponentiel simple (LES)

C'est un type de lissage défini par la récurrence suivante :

$$Y_t = \alpha X_t + (1-\alpha) Y_{t-1} \text{ avec } 0 < \alpha < 1 \qquad (2.9)$$

Y_t la valeur lissée

X_t la valeur brute

α est une constante de lissage appelé aussi facteur d'oubli.

Ce filtre peut aussi s'écrire sous forme d'une combinaison linéaire infinie d'observations du passé avec une pondération $\omega_k = \alpha(1-\alpha)^k$ qui décroit géométriquement lorsqu'on s'éloigne de ce dernier.

Cet estimateur est sans biais pour une série chronologique stationnaire (Bosq et Lecoutre) et la variance de la série lissée est moindre que celle de la série originale.

b- Lissage exponentiel double (LED)

Le lissage exponentiel double est en fait un lissage exponentiel simple appliqué deux fois. Les équations qui le caractérisent sont les suivantes :

$$a0_t = \lambda x_t + (1-\lambda)\,[a0_{t-1} + a1_{t-1}] \qquad (2.10)$$

$$a1_t = \mu\,[a0_t - a0_{t-1}] + (1-\mu) a1_{t-1} \qquad (2.11)$$

avec $\lambda = 1 - (1- \alpha)^2$

$\mu = \alpha/2- \alpha$

Ce type de filtre qui se prête beaucoup mieux à la prévision à court terme est conçu de façon à répondre rapidement à une variation brusque de l'historique en ne sous estimant pas les valeurs futures.

2.6.2.1.3 Filtrage par fréquence

Cette technique consiste à appliquer à la série originale de données un filtre qui enlèvera les composantes fréquentielles non désirables. Les filtres les plus utilisés sont les filtres passe-bas, passe-haut et passe-bande. Pour ce type de filtre, les phénomènes mis en cause ont des périodes très longues et inversement des fréquences très basses ce qui fait que le filtre passe-bas est le plus adéquat pour l'élimination de fluctuations indésirables.

2.6.2.2 Validation par filtrage multivarié

On a recours à ce type de filtrage quand on se retrouve dans un contexte où plusieurs capteurs mesurent la même grandeur au même endroit. Dans la validation multivariée, trois grandeurs sont à considérer :

G_m : la grandeur mesurée par le capteur qui est la valeur à valider,

G_R : l'estimation de la grandeur à partir d'un modèle de régression multiple dont les paramètres sont estimés par le filtre de Kalman,

G_{AR} : l'estimation de la grandeur à partir d'un modèle auto régressif dont les paramètres sont estimés par le filtre de Kalman.

L'algorithme de validation est itératif et il est appliqué dans les sens aller et retour du temps et la valeur mesurée n'est jugée aberrante que si elle a été éliminée dans les deux sens.

Toutes ces méthodes d'estimation de données manquantes et de validation de données ont été mises ensemble pour l'élaboration d'un logiciel dénommé PREVAL (Bennis et al. 2003). Ce logiciel a pour but de fournir des outils de correction, de traitement et de validation des séries de mesure en analysant et en jugeant les résultats des filtrages et leurs effets sur chacune des composantes du bilan hydrique. Pour la validation des données, on peut avoir recours à des stations de référence situées soit dans le même bassin soit dans un bassin voisin. Le logiciel a été établi avec une interface graphique Windows 98 ou XP qui offre la possibilité de visualiser simultanément les courbes de niveau, de vitesse, de débit et de concentration des polluants. Il est simple d'utilisation et plusieurs options sont disponibles. Il s'agit de :
La validation des données (en temps réel et en temps différé) sans aucune correction.
L'interpolation qui permet de tracer une droite entre deux points sélectionnés lorsqu'il manque quelques données.
Le filtrage : elle est une sorte d'adaptation progressive des valeurs de manière à éviter les sauts intempestifs dus par exemple à un étalonnage de capteur ou à la présence d'un obstacle (filtrages univarié et multivarié).
L'estimation des données manquantes où on retrouve toutes les méthodes d'estimation exposées auparavant.
La prévision des valeurs hydrologiques en connaissant les valeurs historiques de la station.
Le calcul des débits qui se fait à partir des vitesses et des hauteurs d'eau en fonction de la géométrie de la conduite.
La correction du facteur d'échelle qui consiste à utiliser une courbe de référence pour copier les données entre deux dates capturées.
Le retour aux valeurs de départ : cette fonction permet de remettre les mesures à leur état initial c'est-à-dire sans aucune validation ni correction.

Toutes les séries de données utilisées dans la suite de notre travail ont été traitées par ce logiciel afin de d'éliminer les valeurs aberrantes et de reconstituer les séries de données.

2.7 Étude de corrélation entre les différents paramètres de pollution

La caractérisation des eaux de ruissellement en milieu urbain est une opération assez onéreuse pour les municipalités. Pour être représentative, l'analyse doit porter sur plusieurs événements pluviométriques comportant chacun plusieurs échantillons. Chaque échantillon est analysé en rapport avec les différents indicateurs de la pollution. Dans le but d'utiliser le budget disponible de la manière la plus parcimonieuse possible il serait intéressant de connaître les corrélations qui existent entre les différents polluants. Nous étudierons dans un premier temps la corrélation entre les mesures d'un même paramètre prises dans deux conduites différentes: une conduite unitaire (Rhéaume) et deux conduites pluviales (Grenier et Wellington). Cette étape devrait nous permettre de savoir s'il est possible de déterminer un paramètre de pollution à un endroit donné du réseau à partir de mesures prises à un autre endroit du réseau. Ensuite nous passerons à l'étude de corrélation entre les différents paramètres polluants présents dans les eaux de ruissellement et les matières en suspension d'une part. D'autre part, on tentera de relier les différentes concentrations aux concentrations de MES et de DCO.

2.7.1 Corrélation entre les pollutogrammes de sites différents

Pour cette étude, les données considérées sont celles des huit événements pour lesquels des mesures de MES ont été prises. Ces mesures ont été prises dans une conduite unitaire (Rhéaume) qui constitue l'exutoire du bassin et dans deux conduites pluviales situées à divers endroits du bassin (Grenier et Wellington).

Après avoir fait une estimation des données manquantes par interpolation à l'aide du logiciel PREVAL, les courbes de régression ainsi que leurs équations et coefficients de détermination seront présentés dans les paragraphes suivants.

2.7.1.1 Corrélation entre les mesures de différents sites.

Les graphes suivants montrent les différentes corrélations entre les MES de différents sites pour les différents événements pluvieux. Le principe d'élaboration des graphes consiste à représenter les données en MES d'un site en fonction de celles d'un autre site par un nuage de points. Ensuite on applique au nuage de points la courbe de régression la plus adaptée possible et on détermine l'équation de la courbe ainsi que le coefficient de détermination (R^2), (Baillargeon G., 1989), (Kirkup L., 2002).

Les figures 5 et 6 nous permettent de dégager les remarques suivantes :

- Il existe une forte corrélation entre les concentrations de MES mesurées en égout pluvial et unitaire.
- Les concentrations de MES mesurées en égout pluvial sont supérieures à celles mesurées en égout unitaire.
- L'équation de régression reliant les MES en égout pluvial et unitaire change selon l'endroit de mesure.

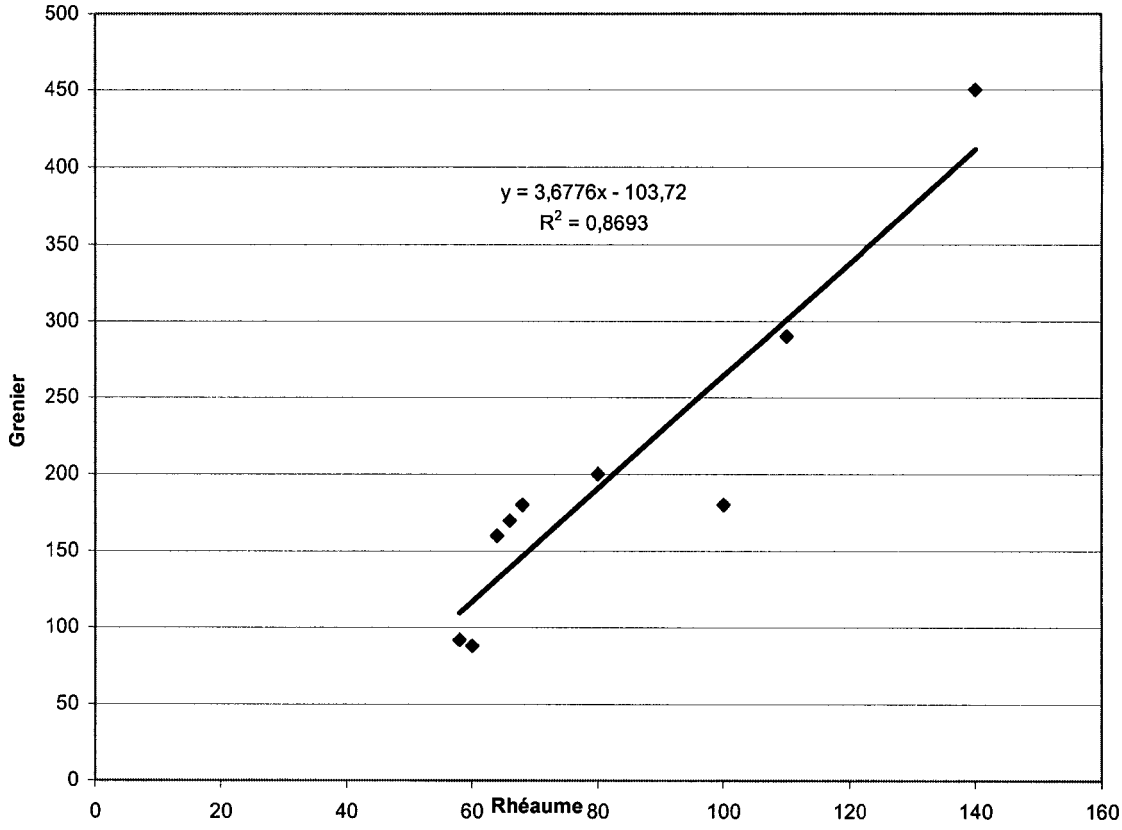

Figure 5 Corrélation entre les MES à Rhéaume et à Grenier pour l'événement du 24 septembre 1999

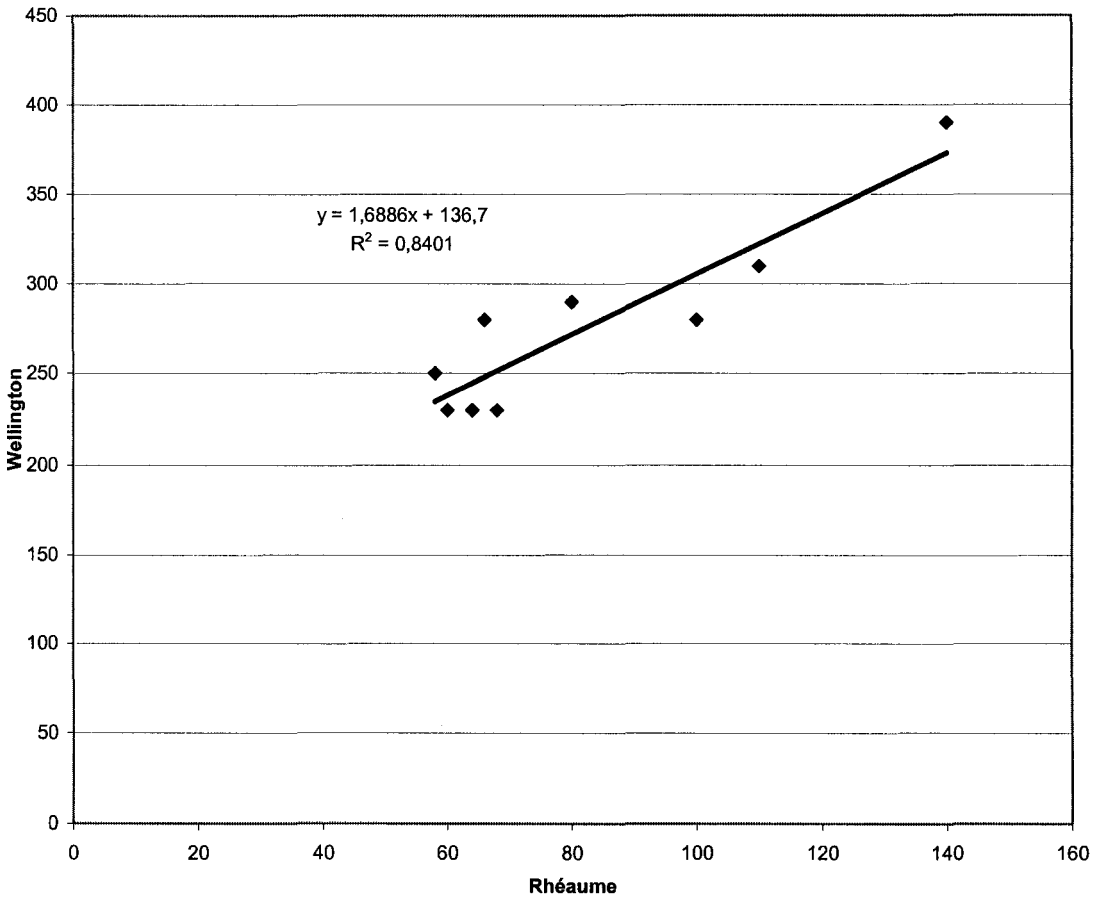

Figure 6 Corrélation entre les MES à Rhéaume et à Wellington pour l'événement du 24 septembre 1999

La figure 7 met en évidence la forte corrélation qui existe entre les pollutogrammes des MES dans deux conduites pluviales drainant deux bassins voisins mais d'occupation de sol différente. On observe que les pointes des pollutogrammes qui surviennent en début d'événement sont du même ordre de grandeur mais les concentrations en fin d'événement sont beaucoup plus importantes à Wellington qui est un secteur à vocation commerciale comparativement à Grenier qui est plutôt résidentiel.

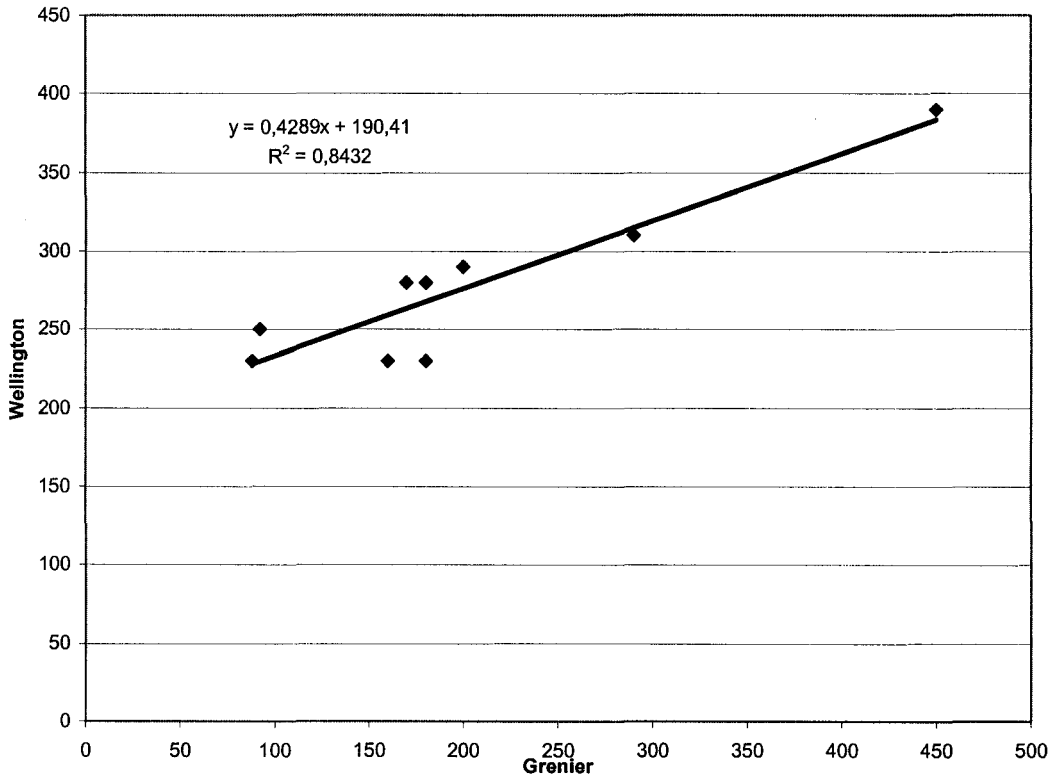

Figure 7 Corrélation entre les MES à Grenier et à Wellington pour l'événement du 24 septembre 1999

Pour l'événement du 30 septembre 1999, les figures 8 et 9 indiquent aussi une très bonne corrélation entre les concentrations de MES mesurées en égout pluvial et unitaire. Cependant nous remarquons que pour la corrélation entre les concentrations à Rhéaume et à Grenier, les concentrations en MES à grenier sont très faibles par rapport aux valeurs habituelles enregistrées en égout pluvial. Par contre les concentrations en MES à Rhéaume sont très élevées ce qui n'est souvent pas le cas pour les égouts unitaires. Une erreur est alors survenue durant la prise des mesures. La forte corrélation obtenue pour ce cas est alors fortuite.

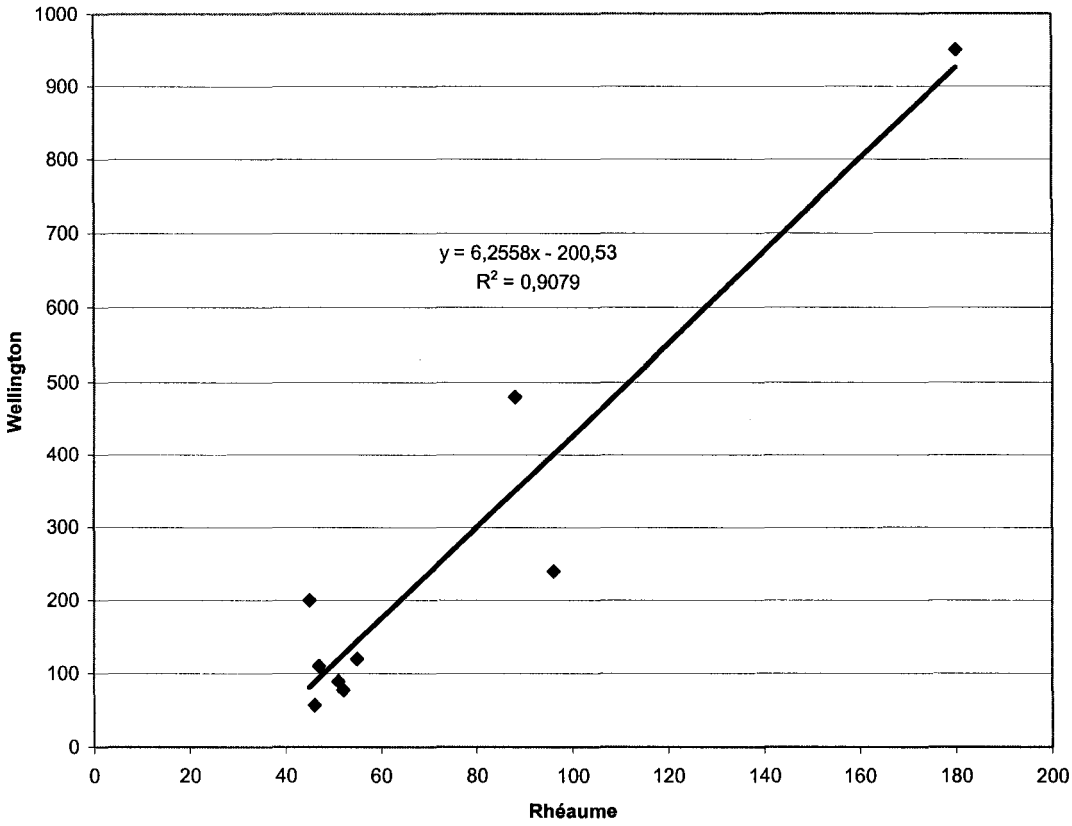

Figure 8 Corrélation entre les MES à Rhéaume et à Wellington pour l'événement du 30 septembre 1999

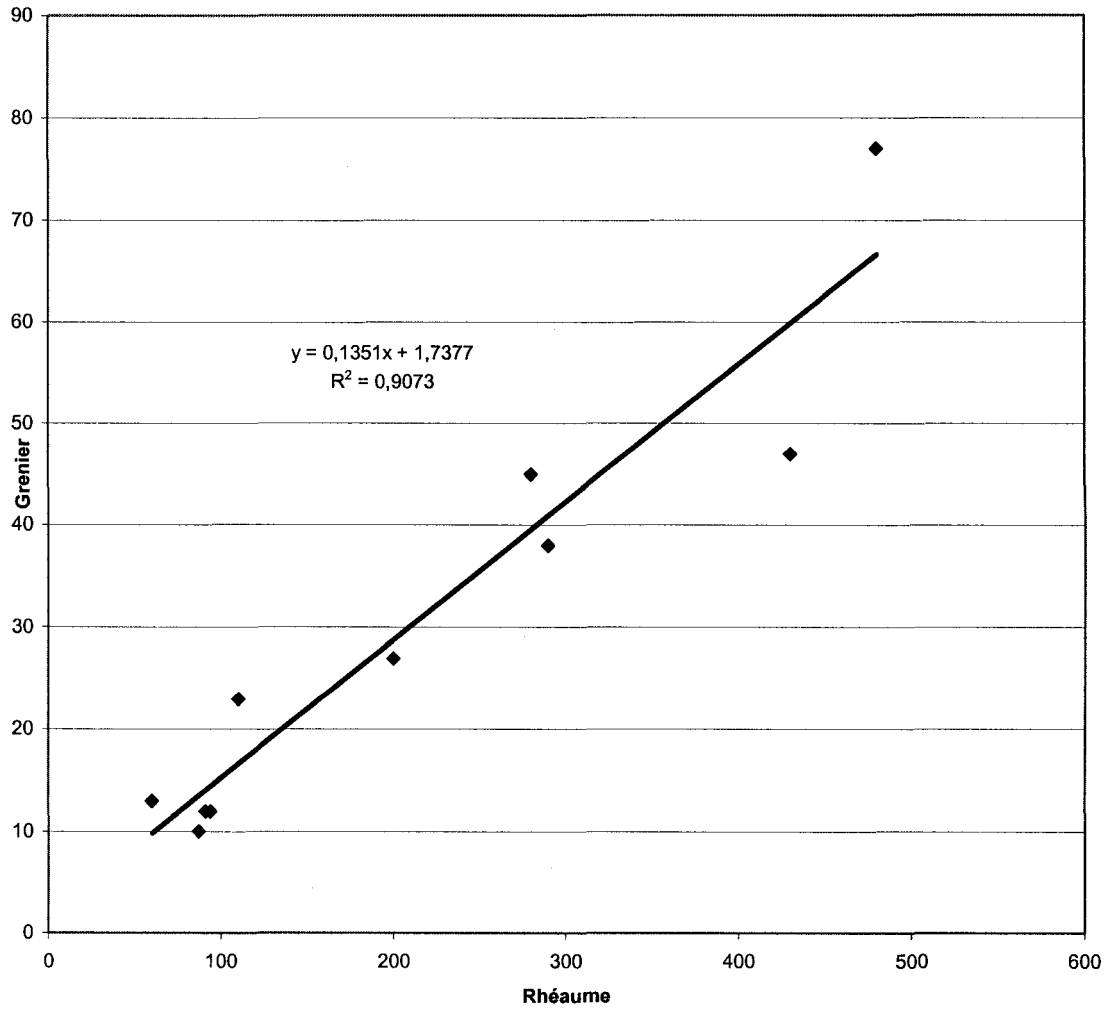

Figure 9 Corrélation entre les MES à Grenier et à Rhéaume pour l'événement du 30 septembre 1999

La figure 10 représente l'étude de corrélation entre les concentrations de MES des deux conduites pluviales pour l'événement du 30 septembre 1999. Nous remarquons :

- L'existence d'une forte corrélation entre les pollutogrammes de MES des deux conduites pluviales.
- Les valeurs de MES à Grenier sont très faibles par rapport à celles enregistrées à Wellington. Ceci est dû au fait que la conduite grenier se situe dans une zone résidentielle tandis que la conduite Wellington est en zone commerciale.

