80707

NS 17480 (2)
t.1

ECOLE NATIONALE DES PONTS ET CHAUSSEES

THESE

Présentée par

Ghassan CHEBBO

ECOLE NATIONALE CENTRE PÉDAGOGIQUE DE DOCUMENTATION ET DE

Pour obtenir le titre de

DOCTEUR DE L'ECOLE NATIONALE DES PONTS ET CHAUSSEES

Spécialité : SCIENCES ET TECHNIQUES DE L'ENVIRONNEMENT

SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS CARACTERISATION ET TRAITABILITE

TEXTE

Soutenue le 20 mars 1992 devant le jury composé de :

M	M. DESBORDES	Président
M.	D. THEVENOT	Rapporteur
M.	B. CHOCAT	Rapporteur
M.	V. MILISIC	Ex
M.	M. VERBANCK	Ex
M.	G. FAUP	Ex...minateur
M.	B. LE GUENNEC	Examinateur
M.	J.M. MOUCHEL	Examinateur

E.N.P.C.
DOC09634

28

à mes parents
à ma femme
à mes soeurs

AVANT PROPOS

Ce travail de recherche est présenté en vue de l'obtention du diplôme de Docteur de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées (ENPC), spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement (STE). Il a été mené au Centre d'Enseignement et de Recherche sur la Gestion des Ressources Naturelles et de l'Environnement (CERGRENE), en association avec l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse (IMFT).

Monsieur André BACHOC, Ingénieur des Ponts et Chaussées et Chercheur au CERGRENE, a assuré le suivi de cette recherche. Ses conseils scientifiques avisés, son expérience et son charisme ont su éveiller en moi une passion grandissante pour ce travail de recherche. Je tiens à le remercier pour son attention et sa disponibilité au delà de toute attente.

Monsieur le Professeur Michel DESBORDES, maître à penser en hydrologie urbaine, m'a fait l'honneur d'accepter la présidence de ce jury. Il est également mon directeur de thèse. Je le remercie, pour son soutien précieux, l'intérêt qu'il a porté à mon travail ainsi que pour les discussions très animées et pleines d'enseignements.

Monsieur le Professeur Daniel THEVENOT a accepté d'évaluer ce travail, après m'avoir accueilli dans son laboratoire pour un travail en commun avec Julio FLORES-RODRIGUEZ. Je suis très sensible à cette marque d'intérêt. Qu'il trouve ici l'expression de ma respectueuse reconnaissance.

Monsieur le Professeur Bernard CHOCAT a également consenti à assurer la difficile tâche de rapporteur. Je lui exprime ici ma profonde gratitude.

Messieurs Vladan MILISIC (Responsable de recherche à l'Institut de la Filtration et des Techniques Séparatives (IFTS) d'Agen, habilité à diriger des recherches en génie des procédés et mécanique des fluides), Benoît LE GUENNEC (Chercheur à l'IMFT), Jean-Marie MOUCHEL (Chercheur au CERGRENE) m'ont conseillé et aidé dans ce travail. Je leur en suis très reconnaissant et, de plus, les remercie particulièrement pour leur présence dans ce jury.

Messieurs Gérard FAUP (Directeur régional adjoint à la Lyonnaise des Eaux-Dumez) et Michel VERBANCK (Chercheur au Laboratoire de Traitement des Eaux et Pollution de l'Université Libre de Bruxelles, et Secrétaire du groupe de travail du Comité joint de l'IAWPRC et de l'AIRH sur les solides en réseaux d'assainissement (sewer sediments) m'ont fait l'honneur de participer à cette commission d'examen. Je les en remercie très sincèrement.

Monsieur Denis DARTUS (Chercheur à l'IMFT) a su me faire profiter de sa forte expérience dans le domaine de l'informatique et de la bonne humeur. C'est avec un grand plaisir que je lui exprime ici toute ma reconnaissance et mon amitié.

Monsieur Daniel ROBBE (Chercheur au LCPC de Nantes) a particulièrement ma reconnaissance pour sa disponibilité et ses conseils efficaces surtout au niveau du choix des méthodes de mesure et de prélèvement.

Les études expérimentales ont été réalisées à Bordeaux, à Seine-Saint-Denis, à Marseille et à Toulouse grâce au concours de :

- la Lyonnaise des Eaux-Dumez de Bordeaux (sous la direction de Messieurs Pierre MUSQUERE et Gérard FAUP, Messieurs Jacky BONNEFOIS, Pierre BRIAT et leur équipe),

- le Centre d'Etudes Techniques de l'Equipement (CETE) du Sud-Ouest (Messieurs Jean Daniel BALADES, Jacques LEROUX et leur équipe),

- la société d'Exploitation du Réseau d'Assainissement de Marseille (SERAM) (sous la direction de Monsieur Yves SANCHEZ, Madame Janick LEMASSON, Monsieur Daniel MARTINEZ et leur équipe),

- la Direction de l'Eau et de l'Assainissement du Département de Seine-Saint-Denis (Messieurs Bernard BREUIL, Pierre CHOPARD, Laurent DOYEN et leur équipe),

- le Service d'Assainissement de la Ville de Toulouse (Madame Mireil VIGNOLES et son équipe).

Je tiens à remercier vivement la direction et le personnel de ces différents organismes et services qui m'ont permis de mener à bien cette étude et de vivre l'expérience de la recherche dans des conditions particulièrement enrichissantes et très cordiales.

Les mesures de laboratoire ont été effectuées :

- à l'IMFT

- à l'IFTS

- au LCPC de Nantes

- au Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu (LABAM) de l'Université Paris-Val de Marne

- dans les laboratoires attachés aux différents organismes qui gèrent les sites d'expérimentations étudiés.

Merci à tous ceux qui m'ont aidé pour effectuer les mesures de laboratoire, en particulier Messieurs Maurice LELEU et Francis VALENTIAN, de l'IMFT, Monsieur Julio FLORES-RODRIGUEZ et l'équipe du LABAM, Madame Marie-Françoise JOURDAN et l'équipe de l'IFTS.

L'interprétation d'une partie des résultats obtenus a été menée en commun avec André BACHOC (CERGRENE et IMFT), Dominique LAPLACE (IMFT et SERAM), Agnès SAGET (CERGRENE), Marie-Anne GUICHARD (CERGRENE), Julio FLORES-RODRIGUEZ (LABAM). Je les en remercie chaleureusement.

Je n'oublierai pas de remercier Marie-Hélène PUECH et Cécile MUTTI pour le soin qu'elles ont apporté à la réalisation de ce mémoire.

Enfin, je réserve une gratitude personnelle et chaleureuse à mes parents, à ma femme et à mes soeurs qui ont toujours été présents dans les périodes difficiles et m'ont énormément aidé à surpasser les moments de "saudade" du pays.

Nos remerciements vont à tous les organismes qui ont participé au financement de ce programme de recherche :

- *Plan Urbain*
- *Agence de l'Eau Seine-Normandie*
- *Agence de l'Eau Adour-Garonne*
- *Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse*
- *Agence de l'Eau Artois-Picardie*
- *Lyonnaise des Eaux-Dumez de Bordeaux*
- *Société d'Exploitation du Réseau d'Assainissement de la Ville de Marseille (SERAM)*
- *Ecole Nationale des Ponts et Chaussées*
- *Association des Anciens Elèves de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées*
- *Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris*
- *Centre National des Oeuvres Universitaires et Scolaires (CROUS)*
- *Fondation HARIRI*

MOTS CLES

- Rejets urbains par temps de pluie
- Pollution
- Solides en suspension
- Observation et métrologie de terrain
- Granulométrie des solides
- Masse volumique des solides
- Vitesse de chute des solides
- Ruissellement pluvial
- Réseaux d'assainissement
- Eaux usées
- Dépôts en collecteurs
- Surverses unitaires
- Bassin de retenue
- Décantation

RESUME

Cette étude comporte deux objectifs principaux. Le premier est de donner des ordres de grandeur et des gammes de variation des paramètres traduisant : (1) la taille, la masse volumique, la vitesse de chute des solides transportés par temps de pluie à l'aval des réseaux d'assainissement; (2) la répartition, dans les rejets urbains de temps de pluie, entre pollution dissoute et pollution fixée sur ces solides, ainsi que la répartition de cette pollution entre classes de particules.

Le deuxième objectif est de fournir des éclairages pour des options ou des solutions techniques visant à fonder une politique de lutte contre la pollution des rejets urbains par temps de pluie.

La première partie de ce mémoire est consacrée aux questions de méthode (sélection des paramètres à mesurer, choix des sites de mesure, ajustement des procédures de prélèvement et de mesure).