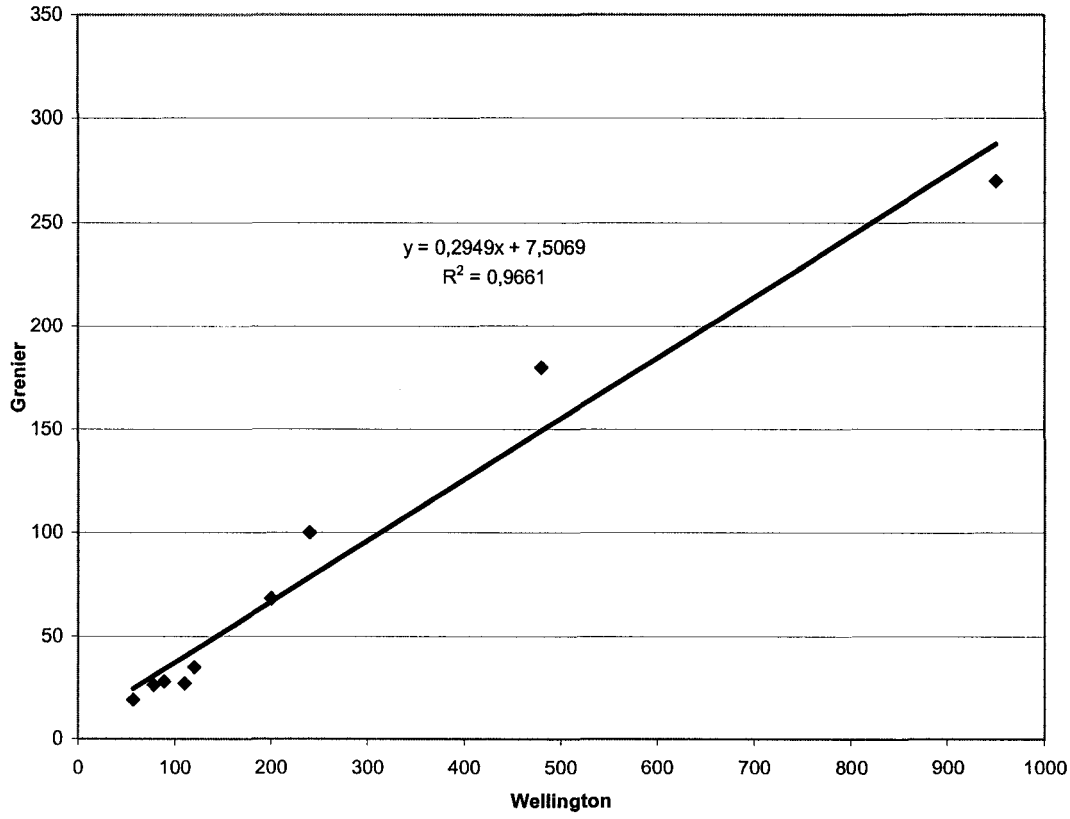

Figure 10 Corrélation entre les MES à Grenier et à Wellington pour l'événement du 30 septembre 1999

En observant les figures 11 et 12, nous avons constaté :

- L'existence d'une bonne corrélation entre les concentrations de MES mesurées en égout pluvial et unitaire. Mais cette corrélation n'est pas aussi importante que celle notée pour les deux précédents événements. Les concentrations de MES mesurées sont plus faibles pour cet événement. Les premières pluies ont lessivé alors les importantes masses de MES accumulées.
- Les concentrations de MES à Grenier sont toujours plus faibles que les valeurs habituelles enregistrées dans le cas d'un égout pluvial. Tandis que à Rhéaume, les valeurs de MES mesurées sont très élevées. Des erreurs sont éventuellement survenues durant la prise des mesures.

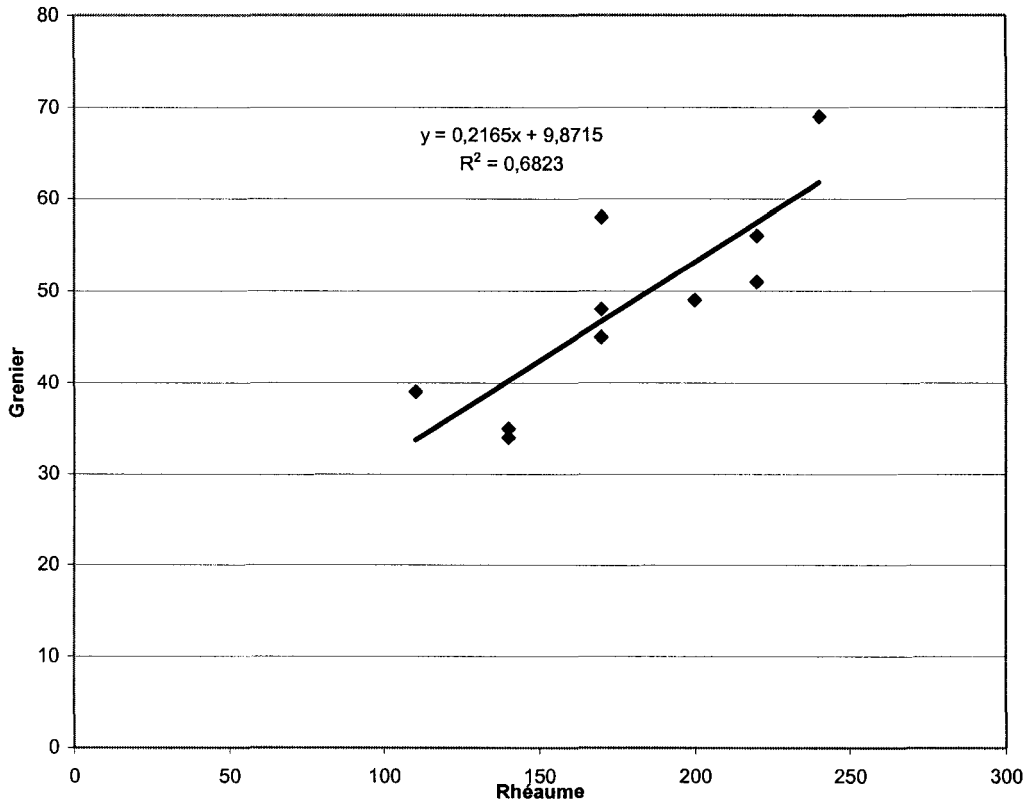

Figure 11 Corrélation entre les MES à Grenier et à Rhéaume pour l'événement du 06 octobre 1999

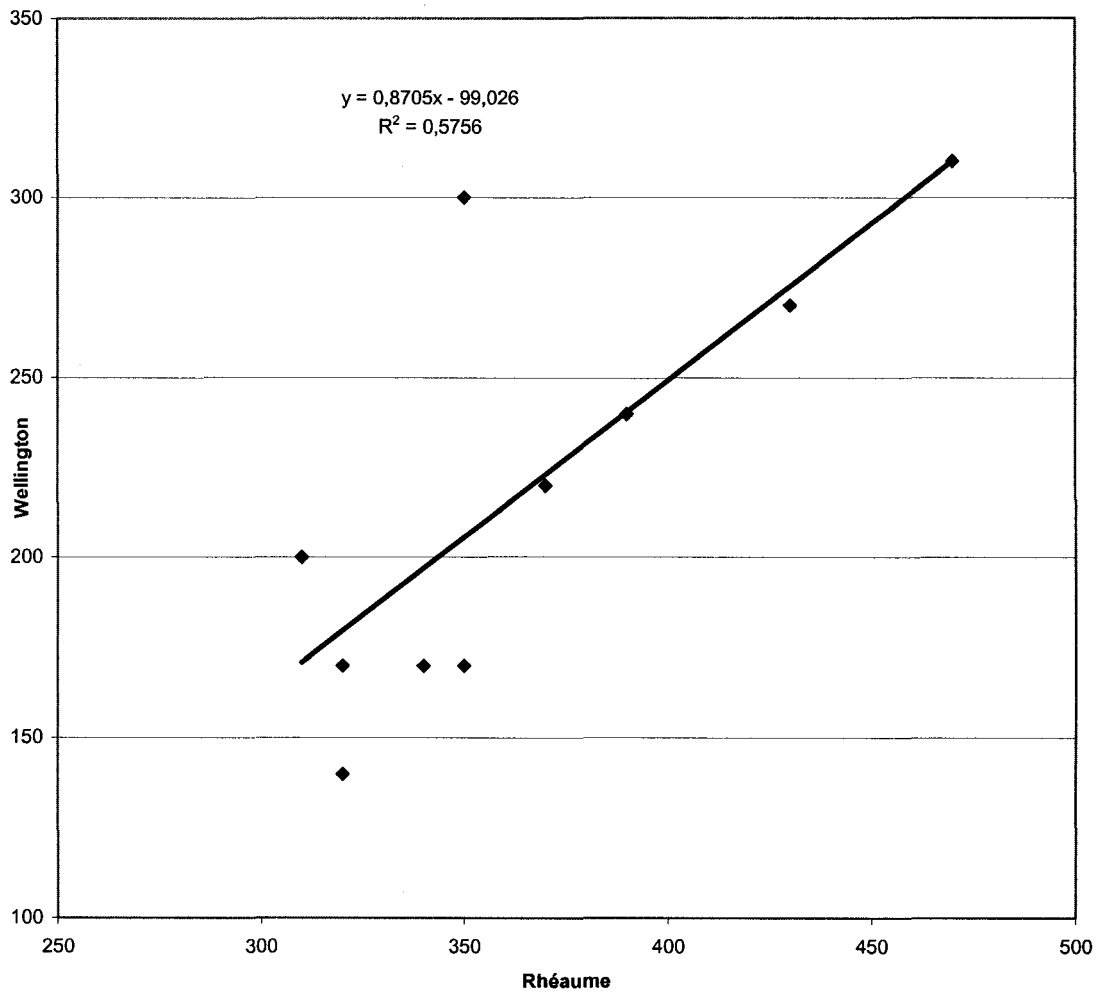

Figure 12 Corrélation entre les MES à Rhéaume et à Wellington pour l'événement du 06 octobre 1999

La figure 13 représente la corrélation entre les pollutogrammes des deux conduites pluviales. Cette corrélation est significative mais moins importante que celle obtenue pour les deux précédents événements. Les concentrations de MES mesurées dans ce cas sont plus faibles que celles des deux autres événements. Les premières pluies ont été alors plus chargées en MES

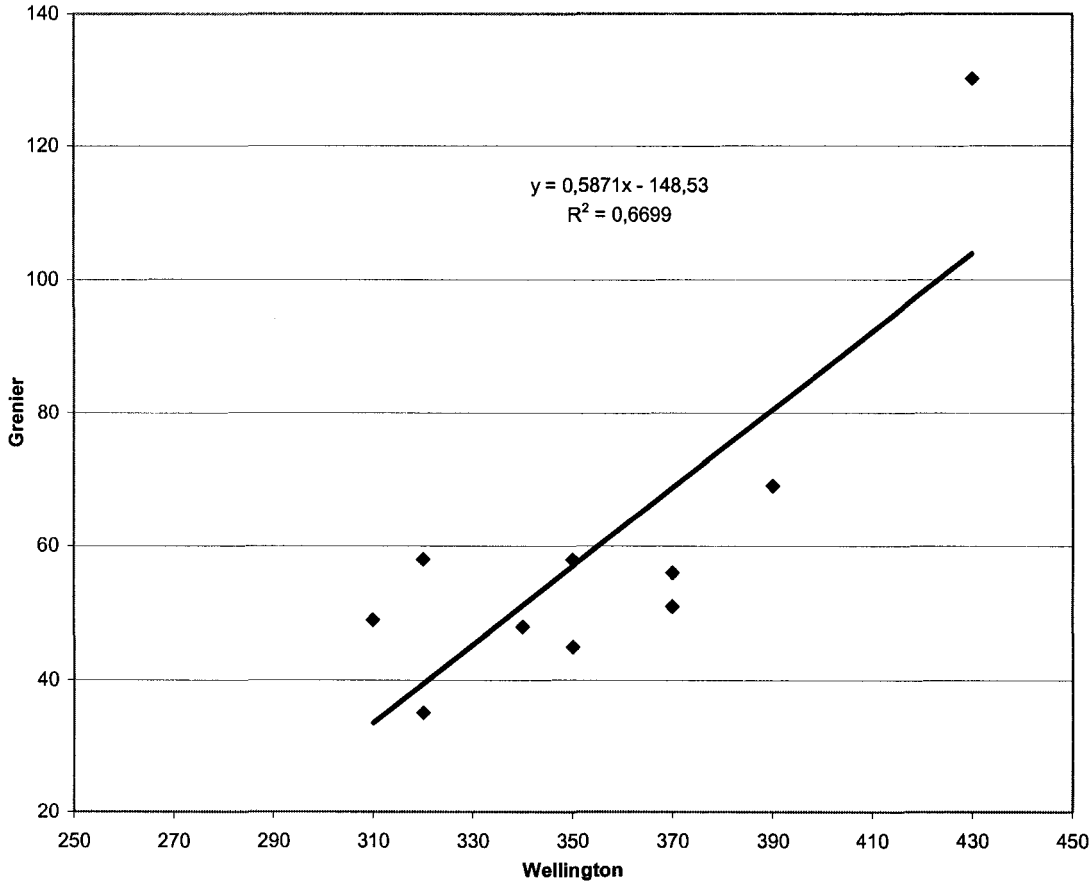

Figure 13 Corrélation entre les MES à Grenier et à Wellington pour l'événement du 06 octobre 1999

Pour l'événement du 23 août 2000, nous notons aussi une corrélation entre les concentrations de MES à l'exutoire et celle de la conduite pluviale. Cette dernière est du même ordre que l'événement du 06 octobre 1999. Les premières pluies ont alors lessivé les importantes masses de MES ce qui expliquent les fortes corrélations obtenues.

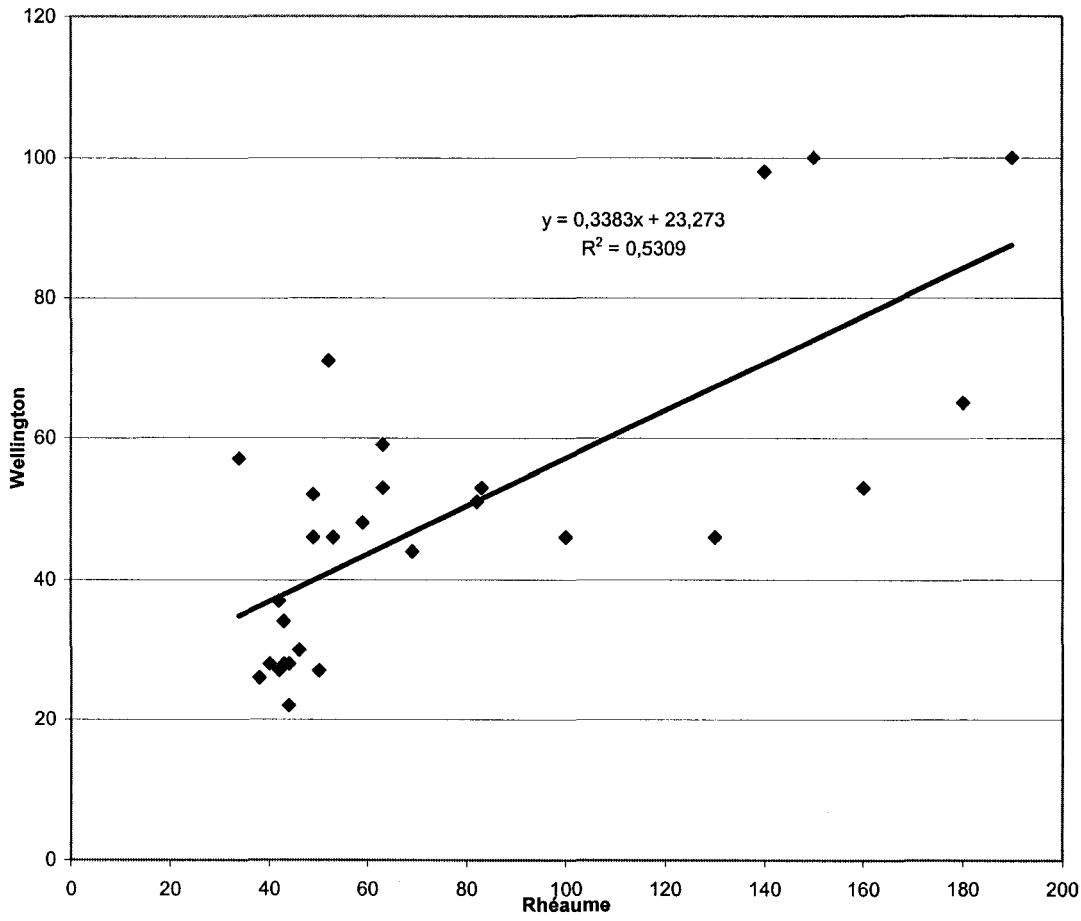

Figure 14 Corrélation entre les MES à Rhéaume et à Grenier pour l'événement du 23 août 2000.

Le tableau 5 résume toutes les équations de régression caractérisant les différents événements.

Tableau VIII

Équations de régression entre les MES de différents sites

Événements pluvieux	Différentes combinaisons	Équations de régression	Coefficient de détermination R^2
1999-09-24	Grenier - Rhéaume	y = 3,67x – 103,72	0,87
	Wellington - Rhéaume	y = 1,68x + 136,7	0,84
	Grenier - Wellington	y = 0,43x + 190,41	0,84
1999-09-30	Grenier - Rhéaume	y = 0,135x +1,73	0,90
	Wellington - Rhéaume	y = 0,145x + 35,85	0,91
	Grenier - Wellington	y = 0,29x + 7,50	0,83
1999-10-06	Grenier - Rhéaume	y = 0,21x + 9,87	0,68
	Wellington - Rhéaume	y = 0,87x – 99,02	0,57
	Grenier - Wellington	y = 0,58x – 148,53	0,67
2000-08-23	Rhéaume -Wellington	y = 0,33x + 23,27	0,53

2.7.1.2 Analyse des résultats

En général, l'observation des coefficients de détermination résumés dans le tableau 5 pour la corrélation entre les MES de différents sites, montrent qu'ils sont tous supérieurs à 0,5. Ces valeurs de R^2 supérieurs à 0,50 indiquent qu'il y a une bonne corrélation entre les MES des sites considérés pour les différents événements. Ces corrélations permettront l'estimation des MES d'un site à partir des données d'un autre site avec la certitude de maîtriser dans la plupart des cas étudiés plus de 50% de la variance d'estimation . Mais pour chaque événement étudié, bien que les valeurs de R^2 soient significatives et se situent dans la même plage, nous remarquons que les coefficients «a et b» des équations de régression sont très diversifiées. Les valeurs de « a » varient entre 0,13 et 4,13 ce qui veut dire que la concentration en MES d'un site donné peut valoir jusqu'à quatre fois la concentration en MES de l'autre site. La variation des valeurs de a peut être due à plusieurs causes, à savoir :

- La période de temps sec ayant précédé l'événement pluvieux,
- La quantité de matières accumulées en surface,
- Le débit de lessivage des surfaces urbaines.

Les équations obtenues donnent de très bons coefficients de détermination mais il faut reconnaître que ces dernières ne peuvent être généralisées car elles sont spécifiques à chaque événement pluvieux. Elles pourront seulement être exploitées pour des événements pluvieux qui se produiront dans les mêmes conditions.

2.7.2 Étude de corrélation entre les MES pluviales d'une conduite et de l'ensemble du bassin

Pour obtenir des résultats plus pertinents, la corrélation entre les MES pluviales d'une conduite et de l'ensemble du bassin a été faite. Elle consiste à calculer à partir de l'équation donnant la charge polluante à l'exutoire du bassin, la concentration en MES pluviale de l'ensemble du bassin. Ceci permettra d'étudier la corrélation entre

la concentration globale de MES pluviale et la concentration de MES d'une conduite pluviale quelconque du bassin.

2.7.2.1 Équation de la charge polluante à l'exutoire

La formule suivante donne l'équation de la charge polluante à l'exutoire du bassin.

$$C_{mél}Q_{mél} = C_sQ_s + C_pQ_p \tag{2.12}$$

où $C_{mél}$ est la concentration en MES mesurée à l'exutoire du bassin

$Q_{mél}$ est le débit en temps de pluie

C_s est la concentration mesurée en temps sec

Q_s est le débit de temps sec

C_p est la concentration en MES pluviale calculée à partir de l'équation (2.12)

Q_p est le débit pluvial obtenu par $Q_{mél}$ - Q_s

A partir de cette équation, nous obtenons la formule suivante pour le calcul de C_p

$$C_p = \frac{C_{mél}Q_{mél} - C_sQ_s}{Q_p} \tag{2.13}$$

À partir de l'équation donnant C_p, cette dernière a été calculée pour tous les événements pluvieux. Ensuite ces valeurs calculées ont été comparées aux concentrations en MES des conduites pluviales du bassin. Les courbes suivantes ont été obtenues :

La figure 15 montre une bonne corrélation entre la concentration de MES pluviale de l'ensemble du bassin et celle d'une conduite pluviale pour l'événement du 24 septembre 1999.

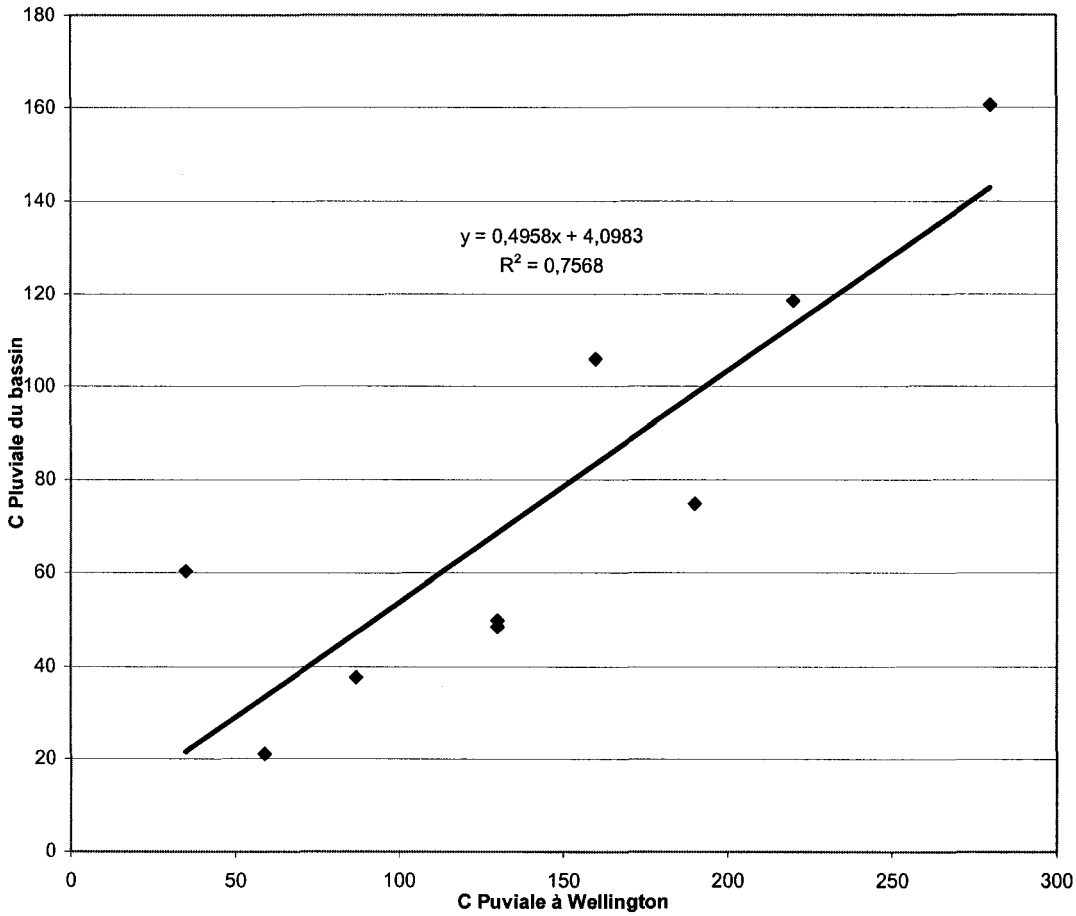

Figure 15 Corrélation entre les MES pluviales d'une conduite et de l'ensemble du bassin (24 septembre 1999)

Sur la figure 16, nous observons une très bonne corrélation entre la concentration de MES pluviale de l'ensemble du bassin et celle de Wellington pour l'événement du 30 septembre 1999. La valeur de R^2 pour cet événement est très proche de celle du 24 septembre 1999.