Nous analysons ensuite, dans la deuxième partie, les résultats obtenus au cours de neuf pluies, réparties sur quatre sites très différents par leur situation géographique, par la nature du réseau et par la dimension du bassin versant.

La dernière partie aborde les trois thèmes suivants : (1) flux polluants et volumes associés; (2) identification des sources de cette pollution; (3) dimensionnement et mode de gestion des capacités à mettre en place pour intercepter et traiter la pollution

ABSTRACT

This study has two objectives. The first is to reach a better understanding of the magnitude and variation of : (1) the size, the specific mass and the settlement velocity of solids transported during wet weather downstream in sewer systems; (2) the distribution, in urban stormwater discharge, between dissolved pollution and pollution attached to the solids, as well as the distribution of this pollution between classes of particles.

The second objective is to provide ideas for options or technical solutions aiming at creating a plan to combat pollution in urban stormwater discharge.

The first part of this thesis is given over to questions of methodology (selection of parameters to be measured, choise of measurement sites, adjustment of measurement and sampling procedures).

In the second part we go on to analyze the results obtained for nine rainfull events over four different sites according to their geographical position, to the type of network and to the size of the catchment basin.

The last part deals with the following three themes : (1) pollutant loading and associated volumes; (2) identification of the sources of this pollution; (3) dimension and method of management of the capacities to be installed, to intercept and treat the pollution.

Table des matières

INTRODUCTION **1**

1. CHAPITRE 1 : SELECTION DES PARAMETRES A MESURER POUR CARACTERISER LES SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS **11**

1.1. GENERALITES **13**

1.2. PARAMETRES INTRINSEQUES AUX SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS **14**

1.2.1 Paramètres de pollution 14

1.2.1.1 Procédure d'étude *14*

1.2.1.2 Etablissement d'une liste de paramètres qualitatifs de la pollution des rejets pluviaux urbains *15*

1.2.1.3 Hiérarchisation de la liste de paramètres retenus *20*

1.2.2 Paramètres caractérisant le comportement des solides des rejets pluviaux urbains 23

1.2.2.1 Procédure d'étude *23*

1.2.2.2 Liste des paramètres *24*

1.3. PARAMETRES EXTERIEURS EXPLICATIFS DE L'ACCUMULATION ET DE L'ENTRAINEMENT DES SOLIDES AUX DIFFERENTS NIVEAUX DU CYCLE URBAIN DE L'EAU **28**

1.3.1 Contribution de l'atmosphère à la pollution des eaux de ruissellement 28

1.3.1.1 Généralités *28*

1.3.1.2 Importance de la contribution de l'atmosphère à la pollution totale des eaux de ruissellement urbain *28*

1.3.1.3 Conclusions *29*

1.3.2 **Pollution de l'eau par ruissellement urbain** 30

1.3.2.1 Généralités *30*

1.3.2.2 Lessivage des surfaces imperméables *30*

1.3.2.3 Erosion des surfaces perméables *33*

1.3.3 Contribution des réseaux d'assainissement à la pollution des rejets dans le milieu naturel 35

1.3.3.1 Généralités *35*

1.3.3.2 Contribution des avaloirs des rues *36*

1.3.3.3 Contribution des conduites *37*

1.4. CONCLUSIONS **41**

1.4.1 Objectifs fixés 41

1.4.2 Les moyens mis en oeuvre 41

1.4.3 Critères de sélection 41

1.4.4 Liste sélectionné 41

2. CHAPITRE 2 : CHOIX DES METHODES DE MESURE **45**

2.1. INTRODUCTION **47**

2.2. GRANULOMETRIE **48**

2.2.1 **Introduction** 48

2.2.2 **Choix d'une (ou des) méthode(s) de mesure** 48

2.2.2.1 Liste de base pour la sélection des méthodes de mesure *48*

2.2.2.2 Méthodes retenues *50*

2.2.3 **Choix d'appareils de mesure pour les particules < 100 μm** 51

2.2.3.1 Appareils envisagés *51*

2.2.3.2 Appareil retenu *51*

2.2.4 **Tamisage** 52

2.2.4.1 Principe *52*

2.2.4.2 Conditions de manipulation *52*

2.2.4.3 Incertitudes sur les résultats *53*

2.2.5 **Diffractomètre à laser (CILAS HR 850)** 57
2.2.5.1 Généralités 57
2.2.5.2 Principe de mesure 57
2.2.5.3 Conditions de manipulation 59
2.2.5.4 Incertitudes sur les résultats 61
2.2.6 **Evaluation du pourcentage massique des particules < 100 µm** 63
2.2.6.1 Incertitudes sur l'évaluation du pourcentage massique de particules < 100 µm 63
2.2.7 **Raccordements des résultats** 63
2.2.7.1 Procédure adoptée 63
2.3. MESURE DE LA MASSE VOLUMIQUE 65
2.3.1 **Introduction** 65
2.3.2 **Appareils envisagés** 65
2.3.3 **Appareil retenu** 65
2.3.4 **Picnomètre à air** 65
2.3.4.1 Principe 65
2.3.4.2 Incertitudes sur les résultats 67
2.4. MESURE DE LA VITESSE DE CHUTE 68
2.4.1 **Généralités** 68
2.4.2 **Choix de méthodes de mesure** 68
2.4.2.1 Méthodes envisagées 68
2.4.2.2 Critiques des méthodes de mesure 68
2.4.3 **Choix d'appareils de mesure** 69
2.4.3.1 Appareils envisagés 69
2.4.3.2 Appareils retenus 70
2.4.4 **Colonne de sédimentation** 70
2.4.4.1 Principe de mesure 70
2.4.4.2 Conditions de manipulations 73
2.4.4.3 Incertitudes sur les résultats de mesure avec la colonne de sédimentation 73
2.4.5 **Pipette d'Andréasen** 75
2.4.5.1 Principe (figure 2.19) 75
2.4.5.2 Conditions de manipulation 76
2.4.5.3 Incertitudes sur les résultats 76
2.4.6 **Méthode de l'éprouvette : principes et remarques** 78
2.5. METHODES DE MESURE DES PARAMETRES DE POLLUTION 79
2.5.1 **Mesure des concentrations globales** 79
2.5.2 **Etude de la spéciation des métaux** 79
2.5.2.1 Objectifs 79
2.5.2.2 Généralités sur les méthodes de spéciation des métaux 79
2.5.2.3 Schéma adopté 80
2.6. CONCLUSIONS 83

3. CHAPITRE 3 CHOIX DES SITES D'EXPERIMENTATIONS 85
3.1. INTRODUCTION 87
3.2. DEFINITION DES PRINCIPES DE DEPART 88
3.2.1 **Prélèvements des solides des rejets pluviaux urbains** 88
3.2.2 **Caractérisation des sources des solides des rejets pluviaux urbains** 89
3.3. CHOIX DES SITES DE REFERENCE 91
3.3.1 Pourquoi des bassins de retenue pour les rejets pluviaux urbains ? 91
3.3.2 Critères de choix des bassins de retenue 91
3.3.3 Choix des bassins de référence 93
3.3.3.1 Dans quelle agglomération 93
3.3.3.2 Choix d'un bassin à Bordeaux 93
3.3.3.3 Choix d'un bassin en Seine Saint Denis 97

3.4. CHOIX DES SITES COMPLEMENTAIRES **101**
3.4.1 **Besoins** 101
3.4.2 **Sites choisis** 101
3.4.2.1 Bassins de retenue PERINOT et LES BROUILLARDS *101*
3.4.2.2 Collecteur 13 - Marseille (Figure 3.4) *101*
3.5. CHOIX DES AUTRES SITES **103**
3.5.1 **Critères de choix** 103
3.5.2 **Sites choisis** 103
3.5.2.1 Avaloirs de la ville de Toulouse *103*
3.5.2.2 Bassins versants expérimentaux du CETE de Bordeaux : MARLY et TRIANON (Figures 3.5 et 3.6) *103*
3.5.2.3 Réseau du bassin versant du collecteur 13 ..... *106*
3.6. CONCLUSIONS **107**