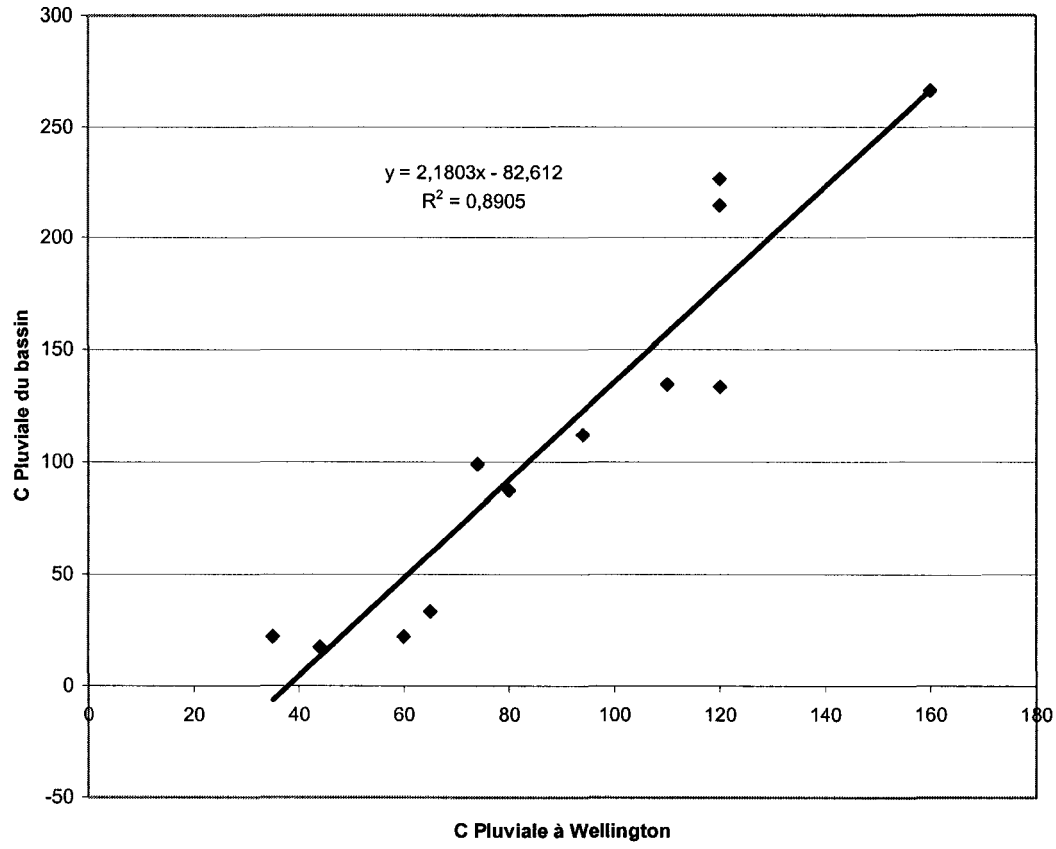

Figure 16 Corrélation entre les MES pluviales de Wellington et de l'ensemble du bassin (30 septembre 1999)

Pour l'événement du 23 août 2000, la corrélation obtenue sur la figure 17 n'est pas aussi pertinente que pour les deux précédents événements. La diminution de la valeur de R^2 est due aux faibles valeurs de concentration de MES. Cette conclusion confirme la remarque faite lors de l'estimation des MES de différents sites. Nous pouvons alors dire que les premières pluies qui succèdent au temps sec sont plus chargées en matières en suspension.

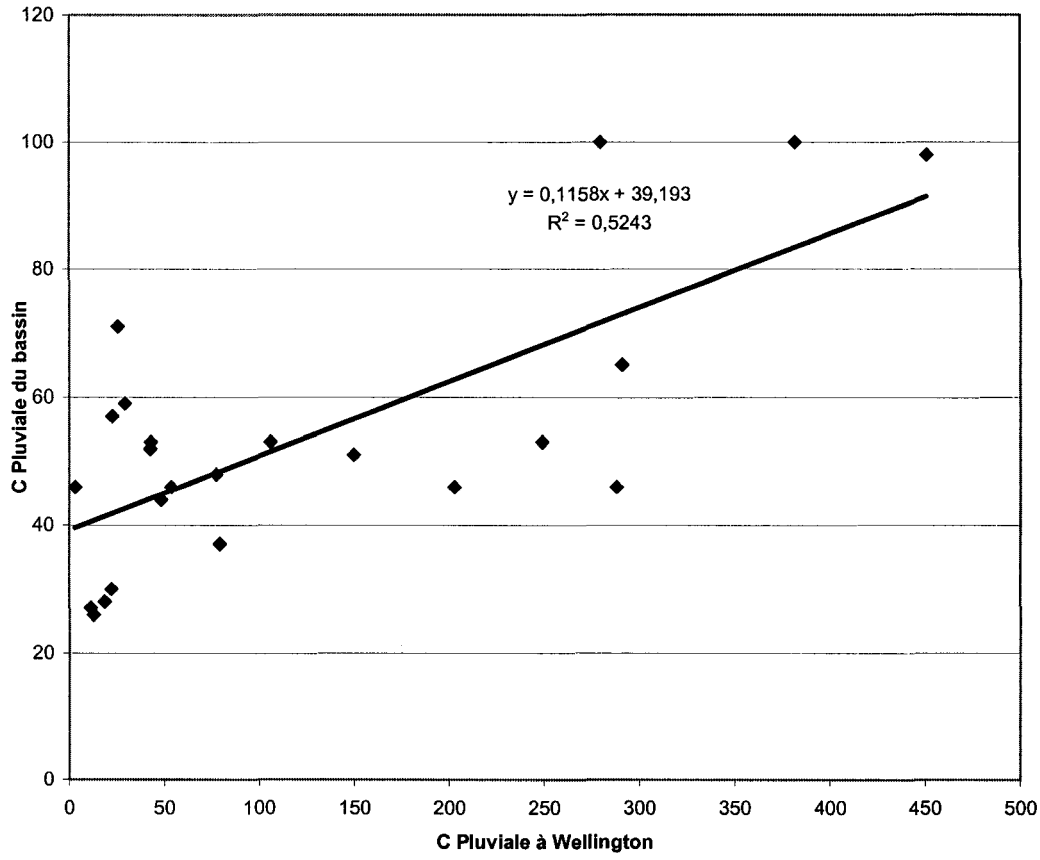

Figure 17 Corrélation entre les MES pluviales de Wellington et de l'ensemble du bassin (23 août 2000)

Le tableau 6 résume les équations qui caractérisent les différentes courbes de régression ainsi que les coefficients de détermination.

Tableau IX

Équations de régression entre les MES pluviales d'une conduite et de l'ensemble du bassin

Événements pluvieux	Équations de régression	Coefficient de détermination R^2
1999-09-24	**y = 0,49x + 4,09**	**0,75**
1999-09-30	**y = 2,18x – 82,61**	**0,89**
2000-08-23	**y = 0,115x + 39,19**	**0,52**

En observant les équations, on constate que :

- la concentration en MES pluviales de l'ensemble du bassin est égale au double de celle d'une conduite pluviale quelconque du bassin pour l'événement du 30 septembre 1999,
- la concentration en MES pluviales de l'ensemble du bassin est égale à la moitié de celle d'une conduite pluviale quelconque du bassin pour l'événement du 24 septembre 1999,
- la concentration en MES pluviales de l'ensemble du bassin est égale au dixième de celle d'une conduite pluviale quelconque du bassin pour l'événement du 23 août 2000.

Les équations ne sont alors pas identiques et varient d'un événement à un autre. Quant aux valeurs de R^2 obtenues, elles sont assez significatives (supérieures à 0,50) pour les différents événements. L'estimation de la concentration en MES de l'ensemble du bassin apportée par les eaux pluviales à l'exutoire est alors possible à partir des MES d'une conduite pluviale située à un endroit quelconque du bassin. Avec les équations résumées dans le tableau ci-dessus, de telles

estimations permettront la maîtrise de 50 à 75 % de la variance des valeurs estimées.

2.7.3 Étude de corrélation entre les différents paramètres de pollution

Les principaux paramètres de pollution rencontrés dans les eaux de ruissellement sont les MES, la DBO_5, la DCO, le COT, NH_4, les coliformes, les hydrocarbures, le phosphore total, les nitrates, les nitrites, les phosphates et les métaux lourds. La mesure de ces paramètres ne peut être faite qu'en laboratoire, comme souligné auparavant. Ces analyses en laboratoire nécessitent des coûts élevés et un délai incompatible avec la gestion en temps réel.

Par ailleurs, les municipalités peuvent s'équiper moyennant un coût abordable, d'une sonde multiparamètres qui permet de fournir des mesures en régime continu. Cette sonde permet de mesurer l'oxygène dissous, le pH, la température et la conductivité. Une des questions qui est actuellement posée est de trouver la relation qui existe entre les paramètres fournis par la sonde multiparamètres et les différents paramètres de pollution énumérés (MES, DBO_5, etc). D'une manière plus spécifique, on vise à confirmer la corrélation qui existe entre la turbidité et les MES. D'un autre côté, il est reconnu que la plus grande partie de la pollution organique (DBO_5), phosphoré et des métaux lourds se trouve fixée sur les particules charriées en temps de pluie. Ainsi la deuxième question posée est de trouver la corrélation qui existe entre les pollutogrammes des MES et celui des autres paramètres de la pollution (DBO_5, Métaux, Phosphore, Azote, etc).

La DCO est le paramètre de la pollution qui intègre aussi bien la pollution minérale qu'organique. De ce fait, il est incontestablement le meilleur indicateur de la quantité de la pollution véhiculée. L'avènement récent d'appareils de mesure en continu de la DCO nous amène à poser la dernière question à laquelle nous désirons répondre : Pouvons-nous déduire les différents paramètres de la pollution à partir de la mesure en continu de la turbidité et de la DCO?

La base de données accumulée durant la période de caractérisation des eaux pluviales du secteur I de l'arrondissement de Verdun nous permettra de répondre en partie à cette question.

2.7.3.1 Estimation des autres paramètres polluants en fonction des MES

2.7.3.1.1 Conduite pluviale

Dans le cas de la conduite pluviale, une étude a été faite sur la relation entre les matières en suspension (MES) et les autres paramètres de pollution. La méthode utilisée consiste à représenter le paramètre étudié en fonction des MES par un nuage de points. Ensuite on applique au nuage de points une droite de régression. Les courbes de régression suivantes ont pu être tracées.

Les figures 18, 19 et 20 montrent une bonne corrélation entre les MES et les polluants organiques (DBO_5, DCO et COT) dans le cas de la conduite pluviale.

- Les concentrations de DBO_5 mesurées dans la conduite pluviale sont très faibles. Elles sont mêmes inférieures aux concentrations mesurées à la sortie des stations d'épuration après traitement. Ce qui n'est pas toujours évident car les eaux pluviales sont parfois fortement chargées en matières organiques dépendamment de leur origine. Le rejet direct sans traitement préconisé dans le cadre de la restructuration des réseaux sera alors sans inconvénient pour le milieu récepteur dans le cas de la DBO_5.
- Pour les concentrations de DCO observées, une partie de ces valeurs dépasse les concentrations de DCO prévues pour les eaux pluviales (Programme National Urban Runoff, 1982). Ces concentrations sont aussi supérieures à la norme de rejet autorisée à la sortie des stations d'épurations qui est de 120mg/l (rapport annuel 2001 de la station d'épuration des eaux usées). Le rejet direct dans le milieu récepteur aura des effets néfastes dans le cas de DCO. Le traitement des eaux pluviales par rapport à la DCO sera alors nécessaire avant le déversement dans le milieu récepteur.

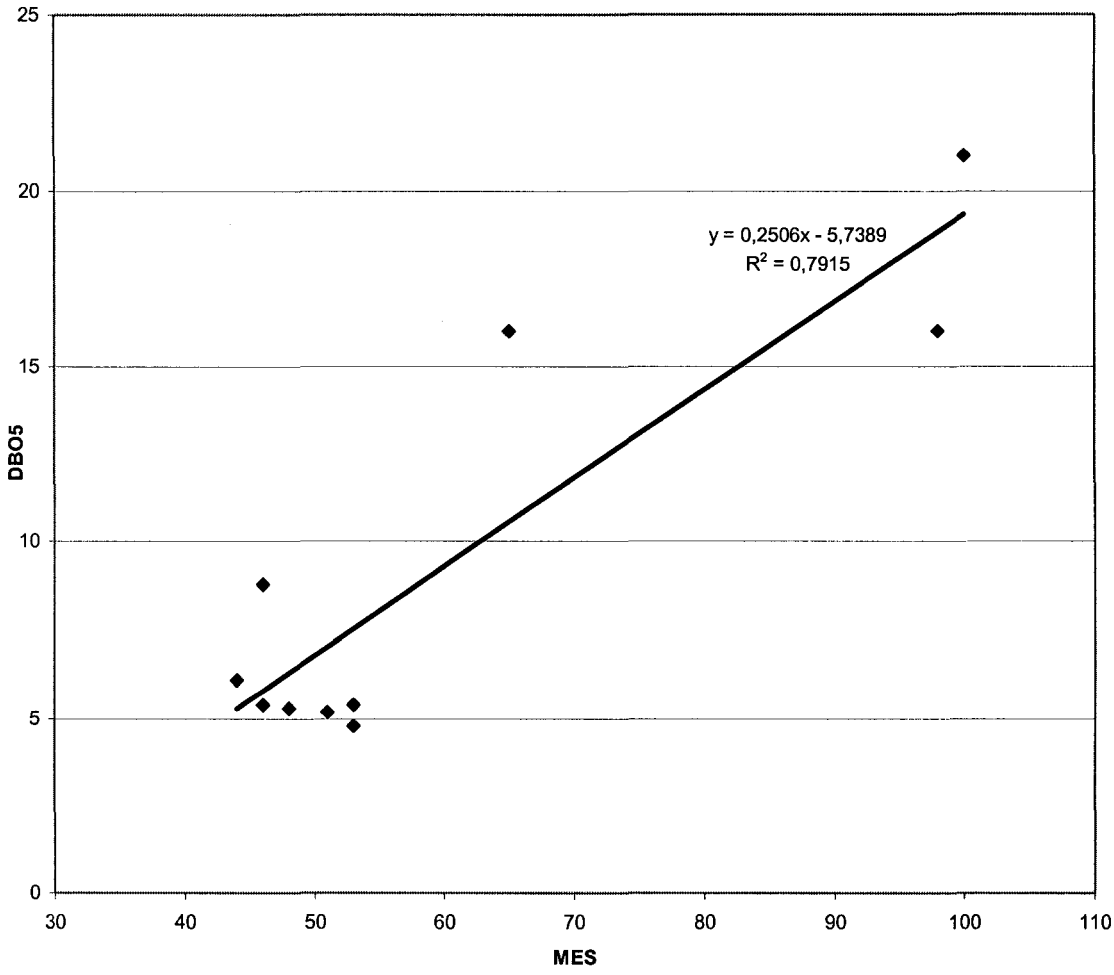

Figure 18 Corrélation entre MES et DBO_5 d'une conduite pluviale pour l'événement du 23 août 2000

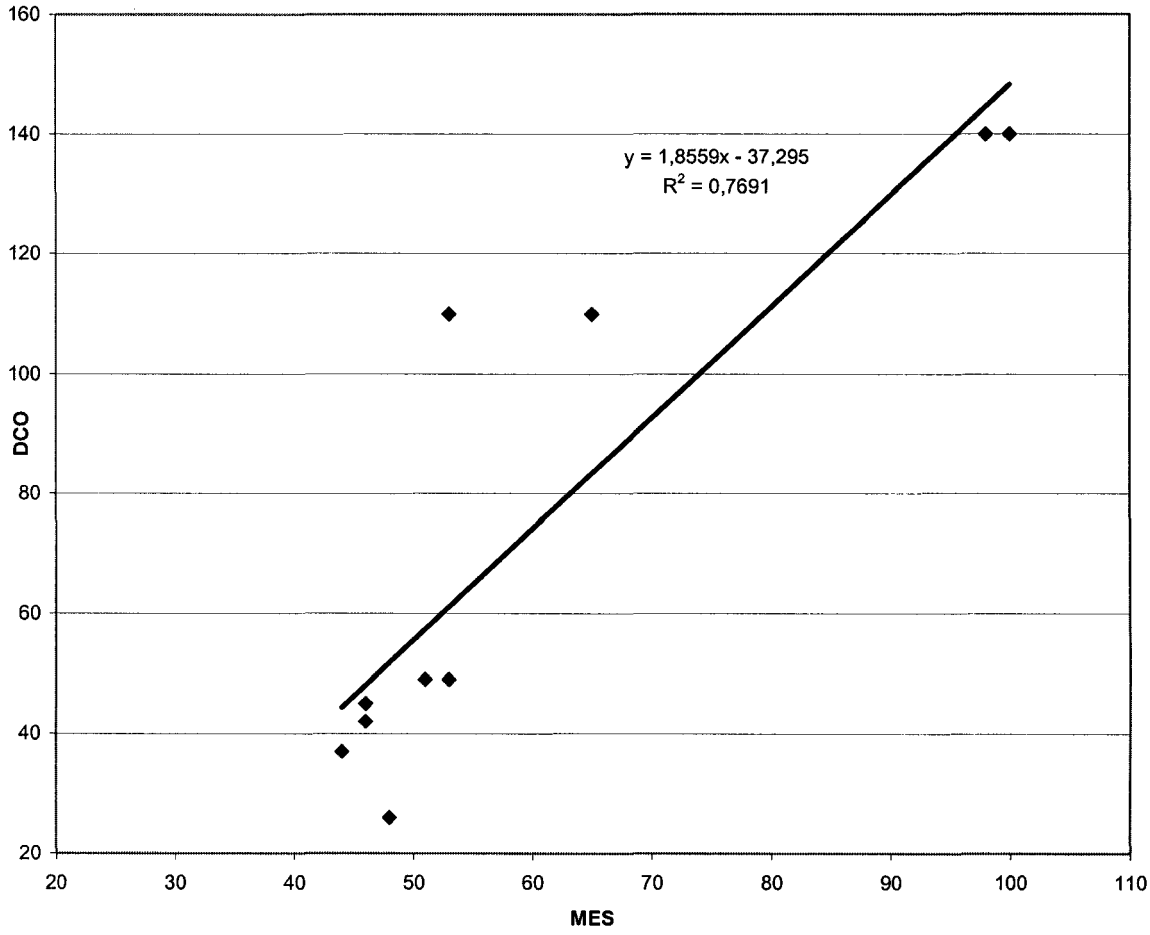

Figure 19 Corrélation entre MES et DCO d'une conduite pluviale pour l'événement du 23 août 2000

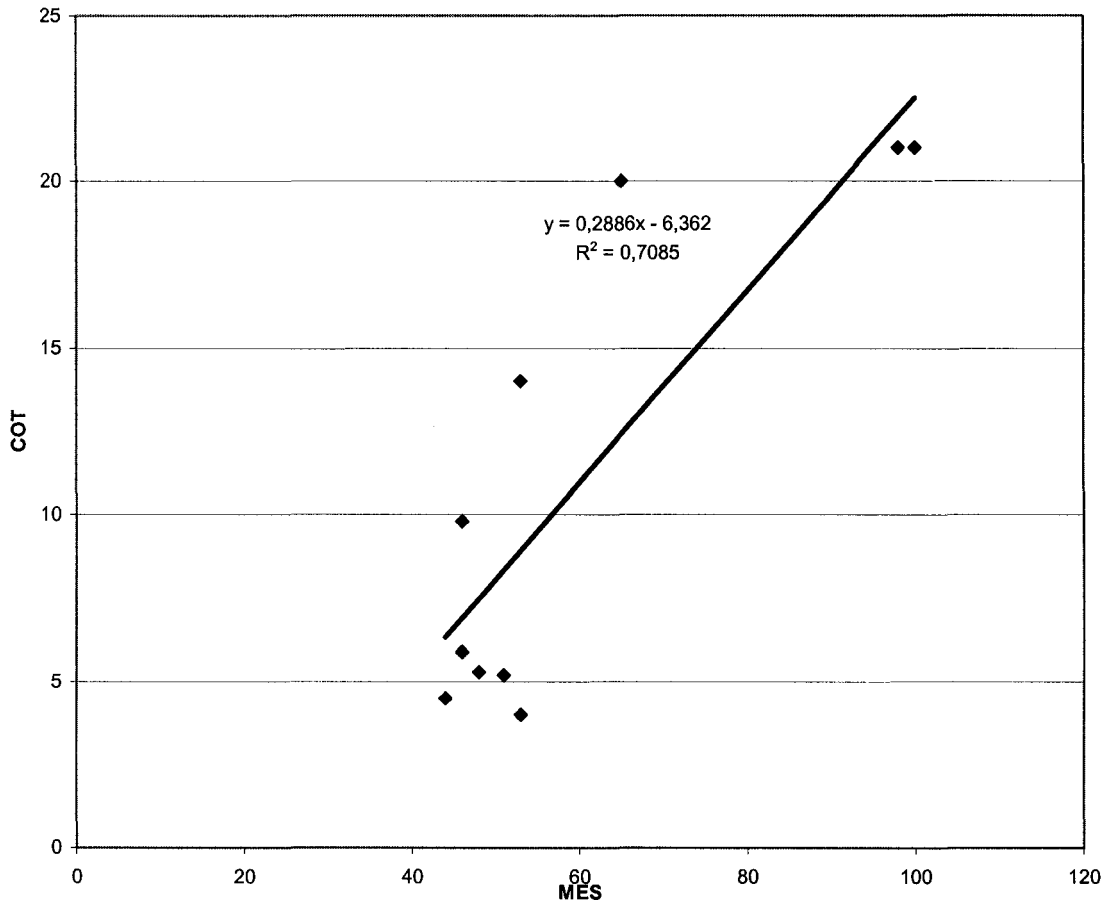

Figure 20 Corrélation entre MES et COT d'une conduite pluviale pour l'événement du 23 août 2000

La figure 21 montre la corrélation entre les concentrations d'ammoniac et de MES. Comme on pouvait s'y attendre, l'ammoniac qui existe sous forme dissoute n'est pas corrélée aux MES car une grande partie de ce polluant s'est dissoute.

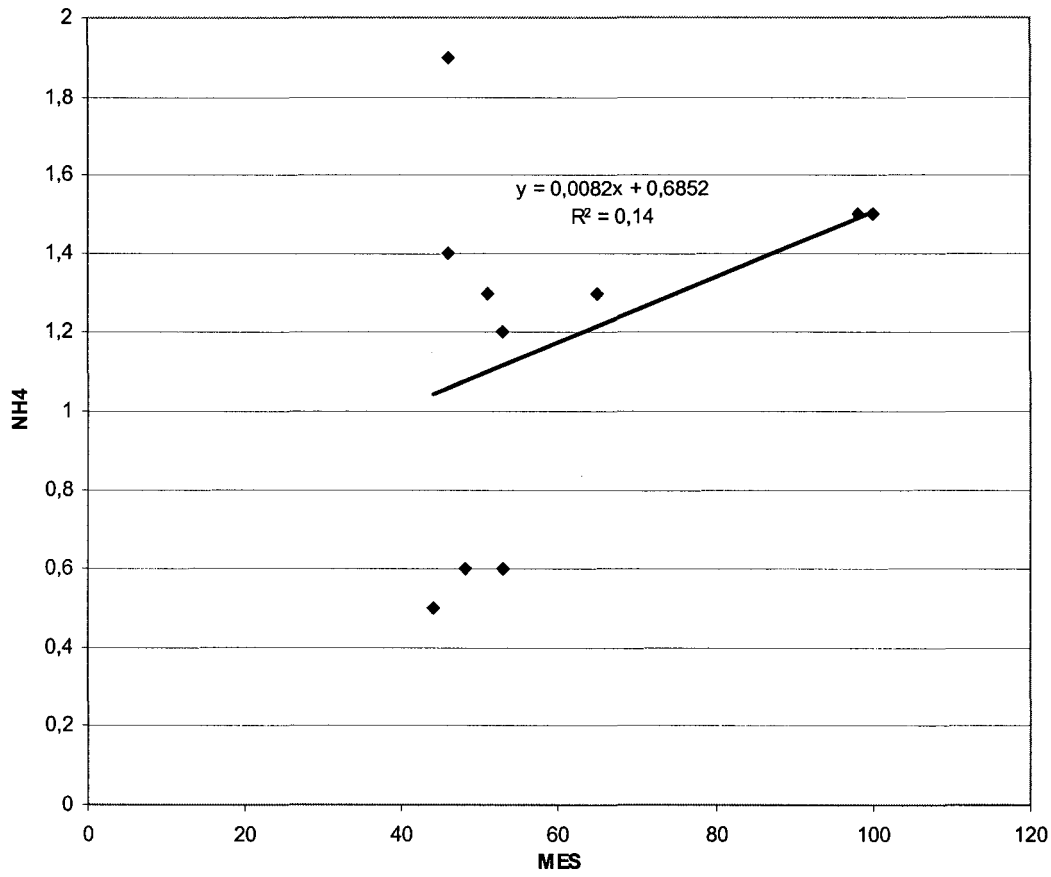

Figure 21 Corrélation entre MES et NH_4 d'une conduite pluviale pour l'événement du 23 août 2000

La figure 22 montre une corrélation moyenne entre les MES le phosphore. Cette corrélation qui n'est pas très prononcée s'explique par le fait qu'une partie de ce polluant s'est dissoute dans l'eau. Les concentrations de phosphore mesurées correspondent aux concentrations rapportées dans la littérature pour les eaux pluviales (moyenne de 0,4mg/l). Ces concentrations de phosphore mesurées dans le cas de la conduite pluviales sont inférieures aux concentrations des eaux usées avant et après traitement. Il n'y a pas alors de risques néfastes pour le rejet direct sans traitement dans le milieu récepteur.

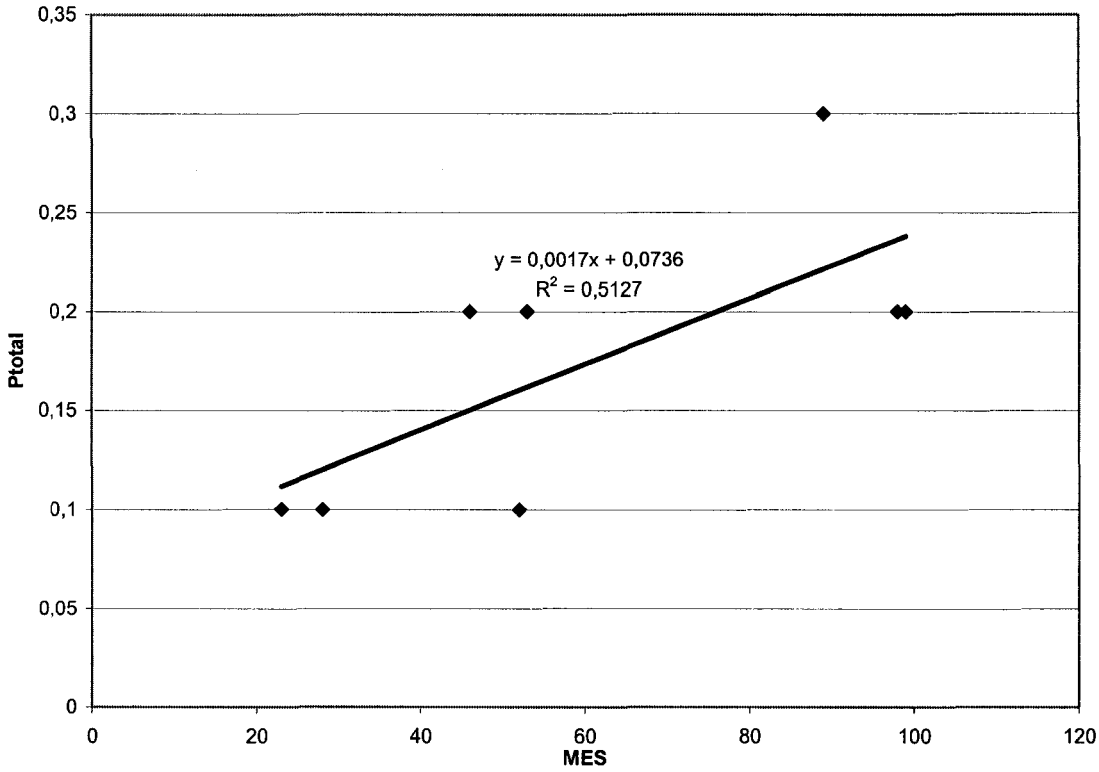

Figure 22 Corrélation entre MES et P_{total} d'une conduite pluviale pour l'événement du 23 août 2000

La corrélation notée entre les MES et les nitrites (NO_2) sur la figure 23 est du même ordre que pour le phosphore total. Ce qui est normal car ce polluant existe aussi bien sous forme particulaire que dissoute. Ces concentrations mesurées sont du même ordre de grandeur que les concentrations rapportées dans la littérature pour les eaux pluviales (Programme National Urban Runoff, 1982)

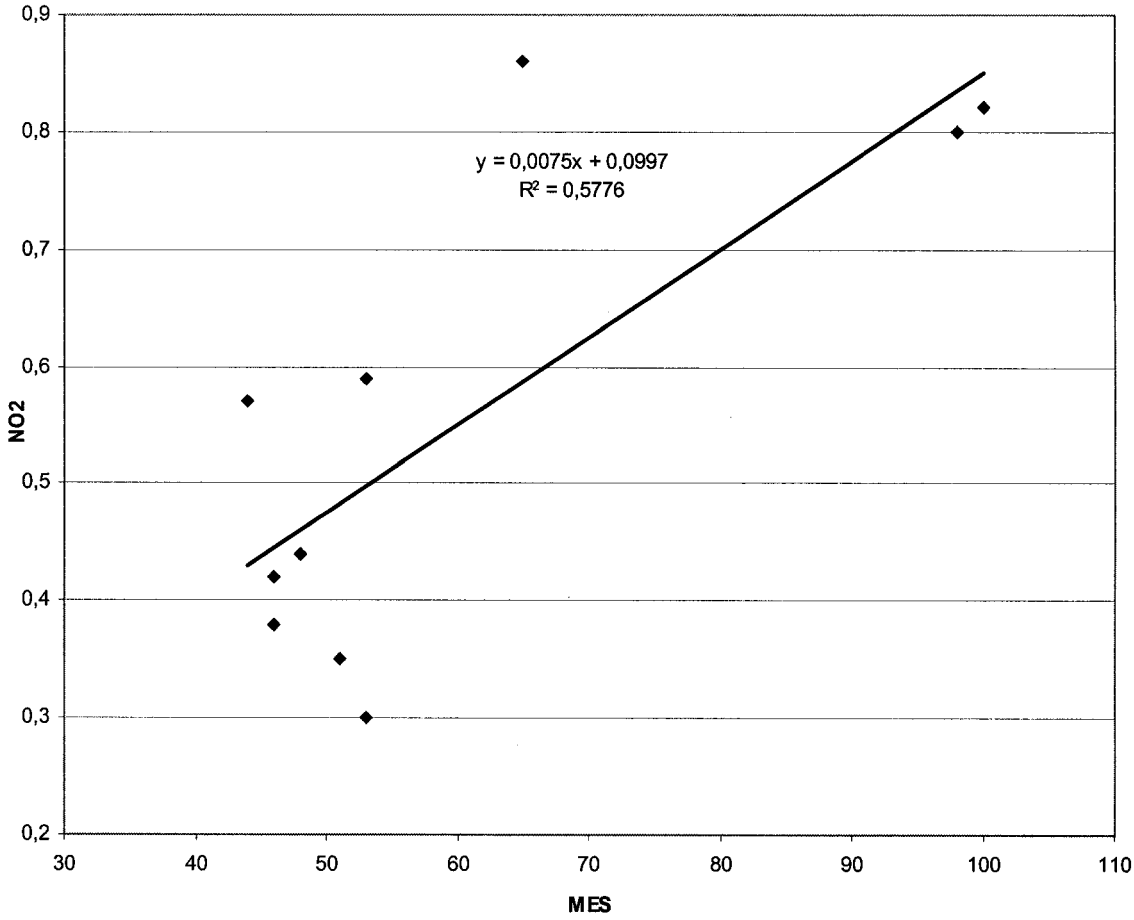

Figure 23 Corrélation entre MES et NO_2 d'une conduite pluviale pour l'événement du 23 août 2000

La corrélation obtenue entre les MES et les nitrates (NO_3) doit être identique à celle du phosphore et des nitrites. Mais tel n'est pas le cas. Les valeurs de concentrations mesurées sont très faibles et ne correspondent pas à celles rapportées par la littérature (Programme National Urban Runoff). Des erreurs sont survenues peut être lors de la prise des mesures. Ces erreurs de mesures ont influencé la corrélation entre les MES et les nitrates.

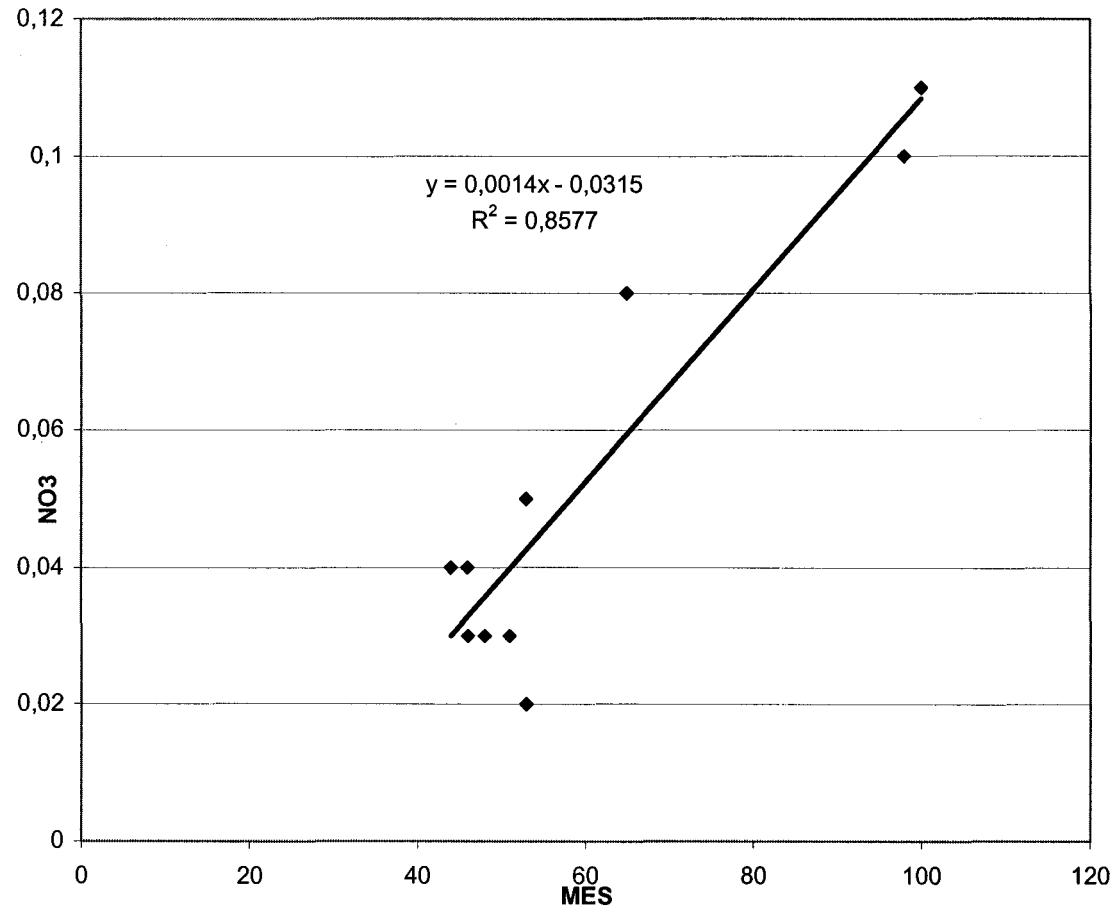

Figure 24 Corrélation entre MES et NO_3 d'une conduite pluviale pour l'événement du 23 août 2000

Toutes les équations écrites plus haut sont résumées dans le tableau 7.

Tableau X

Récapitulation des équations de régression simple pour une conduite pluviale (Événement du 2000-08-23)

Différentes combinaisons	Équations de régression	Coefficient de détermination R^2
DBO_5 - MES	**y = 0,25x – 5,73**	**0,79**
DCO - MES	**y = 1,85x – 37,29**	**0,77**
COT - MES	**y = 0,28x – 6,36**	**0,70**
NH_4 - MES	**y = 0,082x + 0,68**	**0,14**
P_{total} - MES	**y = 0,0017x + 0,07**	**0,51**
NO_2 - MES	**y = 0,0075x + 0,09**	**0,57**
NO_3 - MES	**y = 0,0014x – 0,03**	**0,85**

Le principe d'élaboration des équations a été le même que dans le cas de l'étude de corrélation entre les MES de différents sites. Les coefficients de détermination obtenus pour l'étude de corrélation entre les MES et les autres paramètres de pollution dans le cas d'une conduite pluviale sont significatives (au-delà de 0,50) pour tous les paramètres sauf pour le NH_4. L'estimation des autres paramètres de pollution à l'exception du NH_4 peut alors se faire en fonction des MES. Ces équations ne sont pas générales et restent propres à chaque événement pluvieux. L'objectif principal est de pouvoir monter que pour chaque événement pluvieux des estimations d'autres paramètres de pollution peuvent se faire à partir des MES. De telles estimations permettront de maîtriser entre 50 et 80% de la variance des

paramètres estimés. Ces résultats sont conformes aux conclusions établies dans la littérature. En effet la plus grande partie des éléments polluants est fixée aux particules en suspension en raison de la surface développée qu'elles représentent. Les phosphores, les nitrites et les nitrates qui se présentent sous formes dissoutes ne sont pas aussi fortement corrélés aux matières en suspension.

2.7.3.1.2 Conduite unitaire

La même étude sur la relation entre les matières en suspension et les autres paramètres de pollution a été faite aussi pour la conduite unitaire. Le principe d'étude est le même. Les courbes de régression suivantes ont pu être tracées dans le cas de la conduite unitaire.

Les figures 25, 26 et 27 montrent qu'à l'instar de la conduite pluviale, les concentrations de DBO_5, DCO et COT sont fortement corrélés avec les concentrations de MES dans une conduite unitaire.
Par ailleurs les concentrations de divers polluants mesurées correspondent aux valeurs rapportées dans la littérature (Geiger 1986), (Hoghland et al 1984). Remarquons aussi que ces concentrations sont du même ordre de grandeur que celles des effluents des eaux usées après traitement (données de la station d'épuration). Le rejet direct des eaux sans traitement pour ces paramètres de pollution est alors sans préjudice.

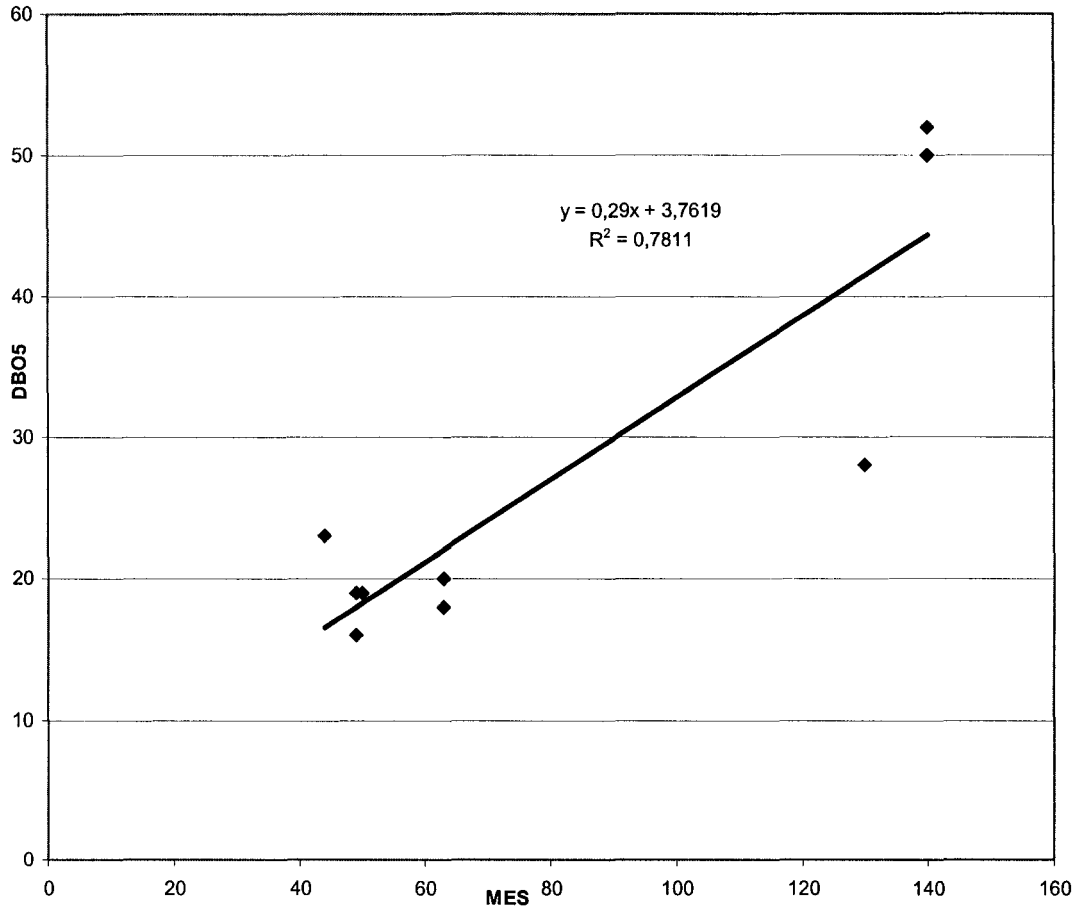

Figure 25 Corrélation entre MES et DBO_5 d'une conduite unitaire pour l'événement du 23 août 2000.

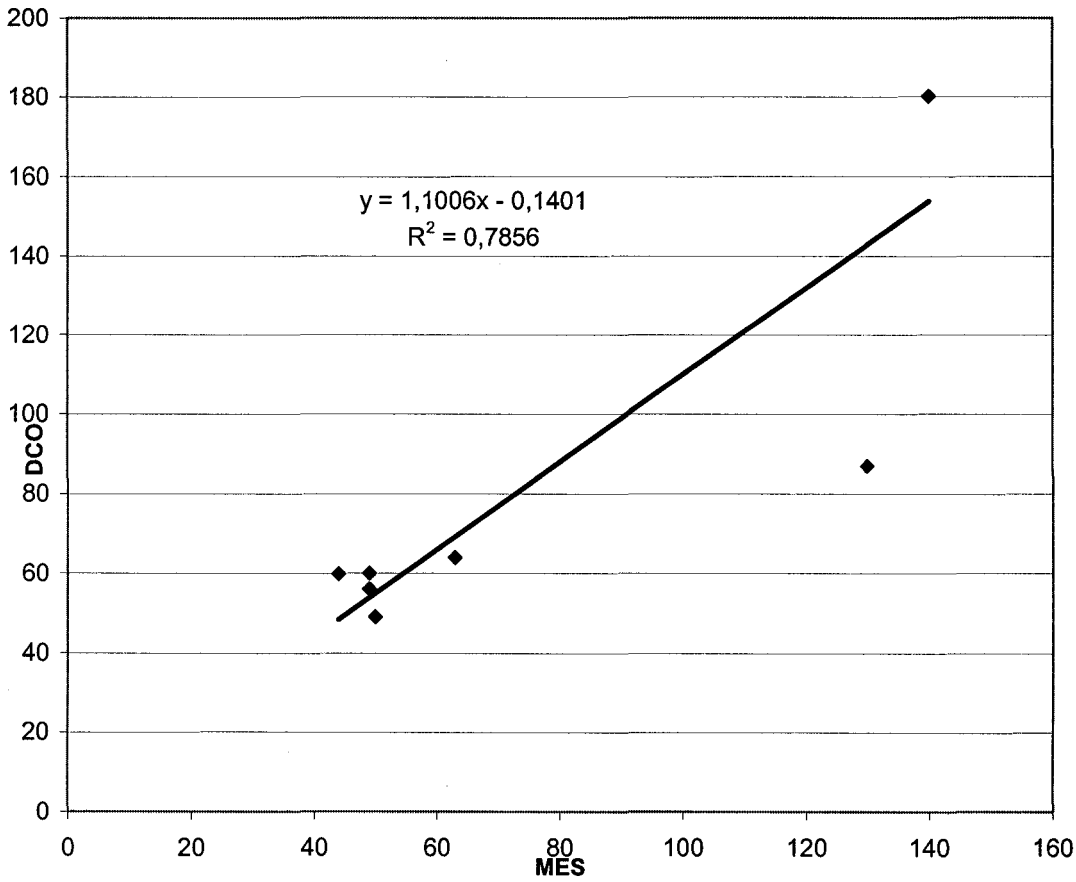

Figure 26 Corrélation ente MES et DCO d'une conduite unitaire pour l'événement du 23 août 2000

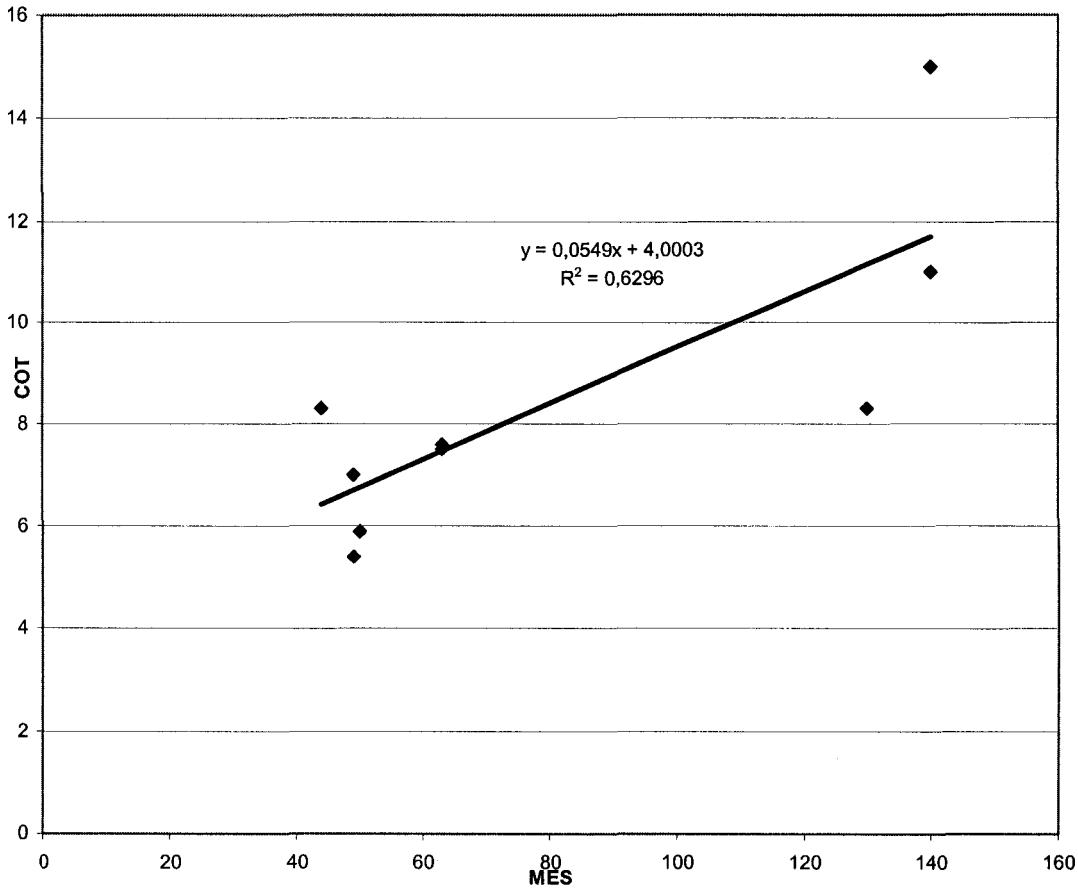

Figure 27 Corrélation entre MES et COT d'une conduite unitaire pour l'événement du 23 août 2000

Contrairement à l'observation faite dans le cas de la conduite pluviale, la corrélation entre les MES et l'ammoniac est significative dans le cas de la conduite unitaire. Les concentrations de NH_4 mesurées ici sont supérieures à celles obtenues dans le cas de la conduite pluviale. C'est peut être ce qui explique la corrélation plus significative obtenue.

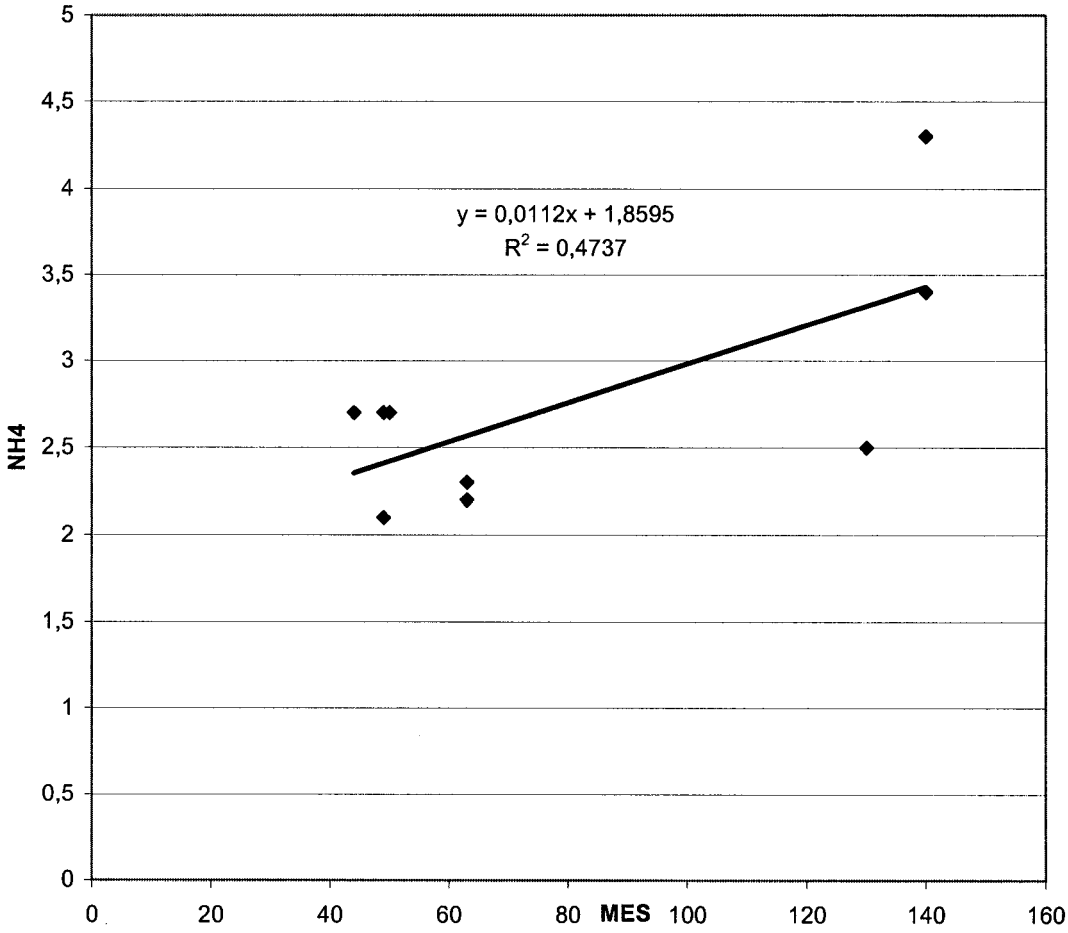

Figure 28 Corrélation entre MES et NH_4 d'une conduite unitaire pour l'événement du 23 août 2000

Sur la figure 29, nous avons la représentation de la corrélation entre les MES et le phosphore total. Avec la valeur de R^2 obtenue, la corrélation est significative. Tel n'était pas le cas pour la conduite pluviale. En effet, les valeurs de concentration mesurées pour ce polluant sont du même ordre de grandeur que celle de la littérature (Rapport annuel 2001 de la station d'épuration des eaux usées). Elles sont supérieures aux concentrations de phosphore total présent dans les eaux usées après traitement. Le rejet direct des eaux aura alors sur le milieu récepteur un effet néfaste par rapport à ce paramètre.