4. CHAPITRE 4 : ACQUISITION DES DONNEES SUR LES SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS **109**
4.1. GENERALITES **111**
4.2. PROTOCOLE DE PRELEVEMENT DE SEPARATION ET DE MESURE POUR LES ECHANTILLONS PRELEVES AU NIVEAU DU BASSIN DE RETENUE "BEQUIGNEAUX" **112**
4.2.1 **Description du site (figure 4.1)** 112
4.2.2 **Evénements étudiés** 113
4.2.3 **Prélèvements et mesures effectués** 114
4.3. PROTOCOLES DE PRELEVEMENTS, DE SEPARATIONS ET DE MESURES SUR LES ECHANTILLONS PRELEVES DANS LE BASSIN DE RETENUE "LE MOLETTE" **121**
4.3.1 **Description du site** 121
4.3.1.1 Bassin versant *121*
4.3.1.2 Le bassin de retenue de "LA MOLETTE" *122*
4.3.2 **Evénements étudiés** 125
4.3.3 **Choix sur les prélèvements** 125
4.3.3.1 Prélèvements à l'entrée du bassin revêtu *125*
4.3.3.2 Prélèvements au niveau des surverses *126*
4.3.3.3 Prélèvements au moment de la vidange *126*
4.3.3.4 Prélèvements de dépôts et conditionnement *126*
4.3.4 **Choix sur les mesures** 127
4.4. PRESENTATION DES EXPERIMENTATIONS POUR LES SITES COMPLEMENTAIRES **129**
4.4.1 **Les sites** 129
4.4.2 **Les événements étudiés** 133
4.4.3 Les prélèvements 134
4.4.3.1 Bassins de retenue : "LES BROUILLARDS" et "PERINOT" *134*
4.4.3.2 Collecteur 13 ..... *134*
4.4.4 **Les mesures** 136
4.5. Synthèse sur les échantillons prélevés **138**

5. CHAPITRE 5 : ACQUISITION DES DONNEES SUR LES EVENTUELLES SOURCES DES SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS **141**
5.1. INTRODUCTION **143**
5.2. EXPERIMENTATIONS MENEES AU NIVEAU DES AVALOIRS DE LA VILLE DE TOULOUSE **144**
5.3. EXPERIMENTATIONS MENEES A L'AVAL DES DEUX PETITS BASSINS VERSANTS UNITAIRES MARLY ET TRIANON A BORDEAUX **145**
5.3.1 **Généralités** 145
5.3.2 **Caractéristiques des deux sites MARLY et TRIANON** [BALADES J.D., LE ROUX J., 1988] 145
5.3.2.1 Type d'habitat *145*

5.3.2.2 Répartition des surfaces *145*
5.3.3 **Equipements des deux sites MARLY et TRIANON** 146
5.3.3.1 Mesures pluviométriques *146*
5.3.3.2 Mesures débitmétriques *146*
5.3.4 **Prélèvements et mesures** 146
5.4. EXPERIMENTATIONS MENEES DANS LE RESEAU D'ASSAINISSEMENT DU BASSIN VERSANT 13 A MARSEILLE **148**
5.4.1 **Site** 148
5.4.1.1 Le bassin versant 13 (voir figure 3.4) *148*
5.4.1.2 Canalisations amont *148*
5.4.1.3 Le collecteur 13 ..... *150*
5.4.2 **Prélèvements et mesures** 152
5.4.2.1 Prélèvements d'échantillons de dépôts dans les canalisations amont *152*
5.4.2.2 Prélèvements d'échantillons de dépôt dans le collecteur 13 ..... *153*
5.4.2.3 Prélèvements et mesures sur les eaux de temps sec *156*
5.5. BILAN DES PRELEVEMENTS **158**

6. CHAPITRE 6 CARACTERISATION DES SOLIDES EN SUSPENSION DANS LES REJETS PLUVIAUX URBAINS **159**
6.1. INTRODUCTION **161**
6.2. RAPPEL DU CONTEXTE EXPERIMENTAL **162**
6.2.1 Les sites étudiés 162
6.2.2 Les pluies 162
6.3. IMPORTANCE DE LA POLLUTION FIXEE SUR LES SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS **167**
6.4. GRANULOMETRIE DES SOLIDES EN SUSPENSION **169**
6.4.1 Présentation des résultats 169
6.4.2 Ordre de grandeur 170
6.4.2.1 Les indicateurs utilisés *170*
6.4.2.2 analyse des résultats *173*
6.4.3 Distributions granulométriques 176
6.4.4 Comparaison avec les données bibliographiques 184
6.5. REPARTITION DE LA POLLUTION PARTICULAIRE PAR CLASSES GRANULOMETRIQUES **187**
6.6. LES MASSES VOLUMIQUES ET LES TENEURS EN MATIERES VOLATILES **191**
6.6.1 Mesures de masses volumiques 191
6.6.1.1 pour l'ensemble des solides *192*
6.6.1.2 pour les fines particules (< 100 µm) *192*
6.6.1.3 pour les particules grossières (> 100 µm) *193*
6.6.2 Mesures de teneur en matières volatiles 193
6.6.3 Masses volumiques et teneurs en matières volatiles 194
6.7. LES VITESSES DE CHUTE **200**
6.7.1 Les résultats des mesures 200
6.7.2 Analyse des résultats 200
6.7.2.1 particules < 50 µm *200*
6.7.2.2 particules > 50 µm *206*
6.7.2.3 totalité des solides *209*
6.7.3 Vérifications des résultats de mesure de vitesse de chute 212
6.7.3.1 par mesure d'efficacité de la décantation dans des bassins de retenue *212*
6.7.3.2 par mesure de la vitesse de décantation avec un cône d'Imhoff *212*
6.7.3.3 par analyse bibliographique *213*
6.8. CONCLUSIONS **216**
6.8.1 **L'essentiel des résultats** 216

6.8.2 Retour sur les options prises en matière d'échantillonnage et priorités pour les futures investigations 218

7. CHAPITRE 7 : SPECIATION CHIMIQUE DE TROIS "METAUX LOURDS" (PLOMB, ZINC, CADMIUM) DANS LES REJETS PLUVIAUX URBAINS 221
7.1. INTRODUCTION 223
7.2. PRESENTATION DES RESULTATS, DISCUSSION ET COMPARAISON AVEC LES DONNEES BIBLIOGRAPHIQUES 225
7.2.1 RAPPEL SUR LES EXPERIMENTATIONS MENEES 225
7.2.2 CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX 225
7.2.3 METAUX DISSOUS 227
7.2.3.1 Métaux totaux dissous 227
7.2.3.2 Spéciation des métaux dissous 229
7.2.4 METAUX PARTICULAIRES 232
7.2.4.1 Métaux totaux particulaires 232
7.2.4.2 Spéciation des métaux particulaires 235
7.3. CONCLUSION 251

8. CHAPITRE 8 ETUDE DE REPRESENTATIVITE DES RESULTATS 255
8.1. INTRODUCTION 257
8.2. DEMARCHE ADOPTEE DANS CETTE ETUDE 258
8.2.1 Etapes intermédiaires 258
8.2.2 Repères à identifier 259
8.3. REPRESENTATIVITE DES PRELEVEMENTS 260
8.3.1 Généralités 260
8.3.2 Méthodes de prélèvement 260
8.3.2.1 Prélèvements d'échantillons d'eau au niveau des bassins de retenue 260
8.3.2.2 Prélèvements d'échantillons d'eau par siphonnage et par remplissage gravitaire dans le collecteur 13 à Marseille 266
8.3.2.3 Prélèvements de dépôts au fond du bassin de décantation 268
8.3.3 Lieux de prélèvements 274
8.3.3.1 Lieux de prélèvements d'échantillons d'eaux au niveau des bassins de retenue 274
8.3.3.2 Lieux de prélèvements des dépôts en bassin de retenue 277
8.4. REPRESENTATIVITE DES PROCEDURES DE SEPARATION DES DIFFERENTES PHASES 278
8.4.1 Séparation dissous-particulaire 278
8.4.2 Séparation solides-liquides 279
8.4.3 Séparation en différentes classes granulométriques 279
8.5. REPRESENTATIVITE DES METHODES ET APPAREILS DE MESURE 280
8.5.1 Paramètres de pollution 280
8.5.1.1 Mesures des concentrations globales 280
8.5.1.2 Etude de la spéciation des métaux 280
8.5.2 Paramètres hydrodynamiques 280
8.6. CONCLUSIONS 281

9. CHAPITRE 9 : POLLUTION DES REJETS PLUVIAUX URBAINS : DE QUOI PARLE-T-ON ? 283
9.1. Introduction 285
9.1.1 Buts de la première partie de cette étude 285
9.1.2 Buts de la deuxième partie 286