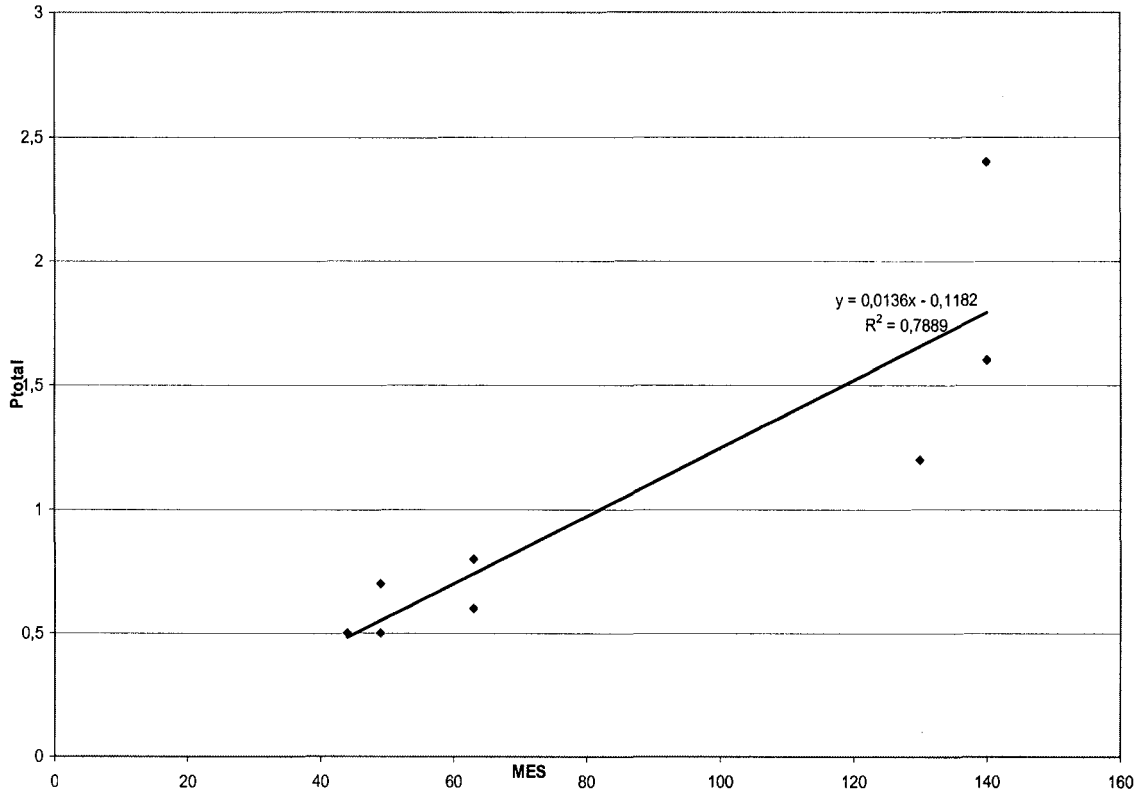

Figure 29 Corrélation entre MES et P_{total} d'une conduite unitaire pour l'événement du 23 août 2000

La figure 30, montre curieusement l'existence d'une bonne corrélation entre les concentrations de MES et les nitrites, mais elle est négative. Les concentrations de nitrites mesurées dans le cas de la conduite unitaire sont très faibles. Elles représentent la moitié de celles mesurées pour la conduite pluviale. Étant donné que les valeurs sont trop faibles, nous devons normalement observer une absence de corrélation. Cette forte corrélation n'est que fortuite. Le signe négatif du coefficient peut s'expliquer par un biais durant l'estimation.

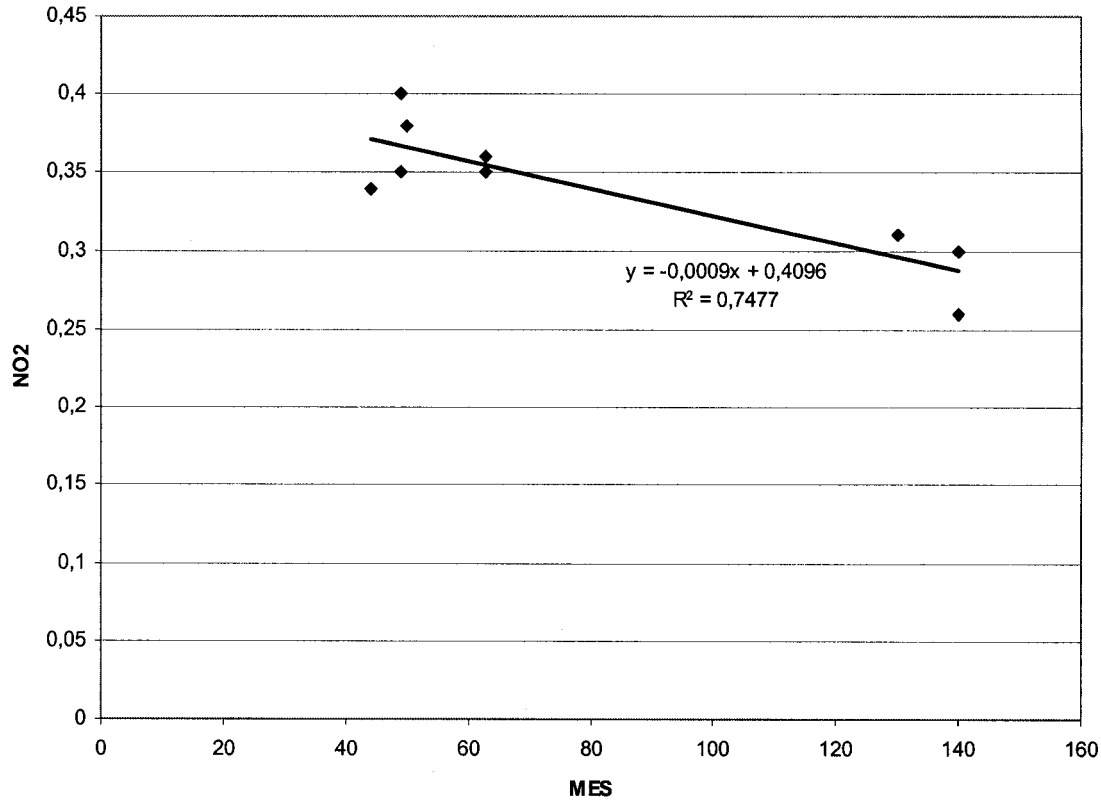

Figure 30 Corrélation entre MES et NO_2 d'une conduite unitaire pour l'événement du 23 août 2000

La figure 31 montre clairement l'absence de corrélation entre les nitrates et les MES. Les valeurs de concentrations mesurées sont très faibles. Le mélange des eaux usées et pluviales dilue alors la concentration de NO_3, ce qui explique l'absence totale de corrélation.

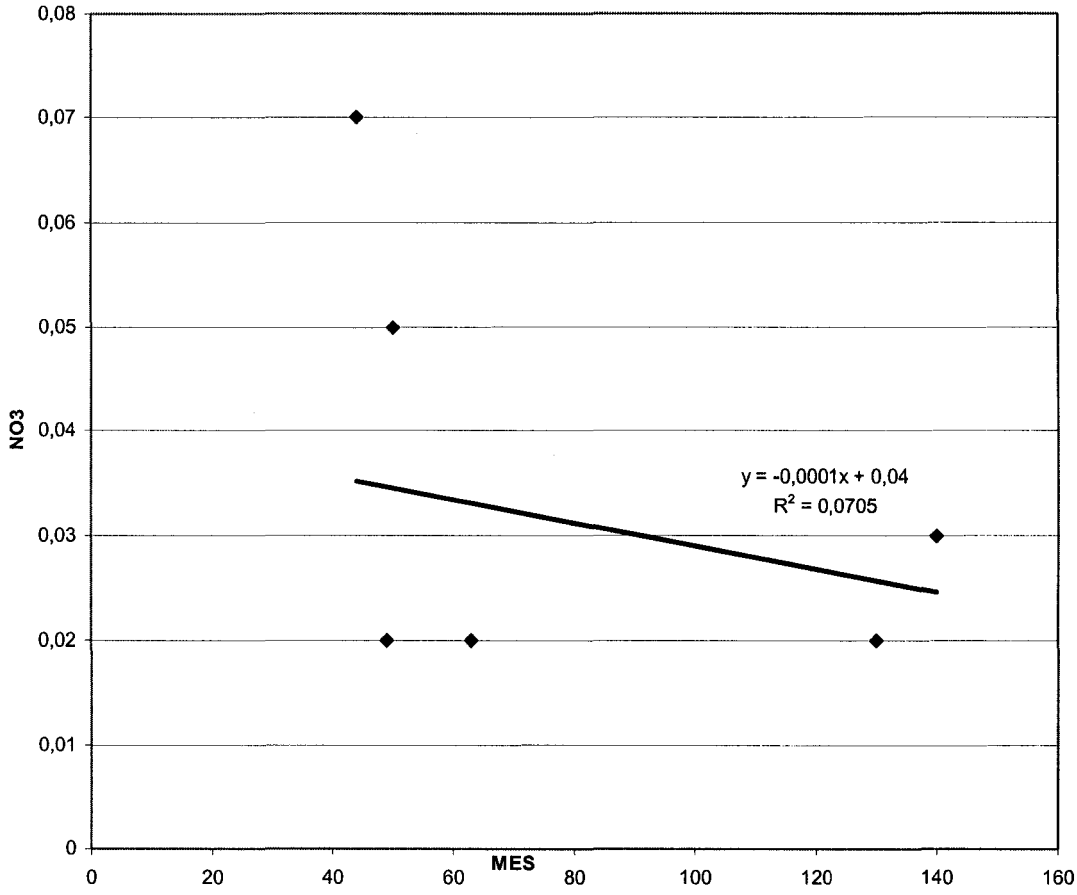

Figure 31 Corrélation entre MES et NO_3 d'une conduite unitaire pour l'événement du 23 août 2000

Ces courbes de régression sont caractérisées par des équations ainsi que des coefficients de détermination montrant la pertinence de l'estimation d'un paramètre en fonction des MES. Le tableau suivant résume ces équations ainsi que les coefficients de détermination.

Tableau XI

Récapitulation des équations de régression simple pour une conduite unitaire (Événement du 2000-08-23)

Différentes combinaisons	Équations de régression	Coefficients de détermination R^2
DBO_5 - MES	**y = 0,29x + 3,76**	**0,78**
DCO - MES	**y = 1,10x – 0,14**	**0,78**
COT - MES	**y = 0,055x + 4**	**0.63**
NH_4 - MES	**y = 0,0112x + 1,86**	**0,47**
P_{total} - MES	**y = 0,0136x – 0,12**	**0,78**
NO_2 - MES	**y = -0,0009x + 0,41**	**0,74**
NO_3 - MES	**y = -0,0001x + 0,04**	**0,07**

Nous remarquons dans le cas de la conduite unitaire que tous les paramètres (à l'exception du P_{total} et du NO_3) sont reliés aux MES avec des coefficients de détermination compris 0,47 et 0,78. Ces coefficients de détermination sont du même ordre que ceux obtenus dans le cas de la conduite pluviale. Une bonne estimation des paramètres de pollution à l'exception du NO_3 et du P_{total} peut alors se faire. Elle permettra la maîtrise de 47 à 78% de la variance des paramètres estimés. Le seul paramètre (NH_4) qui dans le cas de la conduite pluviale n'était quasiment pas lié aux

MES l'est fortement dans le cas de la conduite unitaire. De même les paramètres tels que le Ptotal et le NO_3 qui étaient très liés aux MES dans le cas de la conduite pluviale ne le sont presque pas dans le cas de conduite unitaire. Ces résultats sont conformes aux conclusions établies dans la littérature. En effet la plus grande partie des éléments polluants est fixée aux particules en suspension en raison de la surface développée qu'elles représentent. Les phosphores, les nitrites et les nitrates qui se présentent sous formes dissoutes sont faiblement associés aux matières en suspension.

2.7.3.2 Estimation des autres paramètres à partir d'une régression multiple en fonction des MES et de la DCO

L'éventualité de l'installation d'un instrument de mesure de la DCO est actuellement possible. Ainsi pour les municipalités qui disposeront de cet instrument, nous étudierons à partir d'une régression multiple l'estimation des autres paramètres polluants en fonction des concentrations en MES et en DCO mesurables en temps réel. L'événement considéré est toujours le même : celui du 2000-08-23.

2.7.3.2.1 Conduite pluviale

a- Étude de corrélation

Le tableau 9 regroupe les équations qui ont été établies pour relier les différents paramètres de la pollution aux concentrations de MES et de la DCO dans le cas de la conduite pluviale (Wellington).

Tableau XII

Équations de régression multiple pour une conduite pluviale

Paramètres polluants estimés	Equations de régression	Coefficients de détermination
DBO_5	DBO = 1,50 + 0,016MES + 0,12DCO	0,81
COT	COT = 0,506 – 0,025MES + 0,13DCO	0,88
NH_4	NH4 = 0,46 + 0,0046MES + 0,007DCO	0,51
P_{total}	Ptotal = 0,03 + 0,0004MES + 0,0016DCO	0,87
NO_2	NO2 = 0,45 – 0,0041MES + 0,005DCO	0,58
NO_3	NO3 = 0,009 – 0,0002MES + 0,0007DCO	0,90

b- Analyse des résultats

Les coefficients de détermination caractérisant les équations de régression multiple sont compris entre 0,51 et 0,90 pour une conduite pluviale. Ces valeurs de R^2 sont supérieures à celles obtenues par régression simple pour la même conduite. La régression multiple permet alors une meilleure estimation des paramètres de pollution (DBO_5, COT, NH_4, Ptotal, NO_2, NO_3). Il est alors important d'installer sur le terrain en plus du turbidimètre, l'instrument de mesure de la DCO. Mais l'observation des coefficients des différents paramètres explicatifs, indique que :

- Les concentrations de nitrite et de nitrate ne sont pas du tout corrélées aux concentrations de MES. Les coefficients négatifs obtenus indiquant une corrélation inverse sont cependant générés par un biais dans l'estimation.
- Le phosphore total est très faiblement associé aux concentrations de MES car le coefficient relatif à la concentration en MES est très faible. L'équation obtenue dans le cas de régression simple confirme cela.

- La DCO qui reflète aussi bien la pollution dissoute que la pollution en suspension explique en partie la variance dans les concentrations des nitrites, nitrates et phosphore total.

2.7.3.2.2 Conduite unitaire

a- Étude de corrélation

Les équations de régression suivantes ont été établies pour les différents paramètres à partir des MES et de la DCO dans le cas de la conduite unitaire Rhéaume :

Tableau XIII

Équations de régression multiple pour une conduite unitaire

Paramètres polluants estimés	Équations de régression	Coefficients de détermination (R^2)
DBO_5	DBO = 4,017 + 0,0056MES + 0,25DCO	0,97
COT	COT = 3,73 – 0,01MES + 0,06DCO	0,92
NH_4	NH4 = 1,75 + 0,005MES + 0,016DCO	0,80
P_{total}	Ptotal = 0,97 – 0,002MES + 0,0067DCO	0,07
NO_2	NO2 = 0,40 + 0,0002MES – 0,0005DCO	0,86
NO_3	NO3 = 0,0034 – 0,002MES + 0,00015DCO	0,13

b- Analyse des résultats

En observant les coefficients de détermination, obtenus par la régression multiple dans le cas d'une conduite unitaire, ces derniers varient entre 0,81 et 0,97 sauf pour les nitrates (NO_3) et le phosphore total (P_{total}). Ces valeurs sont plus élevées que celles de la régression simple pour la même conduite. Elles le sont aussi par rapport aux valeurs de R^2 de la régression multiple pour une conduite pluviale. L'estimation des paramètres de pollution dans une conduite unitaire par régression multiple est alors très pertinente. Car elle permet de maîtriser plus de 80% de la variance de ces paramètres. Nous pouvons aussi dire que dans une conduite unitaire les paramètres de pollution sont davantage liés aux MES et à la DCO que dans une conduite pluviale. Quant aux faibles valeurs de coefficients de détermination obtenus pour le P_{total} et le NO_3, elles sont dues d'une part à la quasi absence de corrélation avec les MES. D'autre part ils ne sont pas corrélés non plus à la DCO ce qui explique l'obtention de ces faibles valeurs. L'obtention des coefficients négatifs indique une corrélation inverse due certainement à un biais lors de l'estimation.

2.8 Conclusion

L'analyse statistique effectuée sur les mesures des différents événements pluvieux du bassin du secteur I de l'arrondissement de Verdun a permis d'établir de bonnes équations de régression simple et multiple entre les MES de différents sites du bassin, entre les MES et les autres paramètres de pollution et entre les MES, la DCO et les autres paramètres de pollution. De l'analyse de ces équations et de leurs coefficients de détermination, il ressort que :

- La corrélation entre les mesures de MES prises sur différents sites (exutoire et conduite pluviale) existe et la pertinence de cette relation varie d'un événement pluvieux à un autre. Cette corrélation doit dépendre certainement de la nature de pluie, du débit d'écoulement, de sa durée et de la période de temps sec ayant précédé l'épisode pluvieux.

La corrélation entre les MES et les autres paramètres de pollution dépend du type de conduite dans laquelle les mesures ont été prises. A l'exception des nitrites,

nitrates et du phosphore, de bonnes corrélations existent entre les MES et les autres paramètres de pollution aussi bien dans une conduite pluviale que dans une conduite unitaire.

L'estimation des paramètres de pollution par régression multiple en fonction des MES et de la DCO est plus précise que par simple régression en fonction des MES.

L'estimation des autres paramètres par régression multiple en fonction des MES et de la DCO est plus précise pour une conduite unitaire que pour une conduite pluviale.

Toutes ces conclusions ont été émises seulement à partir de l'exploitation des données de quelques événements pluvieux sur le secteur I de l'arrondissement de Verdun : celui du 2000-08-23. Car malheureusement, nous ne disposons pas de plus de données pour faire l'étude. La certitude de ces conclusions ne sera confirmée qu'après l'exploitation de plusieurs séries de données qui conduiraient aux mêmes résultats.

Les données exploitées ont été mesurées à l'aide de nouveaux appareils de mesure qui étaient utilisés autrefois pour étudier les propriétés de l'eau potable. La deuxième partie de notre travail consistera à effectuer des mesures en laboratoire avec ces instruments afin de vérifier la fiabilité des appareils de mesures.

CHAPITRE 3

MESURE DE LA TURBIDITÉ EN LABORATOIRE.

3.1 Introduction

Les eaux pluviales et usées sont connues comme étant un vecteur de polluants organiques ou inorganiques parfois toxiques pour le milieu environnant. Ces rejets urbains de temps de pluie trouvent leurs sources de polluants, multiples et diffuses, sur l'ensemble des zones drainées et dans l'atmosphère, ce qui rend leur étude encore plus complexe. La pollution véhiculée par les débordements en temps de pluie est loin d'être négligeable car son impact sur l'environnement peut avoir de grandes conséquences sur les milieux récepteurs.

La détermination expérimentale de la turbidité dans le laboratoire, en utilisant plusieurs produits (fumée de silice, sable, lait en poudre) nous permettra de calculer les concentrations en MES dans la conduite. Les mesures de turbidité seront prises à l'aide d'un turbidimètre de précision appréciable.

Afin de s'assurer de l'exactitude des mesures prises, il est indispensable avant toute utilisation des données, de critiquer et de valider la campagne des mesures, afin de marquer les valeurs qui nous semblent erronées.

3.2 Problématique et objectifs

Les rejets d'eaux pluviales et d'eaux d'égout unitaire véhiculent de grandes masses de pollution. Différentes études sont actuellement en cours afin de faire la caractérisation des ces dernières. Le manque d'importantes bases de données pour concrétiser ces études a conduit à la simulation de la pollution dans le laboratoire d'hydraulique de l'École de technologie Supérieure. La pollution est simulée dans un

environnement contrôlé. Les instruments de mesures utilisés sont à l'image de ceux installés sur terrain (tel le turbidimètre).

Le but des mesures en laboratoire est d'abord de s'assurer de la fiabilité des nouveaux instruments de mesure, de permettre ensuite une mesure en continu des paramètres de pollution et enfin de confirmer la forte relation entre les MES et la turbidité en faisant le traitement, la critique et la validation des données mesurées par le logiciel *PREVAL*. Pour atteindre ces objectifs, un exemple expérimental, représentant la simulation des réseaux d'assainissement a été installé au laboratoire pour la prise des mesures.

3.3 Description du dispositif expérimental.

Le dispositif expérimental installé au laboratoire d'hydraulique est constitué des éléments suivants :

- Une conduite de plexiglas de 203,2 mm (8 pouces) de diamètre et de 13,00 m de longueur et dont la pente peut être réglée à l'aide d'un vérin hydraulique ;
- Une pompe permettant d'assurer un débit pouvant aller jusqu'à 50 l/s.
- Deux vannes papillons qui permettent de réguler le débit. Une des vannes est installée sur un tuyau de 50.8 mm (2 pouces) de diamètre et permet un réglage des petits débits. L'autre est située sur un tuyau de 152 mm (6 pouces) de diamètre pour obtenir les grands débits.
- Un bac de réception (à l'aval) muni d'un compartiment permettant de décharger l'écoulement des eaux déversées d'un volume d'environ 1900 L.
- Un bac de stabilisation des eaux qui sert à stabiliser l'écoulement avant son entrée dans la conduite de 203.2 mm, ce bac est alimenté par une autre conduite de 152 mm.

L'eau est pompée à partir du bac de capacité de 1900 l se trouvant au sol et refoulée vers le bac de stabilisation surélevé, à l'aide d'un tuyau de 152 mm de diamètre. Du bac de stabilisation, l'eau se déverse dans le premier bac en passant à travers la conduite en plexiglas de 203.2 mm de diamètre par effet de gravité. Toutes les

conditions d'écoulement sont contrôlées par l'utilisateur. La figure 32 montre une illustration complète du dispositif expérimental.