9.2. Analyse des charges polluantes des eaux de ruissellement urbains (portant essentiellement sur les résultats de la campagne française 1980 - 1982 ..... **287**
9.2.1 Procédure d'étude 287
9.2.1.1 Principales étapes de l'étude *287*
9.2.1.2 Choix des traitements *287*
9.2.1.3 Estimation des données manquantes *290*
9.2.2 **Importance de la pollution des rejets pluviaux urbains** 293
9.2.2.1 Ordres de grandeur globaux *293*
9.2.2.2 Comparaison aux eaux usées urbaines domestiques et industrielles (sans et avec traitement dans une station d'épuration) *296*
9.2.2.3 Comparaison aux apports ruraux *299*
9.2.3 **Certains spécificités de la pollution des rejets pluviaux urbains** 300
9.2.3.1 Evaluation du poids relatif des rejets les plus chargés *300*
9.2.3.2 Variation des concentrations au cours d'un événement : étude des courbes de Geiger *302*
9.3. Etude du comportement des Matières En Suspension des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel **309**
9.3.1 Principales étapes de l'étude 309
9.3.2 Présentation du modèle de M.A. GUICHARD 309
9.3.2.1 Généralités *309*
9.3.2.2 Hypothèses *310*
9.3.2.3 Mise en équations *310*
9.3.3 Application du modèle "GUICHARD" à l'étude du comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans une rivière type qui ressemble à la Seine 315
9.3.3.1 Adaptation du code de calcul à notre étude. Définition du cahier des charges *315*
9.3.4 Résultats obtenus 320
9.3.4.1 Concernant le modèle utilisé *320*
9.3.4.2 Comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans une rivière type *322*
9.4. Conclusions **325**
9.4.1 Analyse des charges polluantes rejetées par temps de pluie dans le milieu naturel 325
9.4.1.1 Confirmation de l'intérêt de l'élargissement du champ dans l'analyse de telles données *325*
9.4.1.2 Importance de la pollution des rejets pluviaux urbains (Evaluation des masses rejetées) *325*
9.4.1.3 Les spécificités de la pollution des rejets pluviaux urbains *326*

10. CHAPITRE 10 CARACTERISATION DES EVENTUELLES SOURCES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS **329**
10.1. INTRODUCTION **331**
10.2. SEDIMENTS D'ORIGINE ATMOSPHERIQUE **332**
10.3. SOLIDES EN SUSPENSION DANS LES EAUX LESSIVANT LES SURFACES URBAINES **335**
10.4. LES SOLIDES DES DEPOTS EN RESEAUX UNITAIRES **336**
10.4.1 Dépôts dans les canalisations amont 336
10.4.2 Dépôts dans les collecteurs visitables 338
10.5. LES SOLIDES EN SUSPENSION DANS LES RESEAUX UNITAIRES **340**
10.5.1 Présentation 340
10.5.2 Solides en suspension dans les eaux usées urbaines 340
10.5.3 Solides en suspension par temps de pluie à l'amont d'un réseau unitaire 341
10.6. ORIGINE DE LA POLLUTION DES REJETS PLUVIAUX URBAINS. ESSAI DE QUANTIFICATION DE LA CONTRIBUTION DES DIVERSES SOURCES **344**
10.6.1 Généralités 344

10.6.2 Résultats obtenus 344
10.6.2.1 Procédure d'étude *344*
10.6.2.2 Contribution des différentes sources de pollution aux rejets pluviaux urbains *345*
10.6.2.3 Eléments sur l'importance des remises en suspension au moment des pluies, des solides déposés dans les canalisations amont et dans les collecteurs visitables d'un réseau unitaire, Cas du bassin versant 13 à Marseille *346*
10.6.3 **Conclusions** 348
10.7. CONCLUSIONS **349**

11. CHAPITRE 11 ELEMENTS POUR LE DIMENSIONNEMENT ET LE MODE DE GESTION DES OUVRAGES DE DEPOLLUTION DES EAUX PLUVIALES 353
11.1. INTRODUCTION **355**
11.2. Nos choix pour les traitements de données: **356**
11.2.1 Deux notions dominantes: traitement par décantation et capacité d'interception: 356
11.2.2 Choix de critères pour évaluer la réduction des effets négatifs sur le milieu récepteur: 357
11.2.3 Choix des règles de gestion à tester: 358
11.2.4 Choix pour compléter les données: 359
11.3. Interception des masses rejetées sur une longue période: **361**
11.3.1 Règle de gestion n° 1 361
11.3.2 Règles de gestion n° 2 et n° 3 364
11.3.3 Conclusion 365
11.4. Interception des événements les plus pollués: **366**
11.4.1 Mode d'évaluation 366
11.4.2 Règle de gestion 1 366
11.4.3 Règles de gestion 2 et 3 369
11.4.4 Conclusions 372
11.5. Capacités d'interception et fréquence des rejets: **373**
11.5.1 Modes d'évaluation 373
11.5.2 Règle de gestion n° 1 373
11.5.3 Règles de gestion 2 et 3: 376
11.5.4 Conclusions 377
11.6. Les filières de traitement **379**
11.6.1 Les bassins d'interception : 379
11.6.2 Abattement de la pollution par simple décantation 379
11.6.3 Vitesse de décantation 387
11.6.4 Quelques éléments à approfondir pour l'aménagement de ces ouvrages: 392
11.6.5 Quelques mots sur les autres moyens de traitement: 392
11.7. Conclusion: **395**
11.7.1 Le contenu du chapitre: 395
11.7.2 Capacités de stockage-décantation: 396
11.7.2.1 Volumes d'interception requises pour être efficaces dans la réduction de la pollution: *396*
11.7.2.2 Comparaison des règles de gestion: *397*
11.7.3 L'efficacité de la décantation 398

12. CONCLUSION **399**

INTRODUCTION GENERALE

1. Point initial des connaissances

La pollution des eaux pluviales urbaines, les résultats de multiples campagnes en témoignent, est importante : équivalente ou supérieure en concentration de Plomb, de Matières En Suspension, de Demande Chimique en Oxygène, à celle des eaux usées, très nettement supérieure en flux rejetés, comparable, enfin, en quantité annuellement déversée par une agglomération, à celle des rejets des stations d'épuration [MARSALEK J., 1984 - DESBORDES M., 1985 - GUJER W., KREJCI V., 1987 - PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987 - TRABUC P. et al., 1989].

Il apparaît, de plus, que les concentrations moyennes par évènements pluvieux sont nettement plus fortes pour les eaux véhiculées en réseaux unitaires en comparaison avec celles des collecteurs pluviaux, qui sont déjà très polluées [DESBORDES M., 1985 - SAGET A., MOUCHEL J.M., 1990]. Comme la fraction des eaux usées diluées dans les eaux pluviales n'explique qu'en faible partie cette aggravation, c'est vers la remise en suspension de particules en dépôt dans le réseau qu'il convient d'orienter nos soupçons dans la recherche d'une source supplémentaire.

A partir du début des années 1980, en Seine-Saint-Denis, timidement d'abord, puis de façon plus affirmée, cette pollution apparaît efficacement traitable par décantation, comme l'ont montré un certain nombre de mesures de laboratoire ou de terrain, au niveau de bassins de retenue où l'on a comparé les masses polluantes entrant et sortant, après des temps de séjour de plusieurs heures [D.D.E. de SEINE-SAINT-DENIS, 1981 - BOUZANNE M., 1981 - CHOPARD P., PAITRY A., 1986 - PAITRY A., 1987 - BARTOLI et al., 1987]. Ces mesures montrent directement, par les valeurs obtenues sur les MES que les solides sont très décantables ; et elles suggèrent aussi, par les efficacités d'abattement observées pour les autres paramètres de pollution, que ces solides sont le principal vecteur de pollution, ce qu'il faut établir plus rigoureusement. De même, il est nécessaire de mieux cerner la cause réelle de cette bonne décantabilité en vue de dégager les facteurs qui peuvent la favoriser ou la contrarier.

Mais sur les caractéristiques de ces solides, en 1987, la situation est paradoxale. Quelques études donnent des éléments de départ, souvent encore fragmentaires et parfois contradictoires :

- la taille des particules fait l'objet de graves discordances, certaines mesures faisant état d'une grande proportion des fines [ELLIS J.B., HAMILTON R., ROBERTS A.H., 1981 - ELLIS J.B., 1985 - NAKAMURA E., KAWAI T., OZAWA N., 1987], alors que d'autres donnent des granulométries moyennes de plusieurs centaines de micromètres [SARTOR J.D., BOYD G.B., ARGADY F.J., 1974 - PITT R., 1977]. Ceci pourra être dû plus à des méthodologies de prélèvements et de mesures mal adaptées plutôt qu'à une variabilité des résultats d'un site à un autre.