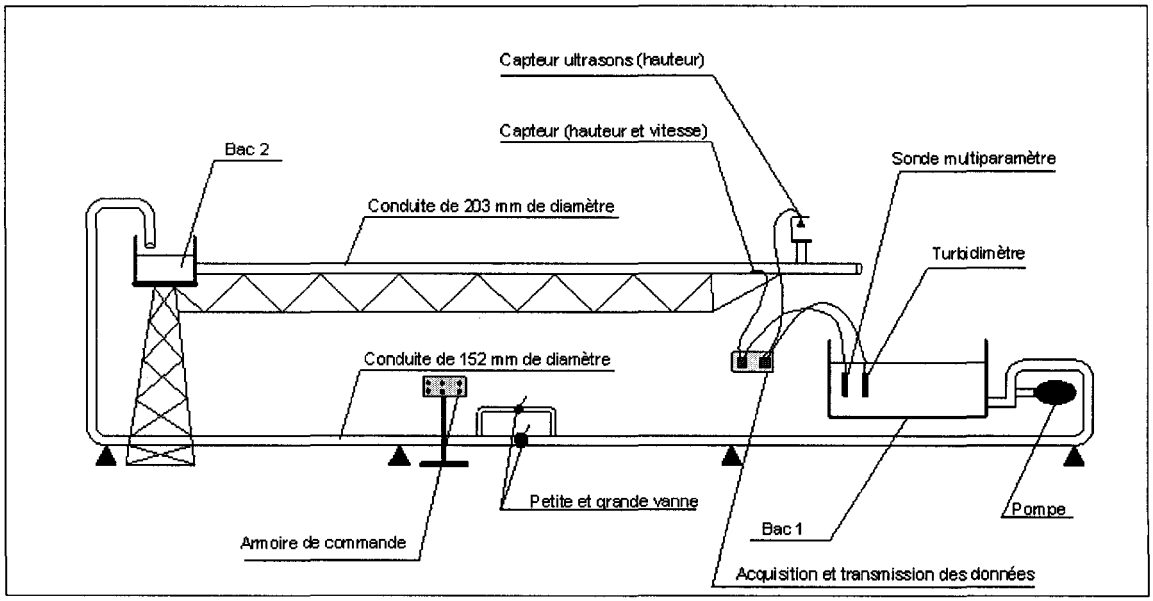

Figure 32 Schéma du dispositif de mesure (Amrarene F., 2003)

Au cours de cette expérience on utilise les instruments suivants :

- un débitmètre (*ISCO 4250*) composé d'un capteur immergé pour la mesure de la vitesse et de la hauteur d'eau et d'un module électronique qui permet le calcul de débit et l'enregistrement des données ;
- un transmetteur, situé à l'extérieur du bac, qui intègre les différents commandes et réglages de l'appareil, les sorties 4-20 mA sont raccordées à une centrale d'acquisition ;
- un capteur aérien ultrasonore pour la mesure de la hauteur ;
- une sonde multiparamètres pour la mesure de la température, du pH, de l'oxygène dissous et de la conductivité;
- un turbidimètre *PARTECH instruments*, de type *Turbi-Tech 2000* ;
- un PC pour l'acquisition et le traitement des données (un logiciel est disponible avec les instruments pour l'acquisition des données, et leurs lectures).

Les données enregistrées par tous les instruments de mesure (à l'exception du turbidimètre) sont quasiment stables dans le temps. C'est pourquoi dans ce chapitre nous traitons seulement les données de turbidité.

3.4 Cadre théorique et méthodologique de mesure de la turbidité

La turbidité est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence des matières colloïdales et/ou en suspension. Elle dépend non seulement de la concentration en MES de l'échantillon, mais aussi des caractéristiques optiques et géométriques des particules, notamment leurs grosseurs (granulométrie).

L'altération du faisceau lumineux traversant l'eau durant le processus de mesure de la turbidité est due aux interactions entre ce faisceau et les particules présentes dans l'eau. Le faisceau est modifié de deux façons durant la traversée de l'eau :

- Une partie est diffusée par les particules dans toutes les directions;
- Une partie du faisceau passe entre les matières en suspension et éventuellement à travers les particules si elles ne sont pas opaques.

Ces deux phénomènes physiques correspondent aux deux principes de mesure:

1. La mesure de la lumière diffusée : l'intensité lumineuse mesurée augmente avec la concentration en particules, jusqu'au seuil de saturation qui définit ainsi la limite de ce que l'on peut qualifier de milieu dilué.
2. La mesure de la lumière transmise : dans ce cas, l'intensité lumineuse est mesurée quand la concentration en particule augmente.

Le turbidimètre utilisé dans le cadre de nos mesures en laboratoire est le *Turbi-Tech 2000* basé sur le principe de la lumière diffusée.

3.4.1 Principe de mesure de la lumière diffusée

Cette méthode de mesure est un principe basé sur la longueur d'onde et sur la granulométrie (le diamètre) des particules. À partir de ce diamètre caractéristique, on

peut établir le rapport entre le diamètre des particules et la longueur d'onde qui joue un rôle clé dans le phénomène de diffusion de la lumière.

Suivant l'angle de mesure on a :

- $\alpha = 0^{\circ}$ diffusion vers l'avant
- $\alpha = 90^{\circ}$ néphélométrie
- $\alpha = 180^{\circ}$ rétro-diffusion

Le cas approprié à notre turbidimètre est la néphélométrie.

3.4.2 Relation entre lumière diffusée et la turbidité

Pour les caractéristiques de la lumière et de particules données, l'intensité de la lumière diffusée pour $\alpha = 90^{\circ}$ varie comme indiquée à la figure 33. Elle augmente linéairement avec la turbidité, et à partir d'un certain seuil, elle commence à décroître, sous l'effet de l'obscuration du faisceau par les particules placées devant la cellule optique réceptrice (dans les mesures, seule la partie linéaire est exploitée).

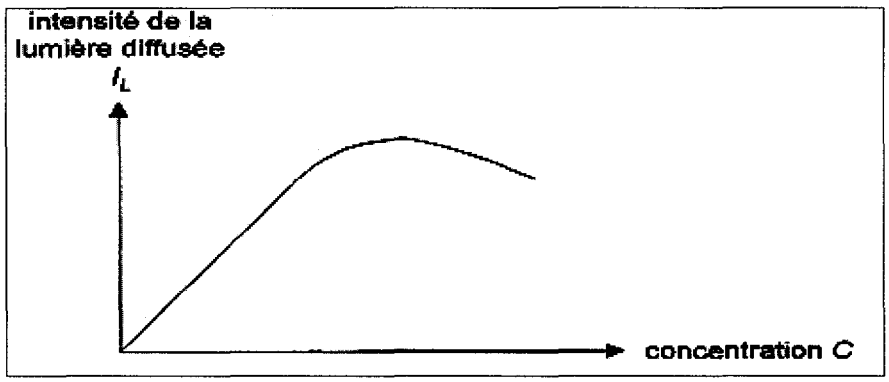

Figure 33 Relation entre l'intensité IL de la lumière diffusée et la concentration C en MES (Krajewski B. et al., 2000)

À partir des données fournies par le turbidimètre, nous avons cherché à établir une corrélation entre les MES et la turbidité, MES = f (NTU). L'obtention de bonnes corrélations doit, en effet permettre un suivi en continu satisfaisant de la pollution véhiculée par les réseaux d'assainissement.

3.4.3 Le turbidimètre

Le capteur utilisé est fabriqué par *PARTECH instruments*, de type *Turbi-Tech 2000* (figure 34). Il est constitué de deux sondes principales : une sonde de réfraction de lumière et une sonde d'absorption de lumière.

La sonde de réfraction de lumière permet la mesure de faibles masses de solides en suspension compris entre 0-50 et 0-500 mg/l. Cependant un ajustement interne pourrait permettre la prise de mesures allant jusqu'à 1000 mg/l. L'unité de mesure peut être le NTU ou le FTU dépendamment de la méthode d'étalonnage. La sonde utilise le principe de réfraction de lumière à 90 degrés et une source de lumière infrarouge de 950 nm.

Quant à la sonde d'absorption de lumière, elle permet la mesure de masses de solides en suspension plus grande. La plage de mesure varie entre 0-4000 et 0-20000 mg/l. Il n'existe pas d'ajustement interne pour des mesures plus grandes. Mais il est parfois possible d'effectuer des mesures en dehors de cette plage, ce qui peut être déterminé seulement durant la manipulation. La sonde utilise le principe d'absorption de lumière et aussi une source de lumière infrarouge LED agissant à 950 nm. La figure 34 montre un exemple de turbidimètre. Les cellules sont nettoyées automatiquement à pas de temps choisi par l'utilisateur (dans notre cas on a choisi huit (8) heures).

Le turbidimètre est relié à un instrument d'acquisition (7200 Monitor) par des liaisons 4-20 mA. Sa fonction consiste à acquérir les mesures du turbidimètre, à effectuer certains calculs (moyenne), à piloter le capteur, et enfin, à stocker les données en mémoire. Le fournisseur donne quelques caractéristiques techniques, comme, la précision donnée à 10 % de la pleine échelle pour le calibre 0-1000 NTU soit 100 NTU.

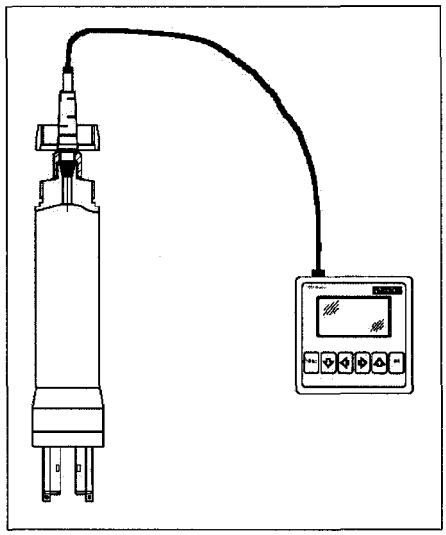

Figure 34 Turbidimètre «Turbi-Tech 2000» et son moniteur « 7200 Monitor» (Amrarene F., 2003)

3.4.4 Mesure de la turbidité

Durant l'expérience le capteur est immergé en permanence dans l'eau (bac 1). Les mesures sont prises de façon instantanée à toutes les 0.2s et les données sont enregistrées à un pas de temps d'une minute par une moyenne qui se fait de façon systématique. Nous avons remarqué que la turbidité augmente au moment du démarrage de la pompe (remontée des matières décantées). Elle augmente aussi avec l'ajout des concentrations des matériaux utilisés (fumée de silice, sable fin, lait en poudre, sable naturel...), mais pas de façon systématique et reproductible pour tous les matériaux.

3.4.5 Entretien et suivi du turbidimètre

L'entretien et le suivi du turbidimètre consiste à faire son nettoyage, le contrôle des valeurs et le contrôle des moyens d'acquisition. Il faut aussi procéder à l'étalonnage fréquent du turbidimètre par des solutions étalons (eau de robinet, Formazine)

L'étalonnage avec l'eau de robinet ou étalonnage primaire consiste à immerger les sondes dans de l'eau de robinet et à suivre la procédure zéro décrite dans le manuel de contrôle. Une fois que la sonde est immergée, une attention devrait être portée pour s'assurer que la sonde ne touche pas le récipient afin d'éviter un étalonnage imprécis. Pour obtenir un très bon étalonnage, la sonde devrait être immergée dans sa positon de montage normal. Il est recommandé d'effectuer l'étalonnage primaire une fois par saison (3 mois) ou au moins deux fois par année.

Pour l'étalonnage à la Formazine ou étalonnage secondaire on utilise à la place de l'eau de la Formazine. Le procédé d'étalonnage est le même que pour l'étalonnage primaire. La mesure résultant de l'étalonnage est la turbidité et l'unité de mesure le FTU. Une fois que la Formazine a été préparée, elle peut être diluée à la valeur requise. La préparation de la solution diluée de Formazine servant à l'étalonnage secondaire se fait de la façon suivante :

- Prendre de la Formazine à 4000 FTU
- Diluer avec un volume d'eau donné par la formule :

$$W = \frac{4000}{A} - 1$$

Avec, W le volume d'eau en litre

A la valeur de FTU requise

Quant la solution de Formazine est utilisée pour l'étalonnage du turbidimètre, une hauteur de mélange est requise afin que les sondes soient immergées complètement. Les graphes de la figure 35 montre que le réglage du capteur n'est pas aisé puisque le signal oscille. Pour l'étalonnage zéro, l'oscillation du signal représente moins de 1% de la pleine échelle. Tandis que pour la Formazine elle atteint les 10% de la pleine échelle.

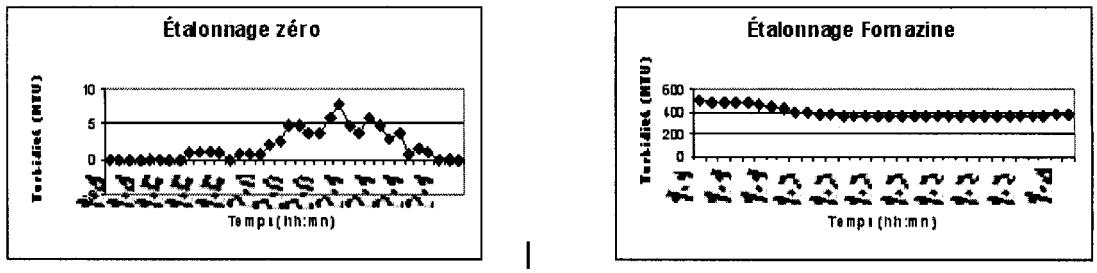

Figure 35 Stabilité du capteur 7200 à l'étalonnage

3.5 Déroulement de la manipulation

Pour l'obtention d'une base de données assez enrichie et variée, nous avons effectué plus de 50 essais soit plus de 400h d'expérience. Pour la simulation de la pollution au laboratoire, les matériaux suivants ont été utilisés : le lait en poudre, la fumée de silice et le sable concassé fin. L'exploitation des mesures a été faite afin de vérifier la fiabilité des mesures, d'observer l'évolution de la turbidité par rapport à chaque matériau de pollution et enfin dans le but de proposer quelques solutions pour la maîtrise de la pollution des eaux.

3.5.1 Évolution de la turbidité par rapport à chaque matériau de pollution

Pour les trois matériaux utilisés (lait en poudre, fumée de silice et sable concassé fin), différents protocoles expérimentaux ont été élaborés.

Pour la fumée de silice, l'essai a consisté à rajouter d'abord une première masse du produit. Ensuite la masse a été doublée afin de vérifier si l'augmentation de la turbidité évoluera en conséquence.

Le protocole d'essai pour le lait en poudre est identique à celui de la fumée de silice.

Pour le sable fin le protocole a consisté à rajouter la même masse de sable à des intervalles variés. Les mesures de turbidité ont été enregistrées pour chaque matériau. La représentation graphique des résultats ainsi que leur interprétation seront présentées dans le paragraphe suivant.

3.5.1.1 Évolution de la turbidité pour le lait en poudre

Le protocole expérimental détaillé que nous avons utilisé pour simuler la pollution par le lait en poudre est en annexe. La figure 36 représente la mesure de la turbidité pour le lait en poudre.

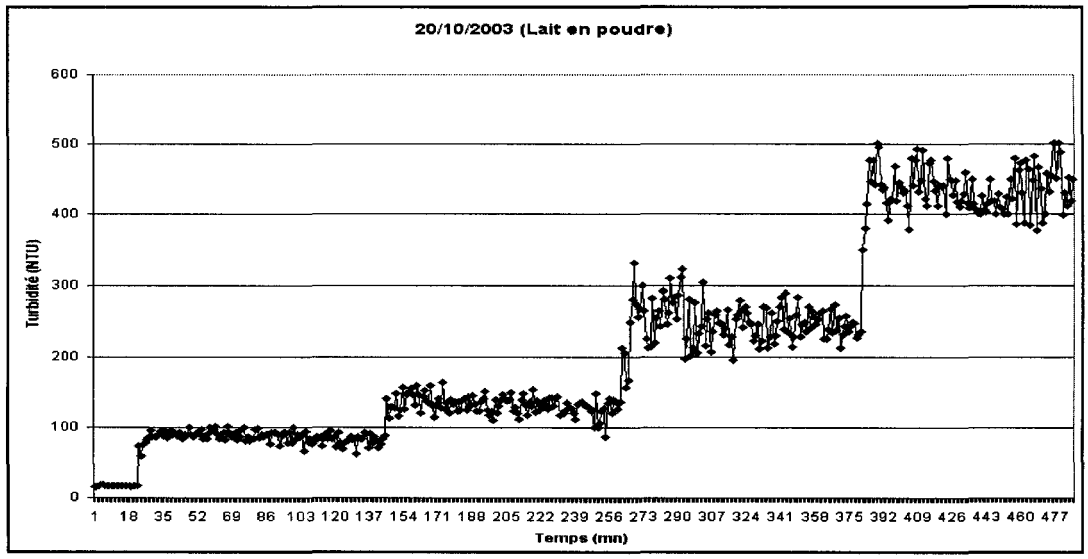

Figure 36 Représentation de la turbidité en fonction du temps pour le lait en poudre (Valeurs brutes)

Cette figure montre qu'à chaque ajout de solution de lait, nous observons un pic très prononcé de la valeur de la turbidité. Quelques instants après l'ajout, la valeur maximale se stabilise pour les deux premiers ajouts. Quant aux de deux derniers ajouts, on a remarqué une légère diminution de la valeur maximale avant que la turbidité ne se stabilise. La décroissance de la valeur de turbidité observée peut s'expliquer par un phénomène de décantation. Cette décantation parait plus importante quand la masse de lait ajoutée est plus grande.

Cette expérience nous a permis de mettre en évidence le phénomène de décantation naturel dans les réseaux d'assainissement. La reproductibilité des résultats durant l'essai permet aussi la confirmation de la fiabilité de l'instrument de mesure.

3.5.1.2 Évolution de la turbidité pour la fumée de silice

Le graphe de mesure de la turbidité pour la fumée de silice est décrit sur la figure 37. Le protocole expérimental détaillé est décrit en annexe.

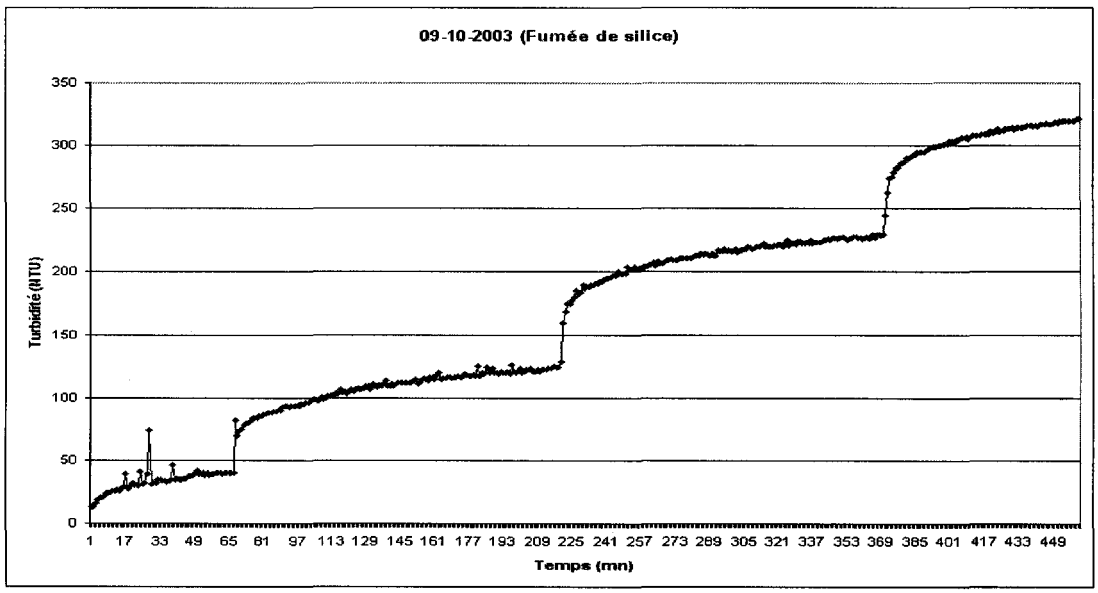

Figure 37 Représentation de la turbidité en fonction du temps pour la fumée de silice (Valeurs brutes)

Cette figure décrit une représentation de l'évolution de la turbidité en fonction du temps pour différentes masses de fumée de silice. En observant la courbe, nous remarquons que l'évolution de la turbidité ne se reproduit pas de la même façon pour chaque ajout de soluté de fumée de silice. L'allure de la courbe est plus prononcée quand la masse de fumée de silice rajoutée devient plus grande. Nous remarquons aussi que quand la masse ajoutée est doublée, la valeur d'augmentation de la turbidité double. Mais quand la masse ajoutée est quadruplée, la valeur

d'augmentation de la turbidité n'est pas quadruplée. Cela peut s'expliquer par le fait que si l'augmentation de la turbidité atteint un certain seuil, l'évolution n'est plus considérable. Aussi contrairement au lait qui se décante partiellement suite à une durée donnée, la fumée de silice par contre ne se décante pas. L'évolution de la turbidité est continue dans le temps. Cela nous permet d'affirmer que la fumée de silice se dissout en continu dans l'eau jusqu'à dissolution totale tandis que pour le lait, la dissolution est ponctuelle. La variation de la durée de dissolution entre les différents produits peut être due à la composition chimique des matériaux, à leur densité et à leur granulométrie. Car plus un matériau est dense, moins il se dissout rapidement et la décantation est rapide. Plus sa granulométrie est grande plus la lumière sera diffusée et la turbidité mesurée évoluera toujours dans le temps.

3.5.1.3 Évolution de la turbidité pour le sable concassé fin

Deux essais ont été réalisés pour la prise des mesures de turbidité dans le cas du sable fin. Ces deux essais ont été effectués après deux différents étalonnages. Les graphes de la figure 38 décrivent les résultats.

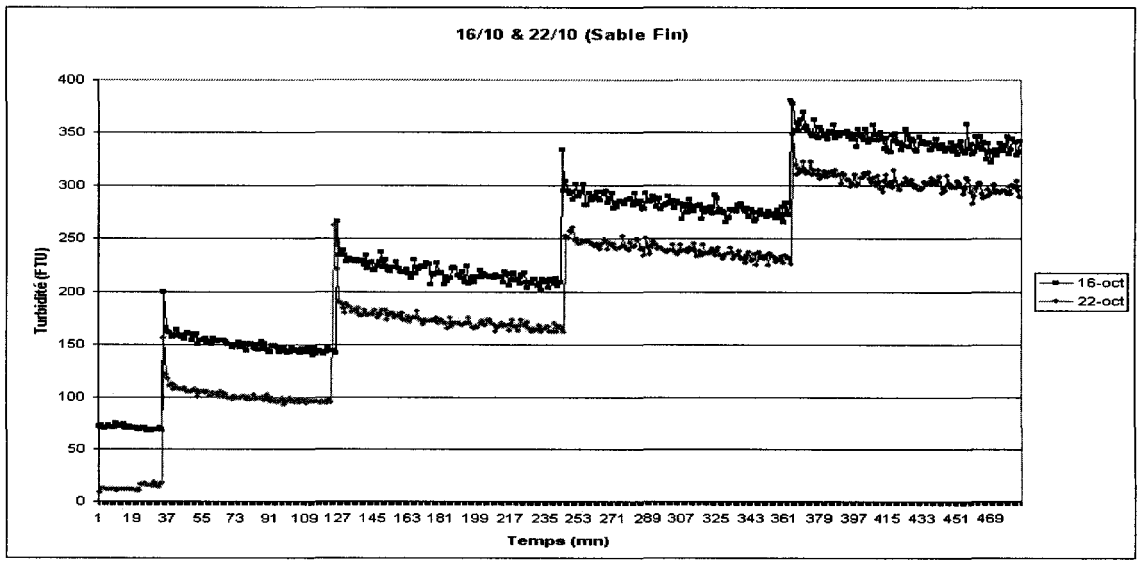

Figure 38 Représentation de la turbidité en fonction du temps pour le sable concassé fin (valeurs brutes)

En observant les deux courbes de cette figure, nous remarquons qu'à chaque ajout de soluté de sable fin, un pic se produit. Dans les minutes qui suivent l'ajout, la valeur de la turbidité décroît lentement (environ de 20 à 25 % de la valeur d'augmentation) pour se stabiliser par la suite dans le temps. Le pic instantané observé dès l'ajout et qui décroît par la suite indique une dissolution totale de la solution de sable fin dès l'ajout contrairement à la fumée de silice dont la dissolution s'étend sur une longue durée. La décroissance de la valeur de turbidité observée dans la suite du temps indique un phénomène de décantation partielle. La reproduction exacte des cycles sur les deux courbes de la figure 15 montre la fiabilité de l'instrument de mesure. Le turbidimètre est alors un très bon appareil pour la mesure en continu des matières en suspension.

3.5.2 Reproductibilité des résultats

Pour montrer la reproductibilité des mesures, deux protocoles d'expérience identiques ont été réalisés avec deux étalonnages différents. Les résultats sont très satisfaisants, et les deux campagnes de mesure sont pratiquement identiques (voir figure 39)

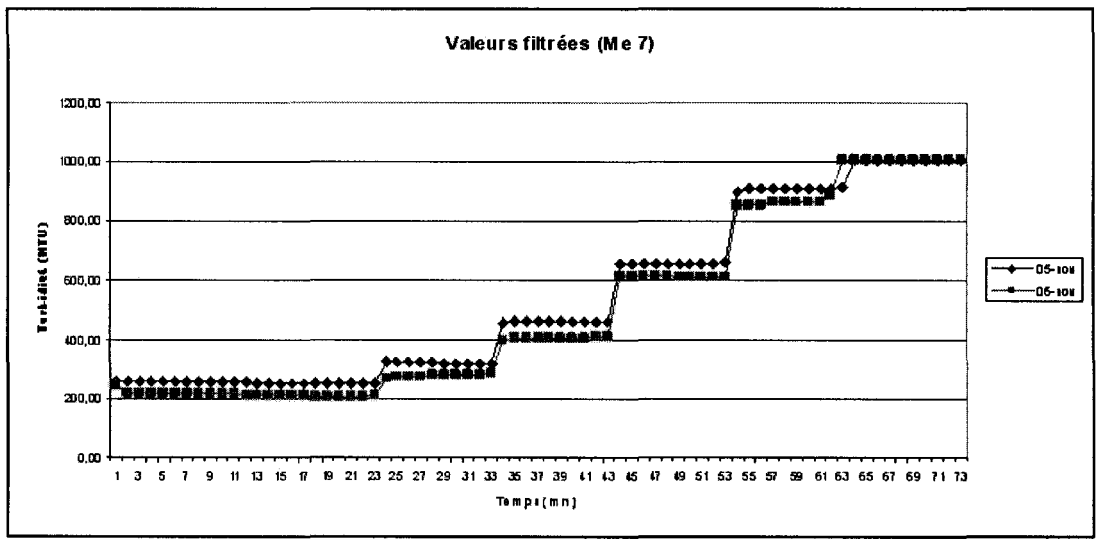

Figure 39 Mesure de la turbidité pour deux événements identiques (valeurs brutes)

3.5.3 Dissolution des matériaux

Une autre expérience a été faite afin de vérifier les degrés de dissolution des matériaux de pollution. Elle a consisté à remplir le bac 1 à moitié et à mettre la pompe en marche pour la prise de la mesure de turbidité. Ensuite pour la deuxième partie de l'expérience, le volume d'eau a été doublé et nous avons vérifié si les mesures prises durant la deuxième partie seront égales à la moitié des premières mesures. Les résultats suivants ont été obtenus :

- Pour la fumée de silice, la concentration de turbidité obtenue en doublant le volume d'eau dans le bassin est comprise entre 25 et 30% de la concentration du mélange quand le bassin est à moitié plein. Cette faible valeur de dilution de la concentration nous permet de confirmer l'hypothèse de dissolution continue dans le temps émise lors de l'interprétation des résultats de mesure de turbidité. Car si la dissolution était totale et ponctuelle, le pourcentage de dilution lorsqu'on double le volume d'eau dans le bassin sera égal à au moins 50% du pourcentage de dilution du bassin à moitié plein.