- la masse volumique est rarement mesurée. Les valeurs souvent utilisées supposent qu'il y a un mélange de particules minérales (dont la masse volumique est proche de celle du sable) et de particules

organiques (de masse volumique proche de 1). Les proportions massiques que représentent chacune de ces deux catégories de solides étant connues à partir des mesures MVS/MES (Matières Volatiles en Suspension rapportées aux Matières En Suspension) qui traduisent globalement la teneur en matières organiques.

- la vitesse de chute est souvent calculée, à partir des données de granulométrie et de masse volumique, en appliquant des formules théoriques qui peuvent être non adéquates parce qu'elles ne sont valables que pour des particules sphériques (ou de forme géométrique donnée) en l'absence d'effets cohésifs.

Quelques études [PAITRY A., PAUTIS A., 1986 - BARTOLI et al., 1987] fournissent des données sur la vitesse de décantation des particules solides dans des cônes d'IMHOFF. Ces résultats sont semi quantitatifs et donc pas très précis.

En fait, ces mesures hydrodynamiques, comme beaucoup de modèles bâtis [CHEBBO G., BACHOC A., 1988b] pour les reproduire, reposent souvent sur deux idées implicites :

- la première, c'est qu'il existe deux catégories homogènes de solides, ceux qui proviennent des rejets d'eaux usées de temps sec et ceux qui proviennent des surfaces urbaines,

- d'après la seconde, cette homogénéité se conserve tout au long du cycle urbain de l'eau : elle n 'est altérée ni par les sédimentations, ni par les remises en suspension. Or, il est probable que les ségrégations, comme dans le milieu naturel, jouent un rôle dominant, qui pourra être détecté par une analyse des caractéristiques physiques des solides constituant les dépôts, ou transportés, à divers niveaux par temps sec ou par temps de pluie.

Par ailleurs, beaucoup d'ambiguïtés ou d'incertitudes subsistent sur les solides des rejets pluviaux urbains et les confusions qu'elles engendrent sont très stérilisantes sur le plan technique, soit parce qu'elles privilégient des solutions peu opérantes, soit parce qu'elles détournent l'intérêt vers des cibles qui ne sont pas essentielles.

2. Objectifs de la recherche

Compte tenu des éléments discutés ci-dessus, nous avons voulu commencer par établir des bases solides en évaluant les ordres de grandeur et les gammes de variation des paramètres traduisant :

- la taille, la masse volumique, la vitesse de chute des particules transportées par temps de pluie à l'aval des réseaux d'assainissement,

- la répartition, dans les rejets pluviaux urbains, entre pollution dissoute et pollution fixée sur ces solides, ainsi que la répartition de cette pollution entre classes de particules.

Nous visons donc, en premier lieu, une clarification des connaissances, en dégageant les phénomènes dominants, en évaluant pour les paramètres clés des ordres de grandeur, des valeurs seuils. Nous cherchons à développer pour cela une vision globale assez sûre des caractéristiques des solides des rejets pluviaux urbains en étudiant plusieurs types de réseaux (séparatifs, unitaires) et en travaillant dans plusieurs villes (BORDEAUX, PARIS, MARSEILLE).

La connaissance des valeurs de ces paramètres requière des opérations lourdes en matière de prélèvements et de mesures. On ne peut que très difficilement envisager des acquisitions très longues sur plusieurs sites. Compte tenu des collaborations possibles et des disponibilités envisageables, nous nous sommes orienté vers des opérations assez ponctuelles mais en couvrant une assez grande diversité de cas. L'objectif est de situer les stabilités ou les paramètres susceptibles d'importantes variations : il sera donc possible de préciser la validité de certaines valeurs repères et éventuellement de situer l'opportunité de cibler des campagnes continues sur certains paramètres dans des cas précis.

Les résultats auxquels nous aboutissons permettent :

- de prévoir le comportement de ces solides dans le milieu naturel et dans les ouvrages de traitement notamment en donnant des valeurs d'entrées aux modèles de transport solide,

- d'identifier les fractions granulométriques des solides les plus polluées.

En deuxième temps nous avons étudié la spéciation chimique du plomb, du zinc et du cadmium dans les rejets pluviaux urbains. Ceci nous renseigne précieusement sur la nature des associations métalliques et des liaisons existantes dans une solution ou un sédiment. De ce fait, ce type d'approche peut avoir indirectement des intérêts au niveau de l'étude de l'impact de la pollution métallique sur le milieu naturel (ressolubilisation potentielle, disponibilité biologique, dommages causés aux écosystèmes), mais aussi au niveau du choix des filières de traitement de ce type de pollution.

Le troisième objectif de ce travail de recherche est de fournir des éclairages pour des options ou des solutions techniques visant à fonder une politique de lutte contre la pollution des rejets pluviaux urbains. Nous nous efforçons pour cela d'apporter des éléments de réponses aux questions suivantes :

. Quelles sont les caractéristiques majeures des rejets pluviaux urbains en matière de pollution ?

. Quelles sont les sources de cette pollution et comment se caractérisent-elles ?

. Quelles sont les capacités à mettre en place pour intercepter et traiter cette pollution ?

Cette étude proposera également une définition de matériel et de méthodes nécessaires pour caractériser les solides transférés dans les réseaux d'assainissement et permettre une exploitation qui conduit à la compréhension des phénomènes en jeu.

3. Présentation de la recherche sur les solides des rejets pluviaux urbains

La compréhension des processus de production, d'entraînement et d'impact sur le milieu naturel des solides des rejets urbains par temps de pluie ne saurait être entreprise en ignorant les phénomènes qui interagissent à l'amont (dans le réseau) et à l'aval (milieu naturel). Une telle investigation serait incomplète et certainement insuffisante pour comprendre la globalité du fonctionnement du système "Transfert des solides des rejets pluviaux urbains". C'est pour cela que cette étude s'intègre dans le cadre plus général d'un programme de recherche national sur "les solides dans les réseaux d'assainissement" et bénéficie d'étroites collaborations avec d'autres groupes de recherche, notamment l'Institut de la Filtration et des Techniques Séparatives (IFTS) d'Agen, le Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (LCPC) de Nantes, le Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu (LABAM) de l'Université de Paris XII - Val de Marne (UPVM), et du groupe "Qualité des Eaux" du Centre d'Enseignement et de Recherche sur la Gestion des Ressources Naturelles et de l'Environnement (CERGRENE) de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées (ENPC).

3.1. Le programme de recherche sur le transfert des solides en réseaux d'assainissement

L'AGHTM (Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux) a constitué en 1986 un groupe de travail animé par Monsieur Yves SANCHEZ sur l'encrassement des réseaux visitables. Ce groupe de travail s'est d'abord penché sur les techniques de curage des collecteurs. Il a par ailleurs pris contact avec des centres de recherche, notamment le CERGRENE et l'IMF de Toulouse qui, parallèlement, initiaient une action ayant pour thème les solides dans les réseaux d'assainissement.

L'opportunité d'un appel d'offres de recherche - expérimentation du Plan Urbain, plusieurs réunions et des visites de terrain ont abouti à l'élaboration d'un programme national de recherche-expérimentation pluriannuel [BACHOC A., 1987] dirigé par Monsieur André BACHOC et comportant 4 grands axes :

- l'acquisition des connaissances générales, par une analyse bibliographique, des enquêtes et des visites de réseaux d'assainissement,

- une caractérisation assez complète des solides transférés, notamment sur le plan de leur comportement mécanique. Cette caractérisation est nécessaire pour mieux connaître la pollution des rejets directs des réseaux sur le milieu naturel, notamment par temps de pluie, mais aussi pour expliquer les phénomènes de dépôt et de remise en mouvement dans les réseaux,

- une analyse de l'évolution des dépôts en collecteurs, par temps sec et à l'occasion des pluies plus ou moins importantes,

- des prospectives d'expérimentations plus ciblées visant à mettre en évidence des phénomènes particuliers et des facteurs de réduction d'une part de la pollution des rejets pluviaux et d'autre part des dépôts dans le réseau.

Ce programme a été mis en place en 1987, une première phase financée et quatre thèses lancées portant respectivement sur :

- l'étude de la caractérisation et la traitabilité des solides des rejets pluviaux urbains dont les résultats sont présentés ici,

- l'analyse de la dynamique des dépôts dans un collecteur expérimental situé à Marseille, menée par Dominique LAPLACE [LAPLACE D., 1991],

- la mesure du transport solide en collecteur et sa modélisation numérique menées par Hu Shen LIN,

- les aspects plus globaux du transfert des solides en réseau d'assainissement et leurs implications sur la conception et l'exploitation des ouvrages, abordés par André BACHOC.

D'autres travaux de recherche sont actuellement mis en place.

Le bon déroulement de ce programme de recherche implique des travaux en étroite collaboration entre ces quatre thèses, mais aussi avec d'autres travaux de recherche qui s'effectuent en France. Ainsi, en ce qui concerne notre thème, les solides des rejets pluviaux urbains :

- la définition et la mise en place des dispositifs expérimentaux ont été menées en commun avec André BACHOC,

- les prélèvements des solides déposés dans le réseau d'assainissement de Marseille ont été effectués par Dominique LAPLACE et André BACHOC,

- la caractérisation des charges polluantes des eaux de ruissellement urbain, a été étudiée avec André BACHOC et Agnès SAGET (CERGRENE-ENPC),

- l'étude des spéciations des métaux n'aurait pu avoir lieu sans l'aide de Julio FLORES-RODRIGUEZ (LABAM-UPVM),

- l'analyse du comportement hydrodynamique des MES des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel a été abordée avec Marie Anne GUICHARD (CERGRENE-ENPC).

3.2. La démarche adoptée

Compte tenu du contexte décrit au début de cette introduction, il est nécessaire de mettre en place un dispositif d'expérimentation sur le terrain assez fiable vis-à-vis de la représentativité des résultats obtenus et suffisamment étendu pour dépasser cette image en miettes que nous avons de la réalité et qui nous laisse impuissants. Ce dispositif doit nous permettre, avec les moyens disponibles en finances, en capacités

techniques et en disponibilité de personnel qualifié, de dégager des relations essentielles (par exemple : stabilités ou variabilités des paramètres sur lesquels nous nous sommes centrés), de déterminer les domaines d'application des diverses observations et de resituer les conséquences qu'on peut en tirer :

- nous avons sélectionné les paramètres les plus représentatifs (Chapitre 1) [CHEBBO G., BACHOC A., 1988a],

- nous avons choisi les sites d'expérimentations les plus adéquats (Chapitre 3)

- nous avons ajusté un ensemble de procédures de mesure (Chapitre 2) et de prélèvement (Chapitres 4 et 5) [CHEBBO G., MILISIC V., 1988 - CHEBBO G., BACHOC A., 1989a - CHEBBO G., BACHOC A., 1989b - BACHOC A., CHEBBO G., 1989a - BACHOC A., CHEBBO G., 1989b],

- nous avons réalisé des prélèvements et des mesures de repérage et de représentativité sur une dizaine de sites, très divers par leur situation géographique (Bordeaux, Seine-Saint-Denis, Marseille), par la nature du réseau (plus ou moins unitaire ou pluvial) par la dimension du bassin versant drainé (Chapitres 3, 4 et 5) [CHEBBO G., BACHOC A., 1990],

- en complément, au niveau du bassin de retenue d'eaux pluviales BEQUIGNEAUX, à BORDEAUX [CHEBBO G., BONNEFOIS J., BACHOC A., 1990] des investigations plus poussées viennent consolider et approfondir les résultats obtenus jusque-là (Chapitres 3 et 4). Une deuxième opération de ce type se situe au niveau d'un bassin recevant, via un collecteur de délestage, essentiellement des surverses d'unitaire, le bassin de la MOLETTE en Seine-Saint-Denis (Chapitres 3 et 4) [CHEBBO G. et al., à paraître 1992].

Le lecteur trouvera dans la première partie de la thèse (Chapitres 1 à 5) une présentation des études de démarrage et du dispositif expérimental mis en place.

Nous analysons, ensuite, dans la partie n° 2 (Chapitres 6 à 8), les résultats expérimentaux, en particulier par l'étude des points suivants :

- caractérisation des solides des rejets pluviaux urbains (chapitre 6)

. importance de la pollution fixée sur les solides,

. granulométrie, masse volumique, vitesse de chute et teneur en matières volatiles de ces solides : ordre de grandeur, répartition, variabilité en fonction du site, du type du réseau et des caractéristiques de l'événement pluvial.

- spéciation de trois métaux lourds (Pb, Zn, Cd) dans les rejets pluviaux urbains (chapitre 7)

. résultats de spéciation des métaux dissous et particulaires,

. évaluation des risques potentiels pour le milieu récepteur en cas de relargage des métaux de différents degrés de mobilité.

- étude de représentativité des prélèvements et mesures effectuées dans le but d'avoir une idée de la crédibilité des résultats obtenus et des conclusions formulées (chapitre 8).

Dans la troisième partie de la thèse (Chapitres 9 à 11), nous apportons une contribution aux principes d'une politique de réduction de la pollution des rejets pluviaux urbains, notamment en abordant les trois thèmes suivants :

- pollution des rejets pluviaux urbains : de quoi parle-t-on (chapitre 9)

. étude de l'importance et des spécificités de cette pollution, en exploitant essentiellement les résultats de la campagne Française de mesure qui a eu lieu entre 1980 et 1982,

. étude globale du comportement des Matières En Suspension (le principal vecteur de la pollution) dans une rivière type.

- caractérisation des sources des solides des rejets pluviaux urbains (Chapitre 10) :

. granulométrie, masse volumique, vitesse de chute et teneur en matières volatiles des solides sources (sédiments d'origine atmosphérique, solides en suspension dans les eaux lessivant les surfaces urbaines, solides déposés dans les réseaux d'assainissement, solides en suspension dans les réseaux unitaires),

. contribution des différentes sources à la pollution des rejets pluviaux urbains.

- dimensionnement et mode de gestion des capacités à mettre en place pour intercepter et traiter la pollution des rejets pluviaux urbains, vis-à-vis des différents critères théoriques d'impact (effet cumulatif, effet de choc, fréquence des rejets) sur le milieu récepteur (chapitre 11). Pour cela nous utilisons essentiellement les données issues de la campagne française de mesure (1980-1982).

Enfin, la conclusion générale s'ouvre sur les éclaircissements apportés par cette étude. Des solutions techniques pour intercepter et traiter la pollution des rejets pluviaux urbains sont alors proposées suivies de nouvelles perspectives de recherche plus ciblées.

PREMIERE PARTIE

OBJECTIFS ET METHODES

CHAPITRE 1 :

SELECTION DES PARAMETRES A MESURER POUR CARACTERISER LES SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS

1.1. GENERALITES

On ne peut aborder le problème des effets négatifs des solides des rejets pluviaux urbains sans définir auparavant les paramètres caractérisant leur potentiel polluant, leur comportement hydrodynamique et leur contexte de "production".

Ces questions sont très liées d'abord parce qu'une simple évaluation des paramètres classiques de pollution n'est pas suffisante pour comprendre plus et mieux agir et, peut être surtout, parce que le comportement hydrodynamique des solides transférés est un phénomène central pour la sédimentation, dans les milieux récepteurs ou dans des ouvrages de traitement, des particules solides qui sont le principal vecteur de la pollution des rejets directs.

Partant de là, notre premier objectif, dans ce chapitre est de définir une liste hiérarchisée des paramètres intrinsèques aux solides et explicatifs de leur potentiel polluant ou de leur comportement dans un fluide. La liste obtenue ainsi que la méthodologie adoptée sont présentées dans le paragraphe 1.2

Le deuxième objectif visé est d'établir la liste des paramètres explicatifs de l'accumulation et de l'entraînement des solides aux différents niveaux du cycle urbain de l'eau :

- atmosphère (accumulation, retombées sèches, retombées humides),
- bassin versant (lessivage des surfaces imperméabilisées, érosion des zones perméables),
- réseau d'assainissement (avaloirs des rues, conduites de desserte amont, collecteurs d'aval, singularités, l'eau s'écoulant dans le réseau).

Ceci fait l'objet du paragraphe 1.3 du présent chapitre.

Le troisième et le dernier objectif consiste à sélectionner les paramètres à mesurer dans le cadre de notre programme de recherche. Les critères de choix, ainsi que la liste des paramètres adoptés figurent dans le paragraphe 1.4.

Dans ce chapitre, pour être synthétique, nous ne présentons que la procédure d'étude et les résultats obtenus. Pour plus de détails, nous renvoyons le lecteur au document "Sélection des paramètres à mesurer pour caractériser les solides transférés dans les réseaux d'assainissement" [CHEBBO G., BACHOC A., 1988a].

1.2. PARAMETRES INTRINSEQUES AUX SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS

1.2.1 Paramètres de pollution

1.2.1.1 Procédure d'étude

A la suite de la redécouverte, il y a une vingtaine d'années, de la pollution des rejets pluviaux urbains, beaucoup de campagnes de mesure ont été menées et des données relativement nombreuses peuvent être disponibles aujourd'hui en France. Nous trouvons surtout des valeurs de concentrations et de charges globales (particulaire + dissous), très rarement des données où l'on distingue la pollution liée aux solides seuls.