- Pour le sable fin, la concentration de turbidité obtenue en doublant le volume d'eau dans le bassin est comprise entre 50 et 65% de la concentration du mélange quand le bassin est à moitié plein. Cette valeur de dilution en doublant le volume parait normal car le pourcentage devait être au moins égal à 50% du pourcentage de dilution noté lorsque le bassin était à moitié rempli. Nous pouvons alors confirmer avec cette expérience que la dissolution du sable fin est effectivement totale et ponctuelle.

- Pour le lait en poudre, la concentration de turbidité obtenue en doublant le volume d'eau dans le bassin tourne autour de 70% de la concentration du mélange quand le bassin est à moitié plein. Cette valeur de dilution en doublant le volume parait normal car le pourcentage devait être au moins égal à 50% du pourcentage de dilution noté lorsque le bassin était à moitié rempli. Nous pouvons alors confirmer avec cette expérience que la dissolution du sable fin est effectivement totale et ponctuelle.

Les graphes suivants montre le rapport entre les pourcentages de dilution lorsque le bassin est à moitié plein et tout plein.

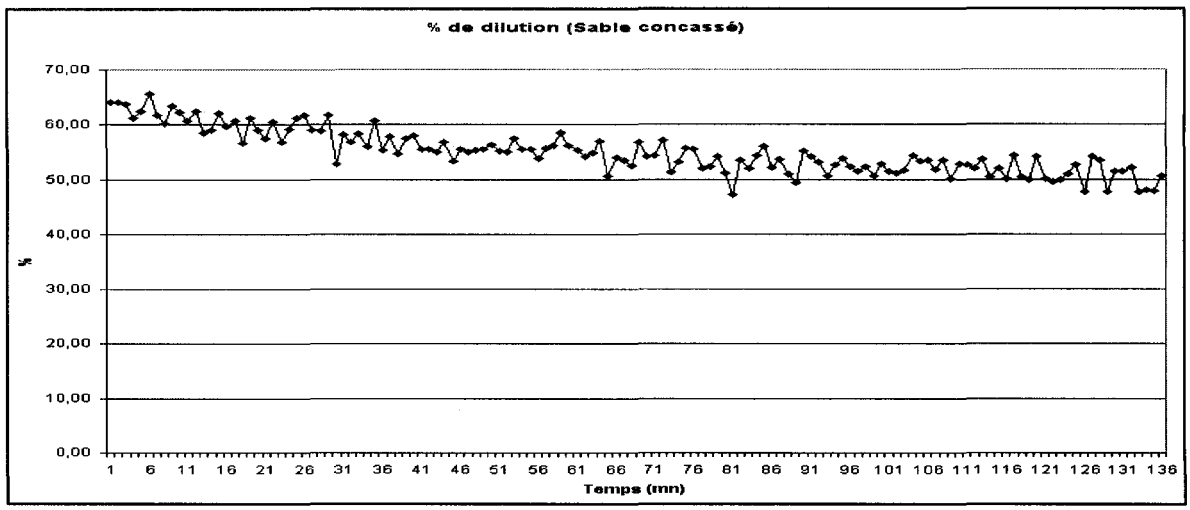

Figure 40 Pourcentage de dilution du sable concassé

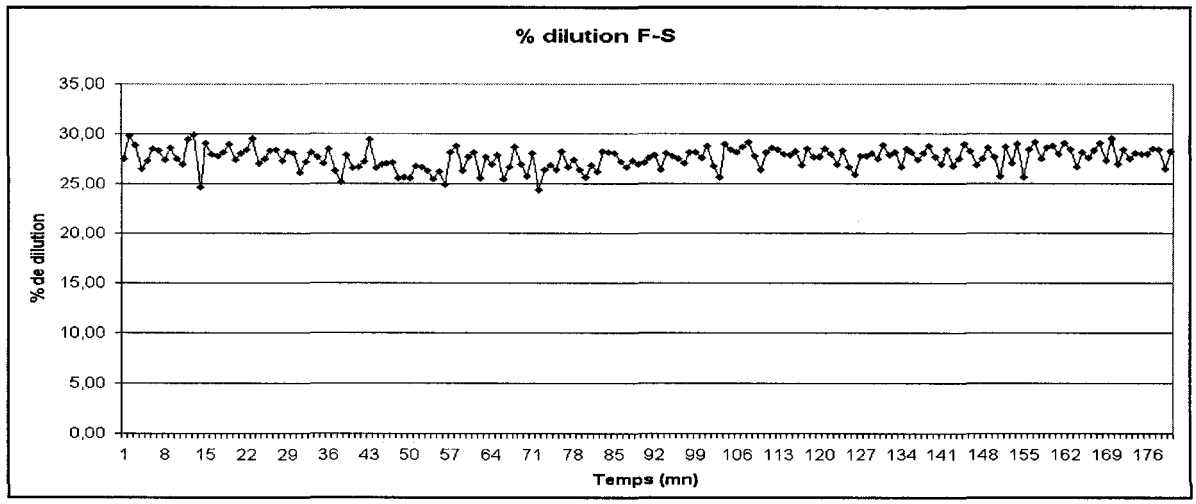

Figure 41 Pourcentage de dilution de la fumée de silice

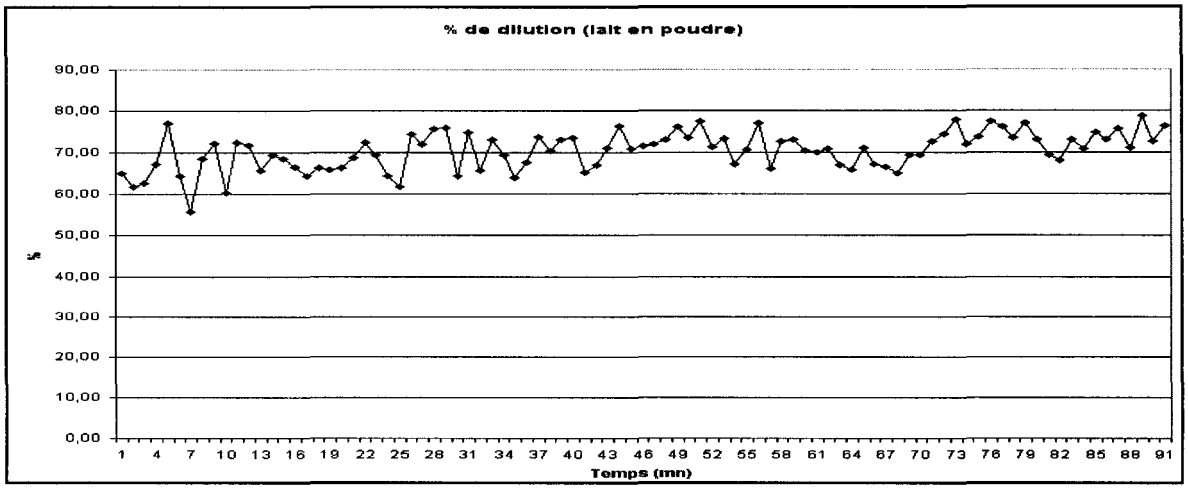

Figure 42 Pourcentage de dilution du lait en poudre

3.5.4 Relation entre les MES et la turbidité

La mesure de la turbidité connaissant la quantité de matières déversées dans la conduite permet de déduire la concentration en MES. Ainsi pour les différents matériaux utilisés, la corrélation entre la turbidité et la concentration en MES a été recherchée. Chaque produit a conduit à des concentrations de MES différentes pour les différents essais réalisés. Le tableau suivant résume les différentes concentrations de MES obtenues pour chaque produit.

Tableau XIV

Équivalence entre NTU et concentration en MES pour les différents matériaux

Matériaux	Équivalence NTU-Concentration
Lait	1 NTU = 1.55 mg/l
Fumée de silice	1 NTU = 1.99 mg/l
Sable fin	1 NTU = 1.93 mg/l

En observant les valeurs inscrites dans le tableau, nous remarquons que les concentrations de MES pour chaque NTU sont quasiment égales pour le sable et la

fumée de silice. Tandis que pour le lait (1.55) cette valeur est un peu faible. La différence entre ces valeurs peut résulter de la composition chimique des matériaux, de leur granulométrie et de leur aptitude de dissolution.

Pour ce qui est la composition chimique des matériaux, les essais de vidange nous ont permis de dire que le sable fin et la fumée de silice contiennent moins de matières dissoutes que le lait. Les valeurs de concentrations en MES obtenues confirment cette hypothèse car le sable fin et la fumée de silice donnent des valeurs de MES supérieures à celle du lait.

La granulométrie des matériaux quant à elle agit sur la réflectométrie de la lumière durant le processus de mesure de la turbidité. Plus la granulométrie est grande moins la lumière sera diffusée et la turbidité plus faible. Donc en observant les valeurs de concentrations en MES en se basant sur ce principe, il ressort alors que le sable fin à une granulométrie plus grande que celle de la fumée de silice. L'analyse granulométrique effectuée sur ces matériaux confirme cette hypothèse. Car le pourcentage passant au travers d'un tamis de 45 µm pour le sable fin est de 64.9% tandis que celui de la fumée de silice est compris entre 95 et 100%.

3.5.5 Relation entre les MES et le débit

La figure suivante représente la variation de la turbidité en fonction de l'augmentation de débit. On constate que la turbidité croît avec l'augmentation du débit.

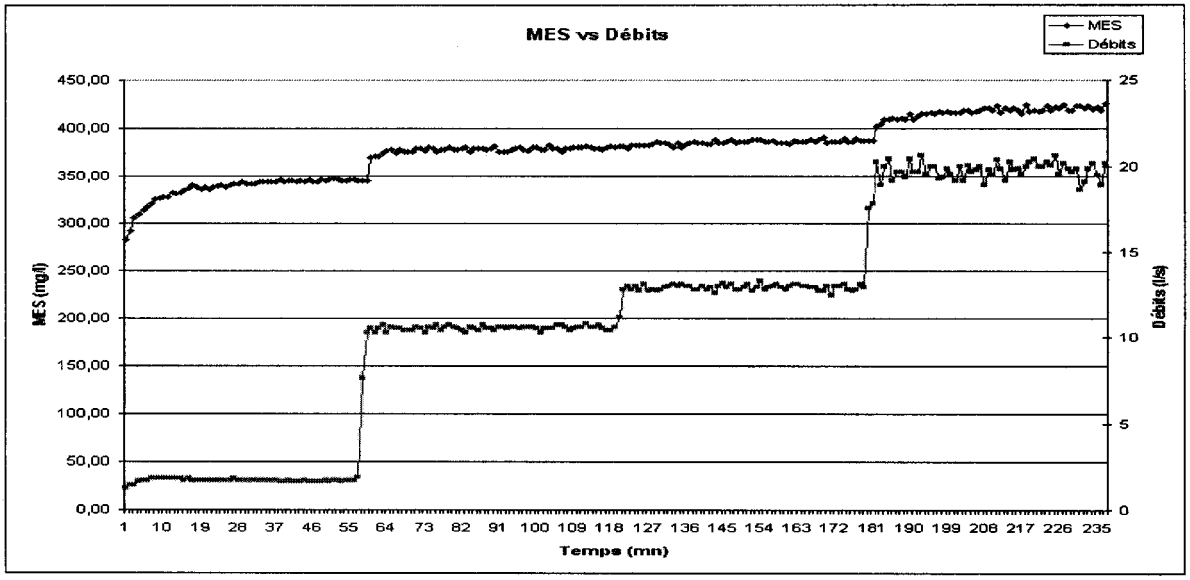

Figure 43 Relation MES vs Débit

Le constat d'augmentation de la turbidité vs l'augmentation du débit nous a poussé à élaborer une relation entre les MES et le débit en utilisant l'équation suivante :

$$C(t) = aQ^b \tag{3.1}$$

Avec les résultats expérimentaux, on a déterminé les valeurs des constantes a et b. L'équation devient :

$$C(t) = 320Q^{0.0786} \tag{3.2}$$

À partir de cette dernière équation, on calcule les valeurs théoriques des MES. La figure 44 montre une bonne cohérence entre les valeurs expérimentales et théoriques.

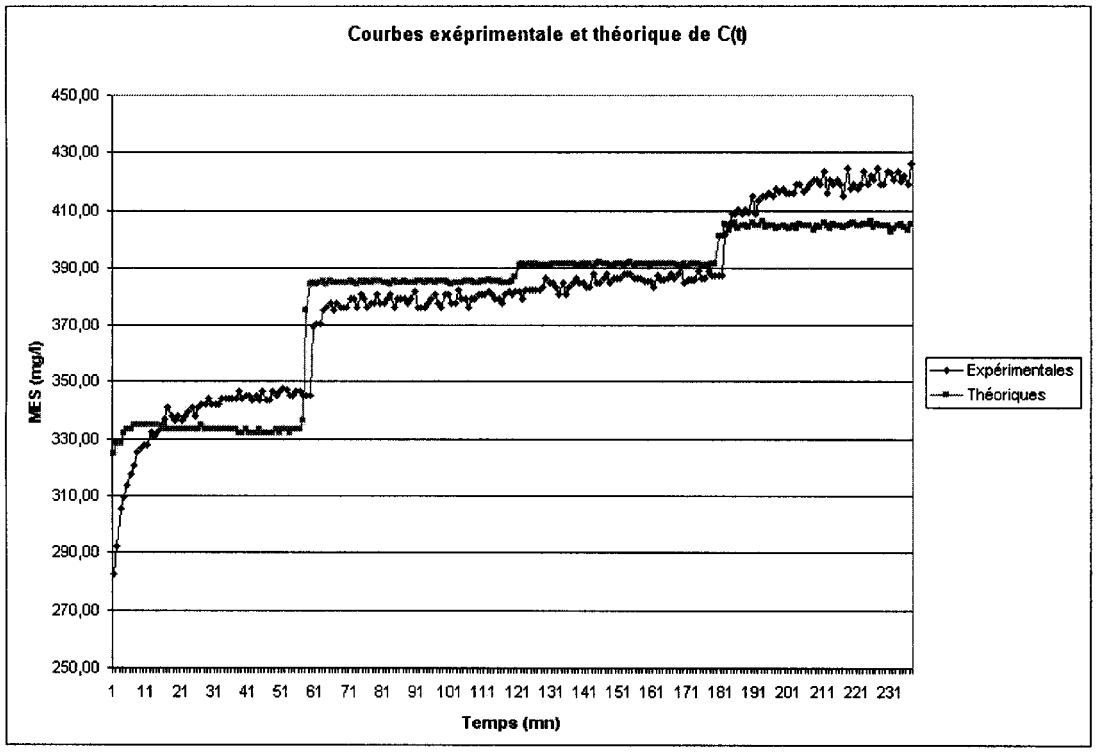

Figure 44 Valeurs expérimentales et théoriques des MES

3.6 Validation des mesures de la turbidité

Afin d'étudier la dilution de la pollution dans le temps et de s'assurer une fois encore de la fiabilité du turbidimètre, un autre essai a été effectué. Le principe de l'essai consiste après simulation de la pollution à faire la vidange du bac en faisant tourner la pompe et en rajoutant de l'eau de robinet à un débit égal au débit de sortie. Le volume dans le bac est alors supposé constant durant toute l'expérience.

Le schéma décrivant le processus de vidange est illustré par la figure 45.

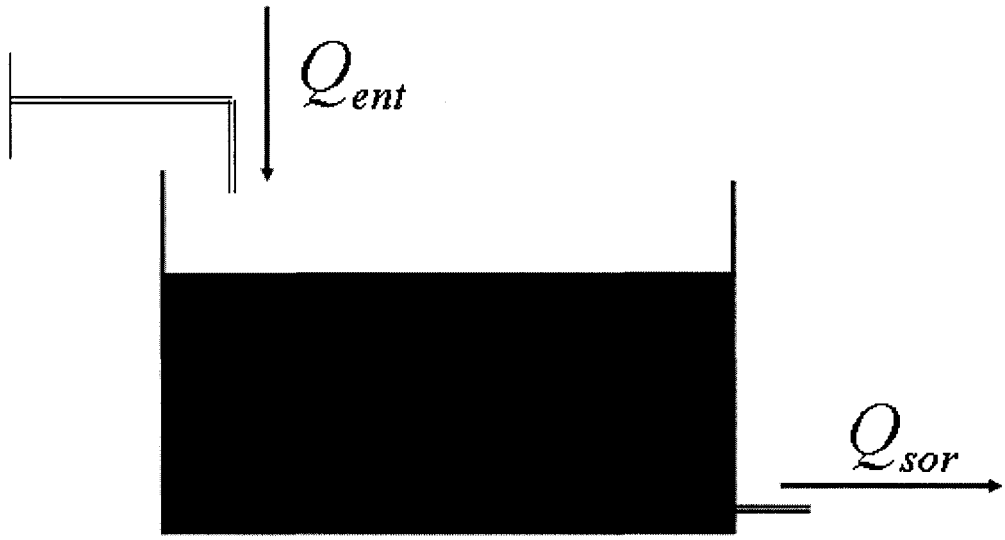

Figure 45 Schéma de vidange en circuit fermé

L'équation théorique qui devrait donner la concentration du mélange à un instant t donné durant le processus de vidange est obtenue de la façon suivante :

$$C(t)V(t) = C_0V_0 - \int Q_s C(t)dt \tag{3.3}$$

En considérant que Qe = Qs = cte, on aura alors : $C(t)V(t) = C_0V_0 - Q_s \int C(t)dt$

$$\Rightarrow \; C(t)V(t) = C_0V_0 - Q_s\overline{C}\Delta t$$

Le volume étant supposé constant dans le bassin, V(t) est alors égal à V_0 et on aura :

$$C(t) = \frac{C_0V_0 - Q_s\overline{C}\Delta t}{V_0} \tag{3.4}$$

avec,

C_0 la concentration initiale,

V_0 le volume initial,

Q_s le débit de sortie,

$\overline{C}$ la concentration moyenne sur un pas de temps choisi

Δt le pas de temps.

L'expérience a été réalisée sur trois événements différents pour une même durée de quatre (04) heures. Les résultats obtenus ont permis de tracer les courbes de la turbidité en fonction du temps. Ces courbes ont été comparées à celles données par l'équation théorique de concentration sur les figures 46, 47, 48.

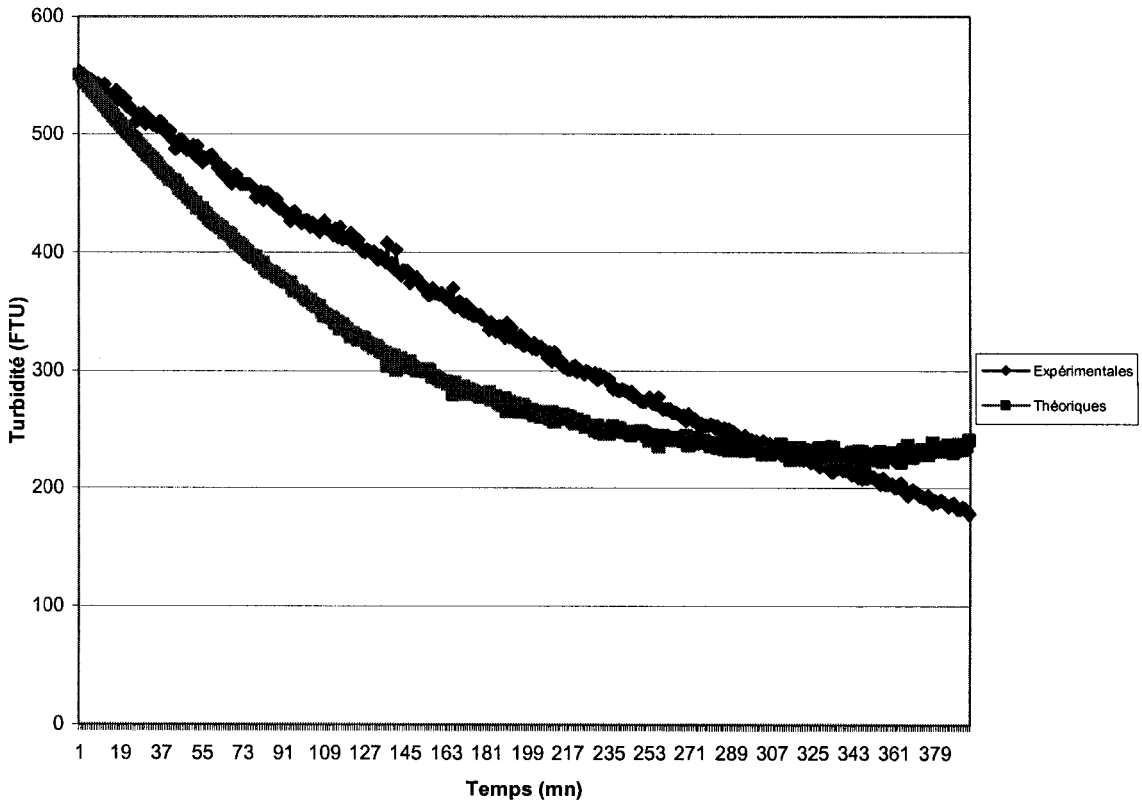

Figure 46 Courbes expérimentale et théorique de vidange pour la fumée de silice

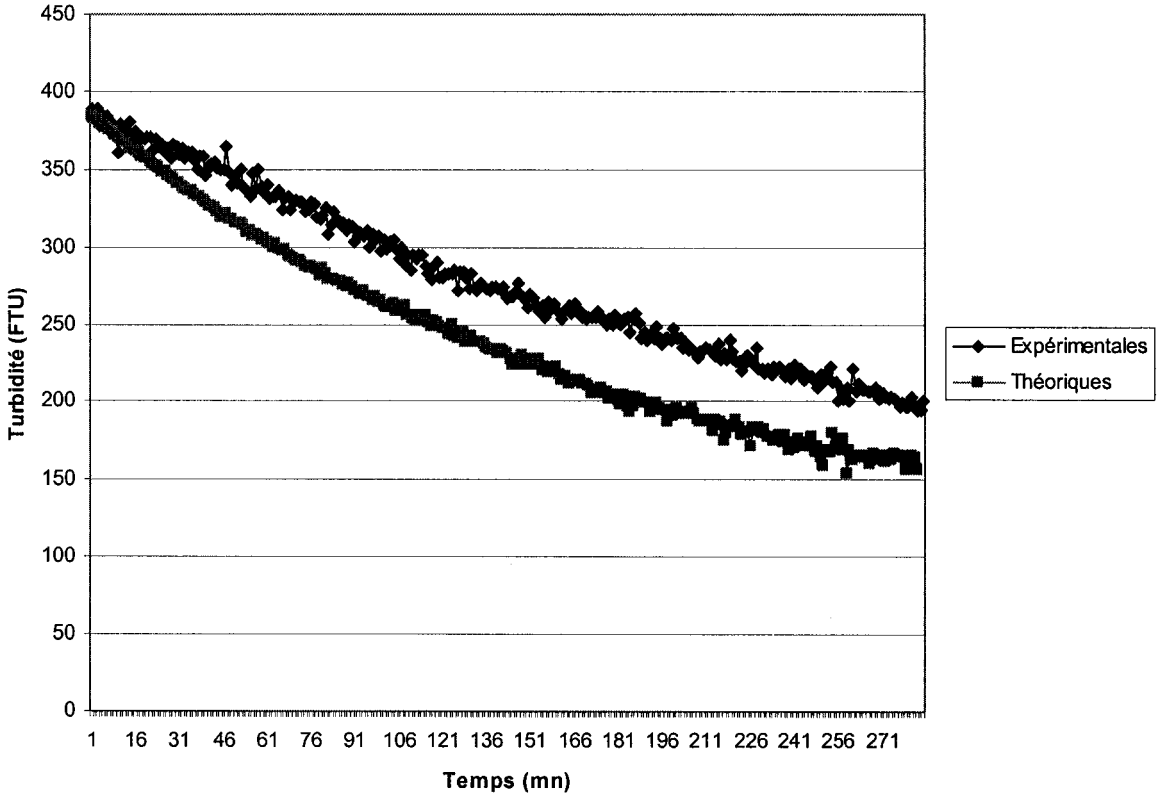

Figure 47 Courbes expérimentale et théorique de vidange pour le sable concassé fin