Devant ce fait, il nous a paru logique de baser notre choix des paramètres à mesurer sur les données disponibles concernant la pollution globale (dissoute + particulaire) et de retenir les paramètres qui sont jugés caractéristiques des rejets pluviaux urbains .

Les paramètres à chercher sont de deux types :

- paramètres classiques de pollution : ils permettent d'évaluer le potentiel polluant des rejets,
- paramètres de "caractérisation" de deux phases, solide et liquide, de la suspension : la connaissance de ces paramètres rend plus aisée l'interprétation d'éventuelles variabilités temporelles et spatiales de la pollution étudiée.

Pour l'établissement de la liste de ces paramètres qui fera l'objet du sous paragraphe 1.2.1.2, la démarche adoptée est la suivante :

1. Définition et essai de classification des paramètres représentatifs de la qualité des eaux superficielles.
2. Elaboration d'une liste des paramètres spécifiques aux rejets pluviaux urbains.
3. Etude de la validité et de la suffisance de la liste établie.
4. Etablissement final d'une liste des paramètres à mesurer.

Puis au paragraphe 1.2.1.3., nous présentons le résultat de notre hiérarchisation établie sur la base des critères suivants :

- impact plus ou moins important sur le milieu récepteur,
- présence ou absence fréquente dans les eaux des rejets pluviaux urbains,
- richesse d'information au regard des difficultés d'acquisition.

1.2.1.2 Etablissement d'une liste de paramètres qualitatifs de la pollution des rejets pluviaux urbains

1.2.1.2.1 Etablissement d'une liste de base des paramètres de pollution spécifiques aux rejets pluviaux urbains

En premier lieu, on ne peut dire qu'il y a pollution des eaux pluviales qu'en regard de leur destination finale, celle-ci étant généralement le milieu naturel et plus précisément les eaux superficielles. Les paramètres descriptifs de la qualité des eaux pluviales seront les mêmes que ceux représentatifs de la qualité des eaux superficielles dans le cadre de la politique de lutte contre la pollution des rivières [PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987].

Les paramètres qui caractérisent la qualité des eaux du point de vue physique, chimique et biologique sont fort nombreux (tableau 1.1). Cependant, les spécialistes de la question [1] n'en retiennent, le plus souvent, qu'un nombre restreint qui au stade actuel de la connaissance, leur paraissent les plus représentatifs de la pollution des eaux pluviales urbaines. On peut les classer en 6 catégories selon leurs actions sur la qualité des eaux [PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987 - RIBSTEIN P., DESBORDES M., 1978] :

1. les matières en suspension
2. les matières organiques
3. les nutrients
4. les hydrocarbures
5. les métaux lourds
6. les bactéries

Notons que suivant l'objectif de l'étude, il peut être intéressant de mesurer d'autres paramètres que ceux des 6 catégories :

1. SARTOR et BOYD [cité dans RIBSTEIN P., DESBORDES M., 1978] ont étudié les pesticides et en particuliers les pesticides organiques car ceux-ci détruisent l'équilibre écologique d'un milieu et, de plus, se dégradent difficilement.

2. MARSALEK (1990) a trouvé que les PCBs du ruissellement urbain constituent une des sources principales de la pollution à Sault Sainte Marie (83.000 habitants).

1 [RIBSTEIN P., DESBORDES M., 1978 - HEMAIN J.C., 1979 - LROP, 1980 - HEMAIN J.C., 1981 - LESSARD P. et al., 1982 - SERVAT E., 1984b - PAITRY A., RENARD D., 1984 - DESBORDES M., 1985 - PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1986 - CHOPARD P., PAITRY A., 1987 - ARTIERES O., 1987 - PAITRY A., 1987 - BARTOLI et al., 1987 - GRANGE D., PESCHEUX F., 1987 - KREJCI V. et al., 1987 - BERGUE, 1988]

3. BURM et al. [cité dans RIBSTEIN P., DESBORDES M., 1978], ainsi que les auteurs de la campagne française de mesure (1980-1982) sur des "bassins versants expérimentaux pollution" ont étudié les phénols qui peuvent être reliés à des pollutions industrielles ou à une dégradation des revêtements bitumineux.

4. D'autres études se sont intéressées aux ions tels que Cl^-, Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, pour définir l'impact des fondants chimiques utilisés en hiver.

5. FIELD et al. (1974) [cité dans RIBSTEIN P., DESBORDES M., 1978] ont montré que les huiles et les graisses, qui peuvent être corrélées au trafic routier, se trouvaient à très fortes concentrations et causaient des graves dommages à l'environnement.

6. Certains spécialistes évoquent l'intérêt de mesure de CO_3^{2-} et HCO_3^-, paramètres qui jouent un rôle important dans la régulation du pH.

7. D'autres voient un intérêt dans la mesure des sulfures et sulfates pour trois raisons :

- avoir une idée de l'anaérobiose dans le réseau,
- tous les métaux liés aux sulfures seront relargués dans le milieu naturel une fois ce composé transformé en sulfate,
- possibilité d'émanation de H_2S dans les réseaux (problème de sécurité des équipes d'entretien et de curage).

1.2.1.2.2 Liste des paramètres retenus

Partant de la liste de base établie dans le paragraphe précédent, nous avons posé, pour chaque catégorie de pollution, trois questions :

1. Quel est son impact polluant sur le milieu récepteur ?
2. Quels sont les paramètres à mesurer pour mieux évaluer cette pollution ?
3. Quels sont les paramètres caractéristiques des deux phases solides et liquides, qui peuvent influencer cette pollution ?

TYPE DE POLLUTION	PRINCIPAUX PARAMETRES DE MESURES	EFFET SUR LE MILIEU OU LES USAGES	EXEMPLE D'ORIGINE DE CES POLLUTIONS
Pollutions mécaniques	- MES - Matières décantables - Turbidité N.B. Les matières peuvent être minérales ou organiques	- Colmatage du lit de la rivière et des frayères - Diminution de la pénétration lumineuse et limitation de la photosynthèse - Si les MES sont organiques il y a aussi consommation d'oxygène dissous. - Vecteur d'une autre forme de pollution (métaux lourds, matière organique)	- Erosion des sols - Lessivage des surfaces imperméables des bassins versants - Carrières gravières (extraction et lavage des matériaux - Pollution domestique et industrielle (ex. papeterie)
Pollutions organiques	- O_2 dissous - Oxydabilité au KM_nO_4 - DBO_5 - DCO - DTO - COT	- Consommation en Oxygène entrainant un appauvrissement du milieu en O_2 dissous pouvant provoquer la mort de poissons (3 à 5 mg/l min.) - Déséquilibre de l'écosystème par développement excessif de bactéries au détriment d'espèces végétales ou animales.	- Eaux résiduaires urbaines - Eaux résiduaires industrielles : . agro-alimentaire . chimie organique . pétrole . pâte à papier - Effluents d'élevage intensifs - Déchets organiques sur les surfaces urbaines
Minéralisation naturelle et pollutions minérales	- Chlorures - Sulfates - Carbonates - Alcalinité - Bicarbonates - Sodium - Potassium - Calcium - Magnésium	- Aptitude à faire de l'eau potable - Agressivité dans les tuyaux de distribution - CO_3^{2-} et HCO_3^- régularisent le pH (effet tampon) - Les cations provoquent la désorption des métaux lourds	- Eaux parasites (la géologie des terrains traversés est prédominante) - Pollution des établissements utilisant des sels : . mines des sels . abattoirs . salaisons industrielles . fromageries - Pollution domestique - déverglaçage des sels en hiver (NaCl, $CaCl_2$)
Pollutions azotées et phosphorées	- NH_4 (ammoniaque) - NO_2 - NO_3 - PO_4 (ortho phosphates) - P (P total) - NTK (Azote Kjeldahl)	- Gênant pour la fabrication d'eau potable - Toxique pour la vie piscicole - Consommation d'oxygène - Forme instable mais toxique - Risque d'eutrophisation du milieu (prolifération d'algues et végétaux supérieurs) - Peu utilisé en cours d'eau, sauf pour connaître N organique	- Produit de dégradation de la pollution organique (ménages + industries) - Fabrication d'engrais azotés - Elevage intensif - Ruissellement en aval des zones d'épandage d'engrais surtout pour NO_3.