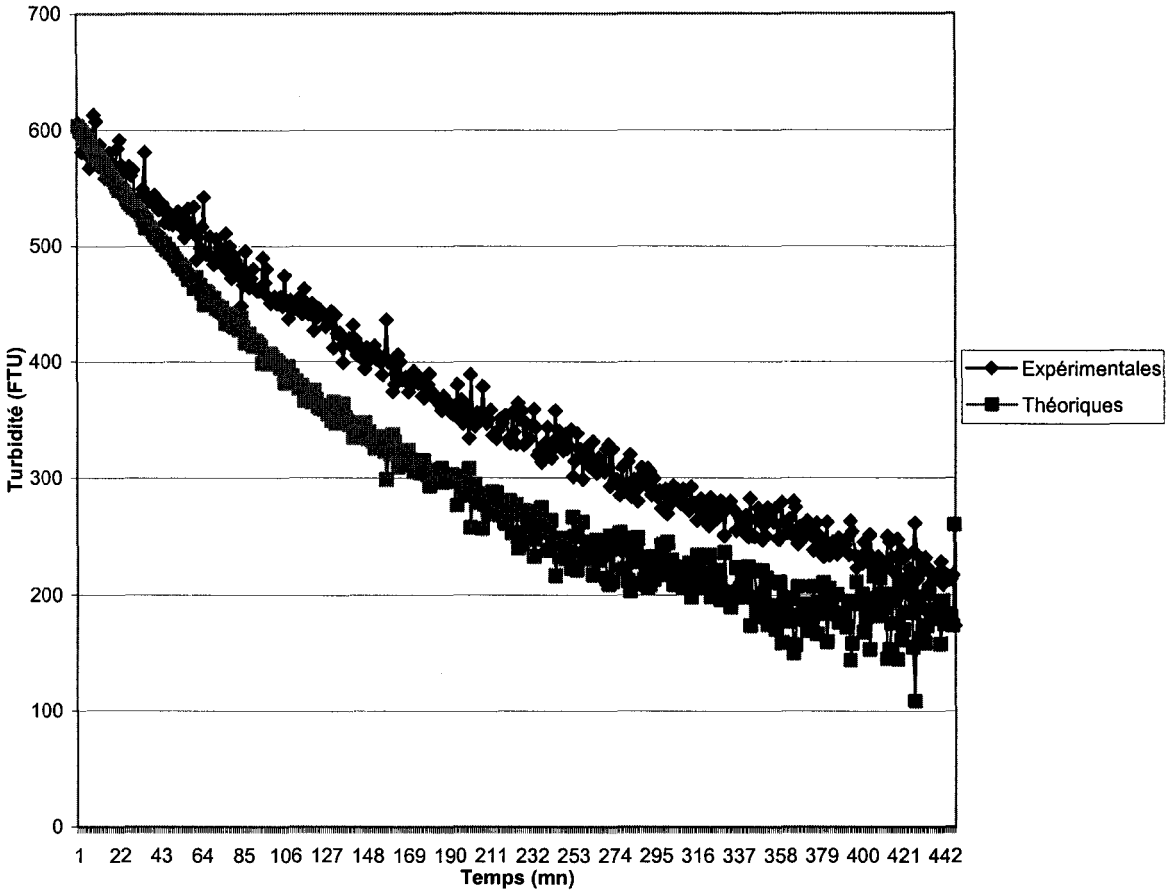

Figure 48 Courbes expérimentale et théorique de vidange (lait, fumée, sable)

En observant les courbes obtenues pour les essais de vidange en circuit fermé, nous remarquons que les courbes pratiques épousent l'allure des courbes théoriques mais ne se confondent pas totalement. Durant l'essai, nous avons constaté que Q_s varie en fonction de la hauteur d'eau et n'est donc pas toujours égal à Q_e. Ceci a pour conséquence une variation du volume du mélange dans le bassin. Or dans l'élaboration de l'équation de C(t) nous avons supposé que Q_s est constant et que le volume dans le bac est aussi constant. C'est cela qui explique le décalage entre les valeurs expérimentales et théoriques. Pour corriger cela une solution a été proposée :

- L'installation de débitmètres à l'entrée et à la sortie du bassin afin de régulariser à chaque instant les débits d'entrée ou de sortie

Par ailleurs la reproduction des courbes de la même façon pour les trois essais nous permet de confirmer la fiabilité du turbidimètre.

Une analyse statistique a été faite afin de vérifier la relation entre les valeurs théoriques et expérimentales de la concentration du mélange durant le processus de vidange. Le tableau 12 résume les équations de régression entre les valeurs théoriques et expérimentales ainsi que les coefficients de détermination (R^2).

Tableau XV

Équations de régression des différents essais de vidange

Evénements	Coefficient de détermination R^2	Équation de corrélation
19/11/2003	0.98	y = 0.86x + 25.36
21/11/2003	0.99	y = 1.04x – 33.63
24/11/2003	0.98	y = 0.98x – 21.64

Ces équations établies avec des coefficients de détermination proches de 1.00 nous permettent de dire que l'équation établie en posant comme hypothèse que Qs = Qe est une bonne équation de calcul de C(t). Elle permet effectivement une bonne estimation de la valeur théorique de C(t).

Avec les mesures prises au cours des essais de vidange, le pourcentage de dilution a été calculé dans le temps. On constate qu'au bout de 4 heures, presque 50% de la dilution a eu lieu. L'ajout de l'eau de robinet réduit considérablement la turbidité comme le montre le tableau 13. L'installation d'un dispositif permettant la vidange en circuit fermé à grande échelle au niveau des stations d'épuration diminuera de façon considérable la turbidité des effluents avant leur rejet.

Tableau XVI

Pourcentage de dilution de la pollution dans le temps

Heure	Événements		
	19/11/03	21/11/03	24/11/03
01	13.74	12.5	19.48
02	24.78	27.94	29.55
03	38.35	35.4	38.21
04	48.67	42.46	46.98

Les histogrammes de dilution sont illustrés à la figure 49. Le premier histogramme représente une vidange à la suite d'un essai fait avec la fumée de silice. Le deuxième histogramme représente une vidange après un essai avec le sable fin. Le troisième histogramme est la vidange après un essai fait avec le mélange des trois produits. En observant les histogrammes obtenus pour les trois essais de vidange en circuit fermé, nous remarquons que les pourcentages de dilution sont presque égaux. Nous pouvons alors dire que la dilution se produit de la même manière pour les trois matériaux de pollution.

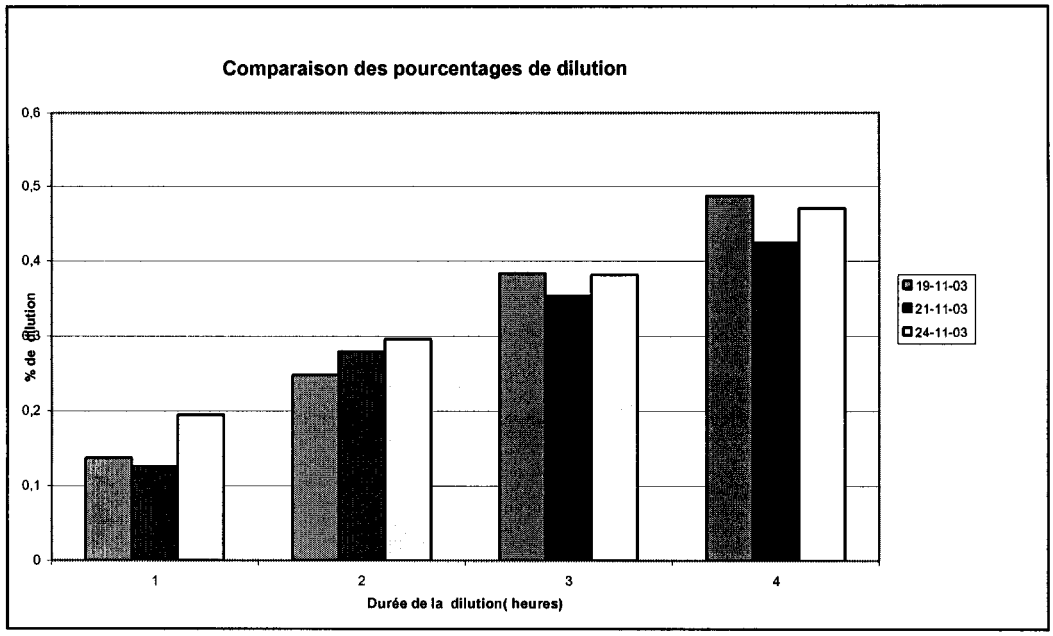

Figure 49 Variation du pourcentage de dilution des trois essais de vidange

3.7 Utilisation de logiciel de validation (PREVAL)

3.7.1 Options du logiciel

Les techniques de validation incorporées dans le logiciel *PREVAL* ont été exposées au paragraphe 2.5. Dans le cas où le système de mesure est multiplexe, on parle de la validation multifiltre (plusieurs capteurs effectuent en même temps une même mesure au même endroit). Dans le cas contraire on utilise la validation unifiltre (une série de mesures en provenance d'un seul capteur).

Dans le cas de notre expérience, on aura comme objectif la validation des mesures effectuées au laboratoire d'hydraulique de l'ÉTS par le logiciel PREVAL. Ce logiciel a pour but de fournir des outils de correction, de traitement et de validation des mesures aberrantes de la métrologie urbaine (ou toute autre série chronologique). Il dispose de plusieurs paramètres statistiques qui permettent de juger la qualité de la validation des données hydrométriques.

3.7.2 Validation des données par PREVAL

3.7.2.1 Les données de turbidité

La figure 50 est une représentation des données brutes de deux essais différents de mesure de turbidité, réalisés après deux étalonnages différents.

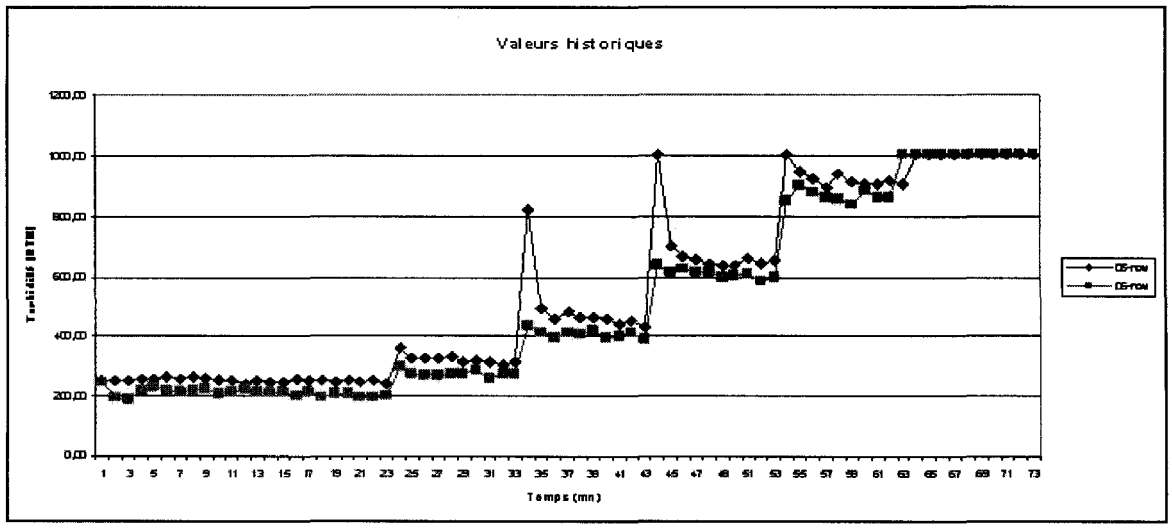

Figure 50 Valeurs brutes de deux essais identiques suite à deux étalonnages

Si on devait se fier aux mesures brutes de la figure 50, une alarme d'alerte, risque de se déclencher très souvent à tort à cause de quelques valeurs aberrantes (les pics observés), si elle avait pour seuil 800 NTU. La présence de ces pointes de concentration est due au fait que le soluté est ajouté au voisinage immédiat du turbidimètre. La turbidité donnée par ces pointes ne représente pas alors la valeur du mélange. Une validation est alors indispensable dans de pareils cas afin d'éliminer les fausses valeurs. Un simple filtrage par le filtre médian logiciel *PREVAL*) nous permet de corriger ces valeurs aberrantes comme le montre la figure 51 et ainsi nous n'aurons plus de fausses alertes.

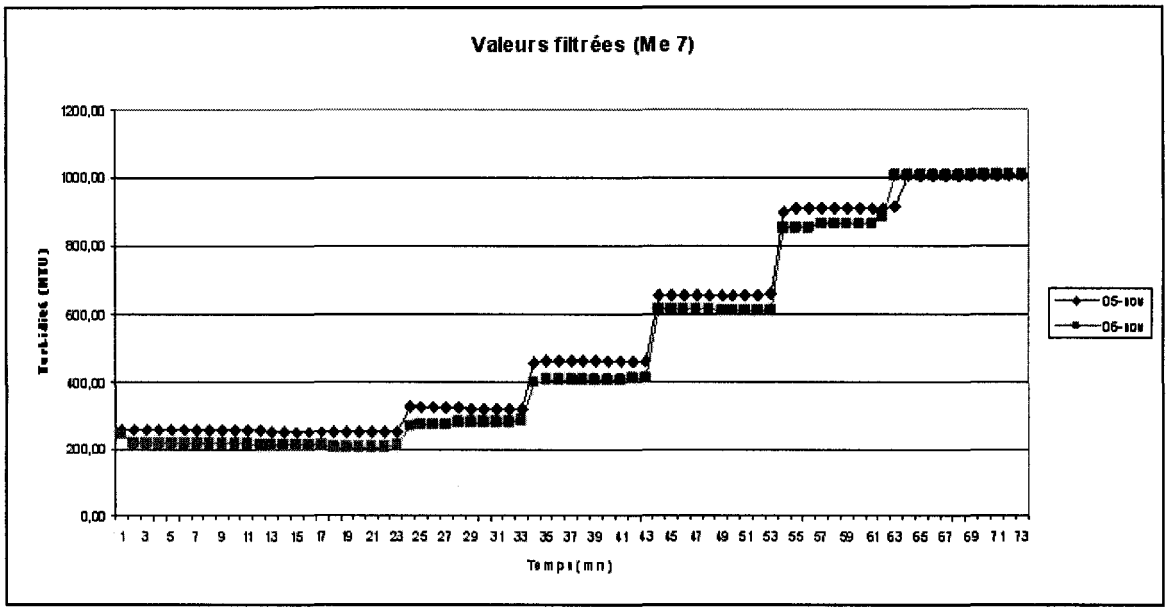

Figure 51 Valeurs filtrées de deux essais identiques suite à deux étalonnages (filtre médian)

3.8 Conclusion

Les résultats de mesure de turbidité prises au laboratoire d'hydraulique de L'École de technologie supérieure ont été satisfaisants. Ils nous ont permis d'aboutir aux conclusions suivantes :

- Les mesures prises par les nouvelles installations mises en place en laboratoire sont fiables car elles se reproduisent dans le temps et sur plusieurs événements.
- La corrélation entre les MES et la turbidité est belle et bien effective car les équivalences entre la turbidité et les concentrations en MES obtenues conduisent à des valeurs de concentrations en MES semblables à la réalité.
- L'existence d'un phénomène de décantation naturel est possible dans les réseaux d'assainissement.
- La mesure en continu des paramètres de pollution est possible avec les nouveaux instruments en place. Ces mesures en continu pourront alors permettre le développement et la mise en place des systèmes de gestion en temps réel et différé.

- Le traitement et la critique des mesures avant exploitation sont indispensables car les mesures brutes sont la plupart du temps entachées d'erreurs importantes.

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif de ce travail est de proposer de meilleures méthodes pour la réalisation des campagnes de mesure pour la caractérisation des eaux. Cet objectif vise à optimiser les futures campagnes et à favoriser le développement des systèmes de gestion en cours d'implantation. Pour atteindre cet objectif, différents chapitres ont été abordés dans ce travail.

Le premier chapitre de ce travail a permis de mettre brièvement en exergue le problème de la pollution des eaux et de décrire les différents paramètres de pollution ainsi que leur impact sur le milieu récepteur.

Dans le deuxième chapitre, les méthodes d'estimation et de validation des données ont été présentées. Aussi une analyse statistique a été faite sur les données de mesure des paramètres de pollution de l'arrondissement de Verdun afin d'étudier les différentes relations entre ces derniers.

Le troisième chapitre a porté sur les mesures de turbidité en laboratoire et sur leur analyse afin de vérifier la fiabilité du turbidimètre et de confirmer la relation entre les MES et la turbidité.

Les conclusions relatives à chacun de ces chapitres ont été présentées à leur fin respective. Nous vous présenterons alors ici les points essentiels suivants qui découlent de notre travail :

- Il est important de connaître la concentration des paramètres de pollution afin de réduire leur effet sur le milieu récepteur.
- La généralisation de l'existence de relations entre les différents paramètres est importante. Ceci dans le but de faciliter et de rentabiliser le plus possible les campagnes de mesures pour la gestion de la pollution des eaux. Les équations que nous avons établies dans notre travail sont relatives aux

données du bassin de Verdun. Nous ne savons pas si elles sont valides pour d'autres bassins. Nous recommandons alors ces études pour les données d'autres bassins.

- La validation des données avant leur exploitation ultérieure est très importante car elles sont souvent entachées d'erreurs. Mais le choix de la méthode de validation fait appel au bon sens de l'utilisateur.
- La fiabilité des nouveaux instruments de mesures a été confirmée par des mesures en laboratoire. Mais pour les mesures de chantier, il faudrait tester ces instruments en effectuant la prise de plusieurs séries de mesures afin de s'assurer de leur précision car les conditions de terrain sont plus aléatoires.

Enfin le traitement et la gestion de la pollution des eaux usées n'est pas chose aisée et sûrement de nouvelles approches seront toujours mises sur pied. Nous ne pensons pas avoir abordé le sujet sous tous ces aspects mais pensons avoir apporté un plus.

ANNEXE 1

PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL POUR LE LAIT EN POUDRE

2003/10/20

09 :35 Démarrage de la pompe
10 :00 Ajout de 100g de lait en poudre dilué dans 10l d'eau
12 :00 Ajout de 100g de lait en poudre dilué dans 10l d'eau
14 :00 Ajout de 200g de lait en poudre dilué dans 10l d'eau
16 :00 Ajout de 200g de lait en poudre dilué dans 10l d'eau
18 : 37 Arrêt de la pompe

ANNEXE 2

PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL POUR LA FUMÉE DE SILICE

2003/10/09

11 : 20 mise en marche de la pompe

12 : 30 Ajout de 100 g de fumée de silice diluée dans 5l d'eau

15 : 00 Ajout de 200 g de fumée de silice diluée dans 5l d'eau

17 : 30 Ajout de 400 g de fumée de silice diluée dans 10l d'eau

19 : 00 arrêt de la pompe

ANNEXE 3

PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL POUR LE SABLE CONCASSÉ FIN

2003/10/16

10 : 50 Mise en marche de la machine
11 : 30 Ajout de 250 g de sable blanc dilué dans 10 l dans le grand bassin
13 : 00 Ajout de 250 g de sable blanc dilué dans 10 l dans le grand bassin
15 : 00 Ajout de 250 g de sable blanc dilué dans 10 l dans le grand bassin
17 : 00 Ajout de 250 g de sable blanc dilué dans 10 l dans le grand bassin
19 : 40 Arrêt de la pompe

2003/10/22

09 : 55 Démarrage de la pompe
10 : 30 Ajout de 250 g de sable blanc dilué dans 10 l dans le grand bassin
12 : 00 Ajout de 250 g de sable blanc dilué dans 10 l dans le grand bassin
14 : 00 Ajout de 250 g de sable blanc dilué dans 10 l dans le grand bassin
16 : 00 Ajout de 250 g de sable blanc dilué dans 10 l dans le grand bassin
18 : 30 Arrêt de la pompe

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Amrarene F., 2002. *Contribution à l'analyse des incertitudes et des dysfonctionnements dans la métrologie des réseaux d'assainissement.* Mémoire de maîtrise, Génie de construction, École de Technologie Supérieure, 2002, 148 p.

Bachoc A., Tabuchi J.P., Chebbo G., Philippe J.P., 1994. *La pollution des rejets urbains par temps de pluie : quantité, origine et nature.* La houille blanche, 1994 N° 1/2, pp. 21-41.

Baillargeon G., 1989. *Probabilités, statistiques et techniques de régression.* SMG, 1989, 633 p.

Bennis S., Berrada F., Bernard F., 2000. *Méthodologie de validation de données hydrométriques en temps réel dans un réseau d'assainissement urbain.* Revue des sciences de l'eau, 2000, pp. 483 – 498.

Bennis S., Côté S., Faouzi B., Gagnon L., 1994. *Logiciel de validation des données hydrométriques « Valideb »,* 1994, 123 p.

Bennis S., Bruneau P., 1993. *Comparaison de méthodes d'estimation des débits journaliers.* Revue Canadienne de génie Civil, V 20/3, 1993, pp. 480-489

Bennis S., Côté S., Kang N., 1996. *Validation des données hydrométriques par des techniques multivariées de filtrage.* Revue canadienne de géni civil, V23/1, 1996, pp 218-230

Bennis S., 2001. Rapport 1 d'étape du projet intitulé : *Développement de méthodologie et conception d'un logiciel de validation et de prévision des débits et des concentrations de polluants en milieux urbain et rural.* Novembre 2001.

Bennis S., 2001. *Notes de cours MGC 865 : Egouts et aqueducs,* Janvier 2001, 347 p.

Bière F., 1997. *Distribution et collecte des eaux,* Éditions de l'École de polytechnique de Montréal, 1997, 399 p.

Chebbo G., Bachoc A., 1995. *La pollution des rejets de temps de pluie : flux, nature et impacts.* TMS n°11, 1995, pp 796 – 806.

Dagenais G., Boulay P., Boulay Jocelyn., 2003. *Communauté Urbaine de Montréal, Service de l'environnement, Station d'épuration,* 2003, 8 p.

Grommaire-Mertz. M.C., 1998. *La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : caractéristique et origine.* Thèse de doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, France, 1998, 502 p.

Instruction manual Turbi-tech 2000: suspended solids and turbidity sensor. Manuel d'utilisation du turbididmètre, 2000, 30 p.

Kirkup L., 2002. *Data Analysis with Excel.* Cambridge University press, 2002, 446 p.

Krajewski J.-L. B., Laplace D., Joannis C., Chebbo G., 2000. *Mesures en hydrologie urbaine et assainissement,* 2000, pp 431-589.

Lopez T. J. et al., 1995. *Selected chemical characteristics and acute toxicity of urban stormwater, streamflow and bed materials.* US geological survey water resources investigation report95 – 4074, 52 pp.

Paffoni C., 1994. *Caractérisation des eaux déversées par temps de pluie à l'usine de Clichy.* La houille blanche, 1994 N° 1/2, pp. 21-41.

Purenne P., 2002. Rapport annuel de la station d'épuration intitulé « *Analyse de la qualité des eaux brutes et de l'eau traitée à la station d'épuration et évaluation du rendement des installations».* Juillet 2002, 46 p.

Ruperd Y., Lucas E., 2001. *Suivi en continu de la pollution transportée dans un réseau unitaire.* La houille blanche, 2001 N°, pp. 21-41.

Tahri H., 2001. *Filtrage et estimation univariés des débits et des concentrations de polluants.* Mémoire de maîtrise, Génie de construction, École de Technologie Supérieure (ÉTS), 2001, 114 p.

Temimi M., Bennis S., 2002. *Prévision en temps réel des charges de polluants dans un réseau d'assainissement urbain.* Revue des sciences de l'eau, V 15/3, 2002, pp 661 - 675

Temimi M., 2002. *La prévision en temps réel des charges de polluants dans les réseaux d'assainissement urbain.* Mémoire de maîtrise, Génie de construction, École de Technologie Supérieure (ÉTS), 2002, 90 p.

Thomson N. R., Mcbean E. A., Snodgrass W., Monstrenko I.B., 1996. *Highway storwater runoff quality: development of surrogate parameter relationships.* Departement of civil engineering, University of Waterloo; Minitry of transportation, quality and standards division, Research of development branch, Downsview.

Valiron F., Affholder M., 1996. Guide de conception et de Gestion des réseaux d'assainissement unitaire,Tec et Doc Paris, 1996, 374