Tableau 1.1 : Essai de classification des types de pollution

TYPE DE POLLUTION	PRINCIPAUX PARAMETRES DE MESURES	EFFET SUR LE MILIEU OU LES USAGES	EXEMPLE D'ORIGINE DE CES POLLUTIONS
Pollutions toxiques	- CN (Cyanure) - Métaux lourds : Pb, Zn, Cd, Cr, Cu, Hg - Autres, Fe, As, F	- Inhibiteurs de la vie aquatique	- Traitements de surface des métaux - Extraction et transformation de ces métaux - Taunerie pour le Chrome - Véhicules pour Pb, Zn et peut-être Cd
	- Phénols	- Mauvais goût à l'eau	- Industrie du pétrole - Industrie utilisant des solvants divers (peintures, travail du cuir,...)
	- Hydrocarbures	- Toxicité selon la nature du composé en cause - Diminution de la biodégradation - Mauvais goût - Influence l'échange avec l'atmosphère (film à la surface) - destruction partielle ou totale de la flore conduisant les phénomènes d'autoépuration, - toxicité	- Rejet des produits pétroliers (garages, industries pétrolières, navigation) - Fumées dont les particules sont entrainées par les eaux météoriques.
Pollutions par micro-polluants et pesticides	(PBB, Polychlorobiphényles) (grand nombre de composés) - Phtalates - Pesticides . organo-chlorés : (ex. : DDT - Lindane - Dieldrine) . organo-phosphorés : (ex. : Parathion, malathion,...) . organo-métalliques : (ex. : Dérivés de l'urée, tiazènes, carbamates,...)	En général, ils ont tous une toxicité aigue sur la faune et présentent des risques par accumulation dans les chaines trophiques en raison de leur grande stabilité.	- D'utilisation très large, les sources de pollution sont nombreuses : tous les isolants et matières plastiques - Utilisés surtout en agriculture intensive pour la protection des récoltes contre les parasites
Pollutions microbiologiques	Analyse microbiologique pour mettre en évidence des germes accompagnateurs de germes pathogènes dont on cherche à détecter la présence - Les germes tests sont : . coliformes totaux et fécaux . streptocoques fécaux . Salmonelles . certains virus entériques.	- Nécessité de stérilisation pour la fabrication d'eau potable - Risque de contamination à l'occasion des baignades en rivières si présence de beaucoup de germes.	- pollution domestique - élevages intensifs

Tableau 1.1 (suite) : Essai de classification des types de pollution

Une analyse bibliographique détaillée présentée dans le rapport "Sélection des paramètres à mesurer pour caractériser les solides transférés dans les réseaux d'assainissement" [CHEBBO G., BACHOC A., 1988a] nous a permis de retenir les paramètres présentés dans les tableaux 1.2 et 1.3.

Notons que les phénols et les pesticides ne sont pas retenus ici car :

- pendant la campagne française de mesure sur des bassins versants expérimentaux pour évaluer la pollution des eaux pluviales, on n'a pas trouvé de phénol,

- les pesticides et les PCB sont rarement cités dans la bibliographie concernant la pollution des eaux pluviales urbaines.

Type de pollution	Paramètres
Pollutions mécaniques	- MES, Turbidité
Pollutions organiques	- MVS, DBO_5, DCO, Carbone organique total
Pollutions azotées et phosphorées	- NTK, Azote ammoniacal , Nitrate, Nitrite - Phosphore total, phosphate total, orthophosphates
Pollutions toxiques	- Métaux lourds : Pb, Zn, Cd, Cu, Cr, Hg - Hydrocarbures
Pollutions microbiologiques	- Coliformes totaux - Coliformes fécaux - Streptocoques fécaux - Salmonelle - Certains virus entériques

Tableau 1.2 : Liste des paramètres de pollution à recueillir

Phase concernée	Paramètres de caractérisation
Liquide	pH, T, potentiel oxydo-redox, conductivité (représentatif de la force ionique), oxygène dissous, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, HCO_3^-
Solide	- Carbone organique particulaire et MVS - Granulométrie - Teneur en quartz - Teneur en hydroxyde de fer et oxyde de manganèse - Teneur en aluminium - Teneur en Ti, Fe, Cs, Sc - Capacité d'Echange des Cations (CEC) - Surface spécifique

Tableau 1.3 : Liste des paramètres de caractérisation à recueillir

1.2.1.3 Hiérarchisation de la liste de paramètres retenus

1.2.1.3.1 Etapes de hiérarchisation

La hiérarchisation se fait en trois étapes :

a) première étape

Les remarques relevées lors de l'analyse bibliographique qui a servi à l'établissement de la liste des paramètres à mesurer [CHEBBO G., BACHOC A., 1988a] nous ont servi comme critères pour la première étape de hiérarchisation.

b) deuxième étape

Cette deuxième étape de hiérarchisation est basée sur les critères adoptés en France pour la détermination de la qualité minimale d'un rejet d'effluent urbain (circulaire 4 Novembre 1980).

c) troisième étape

Cette étape consiste à valider la deuxième étape de hiérarchisation en appréciant les conséquences de la pollution des rejets pluviaux urbains en référence notamment à celle apportée par les eaux des effluents urbains.

Pour accomplir cette tâche, nous avons procédé comme suit :

1. Estimation des volumes annuels par hectare d'eaux usées et d'eaux de rejets pluviaux urbains dans la région parisienne [COTTET J., 1980].

2. Evaluation des concentrations moyennes en différents paramètres de pollution :

. des rejets pluviaux urbains [LROP, 1980 - SERVAT E., 1984b - DESBORDES M., 1985 - CHOPARD P., PAITRY A., 1986 - PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987],

. des eaux usées urbaines, avant et après traitement [COTTET J., 1980 - PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987],

. des eaux de ruissellement sur des zones agricoles ou naturelles dans certains cas [KAUARK-LEITE L.A., 1990],

3. Comparaison des caractéristiques (concentrations, charges) des rejets urbains pluviaux avec celles :

. des eaux usées urbaines, avant et après traitement,

. des eaux de ruissellement sur des zones agricoles ou naturelles

. mentionnées dans les normes de qualité des eaux superficielles (suivant les objectifs d'utilisation des différents milieux récepteurs).

1.2.1.3.2 La liste hiérarchisée

Lors des trois étapes de hiérarchisation, nous avons attribué aux paramètres retenus dans les tableaux 1.2 et 1.3, un numéro allant de 1 à 7 et dont la signification est la suivante :

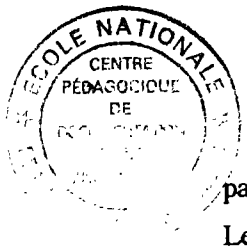
1: Mesure indispensable.
2: Mesure indispensable si l'élément existe dans l'effluent.
3: Importance de la mesure en fonction du site.
4: Importance suivant la nature et les caractéristiques du milieu récepteur.
5: Importance suivant les objectifs de l'étude par exemple étude des bilans azotés et phosphorés.
6: Mesure intéressante.
7: Mesure à ne pas envisager pour diverses raisons :

. impossibilité de mesure

. impossibilité d'avoir un échantillon représentatif

. interprétation difficile

. apporte peu d'informations supplémentaires (possibilités d'évaluation indirecte à partir d'autres paramètres).



Les résultats obtenus sont présentés dans les tableaux 1.4 et 1.5.

Type de pollution	Paramètres	Rang	Type de pollution	Paramètres	Rang
Pollution mécanique	- MES	1	Pollution microbiologique	- Coliformes totaux	4
	- Turbidité	6		- Coliformes fécaux	4
Pollution organique	- DBO_5	1		- Streptocoques fécaux	4
	- DCO	1		- Salmonelle	7
	- MVS ou (et) carbone organique	1		- Certains virus entériques	7
Pollution azotée et phosphorée	- NTK	1			
	- Azote total	4			
	- (NTK, NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-)	5			
	- Phosphore total	4			
	- (P_{tot}, phosphates et orthophosphates)	5			
Pollution toxique	- Métaux lourds :				
	. Pb	1			
	. Zn	3			
	. Cu	3			
	. Cd	3			
	. Hg	2			
	. Hydorcarbures totaux	1			

Tableau 1.4 : Liste des paramètres de pollution hiérarchisés

Phase liquide		Phase solide	
Paramètres	Rang	Paramètres	Rang
pH	1	Carbone organique particulaire	1
T	1	MVS	1
Potentiel oxydes redox	6	Granulométrie	1
Conductivité	6	Teneur en quartz	6
Oxygène dissous	6	Teneur en carbonates	6
Na^+	6	Teneur en hydroxyde de fer	1
Ca^{2+}	6	Teneur en oxyde de manganèse	1
Mg^{2+}	6	Teneur en aluminium	1
K^+	6	Teneur en Ti, Fe, Cs, Sc	7
HCO_3^-	6	Capacité d'échanges de cations	7
CO_3^{2-}	6	Surfaces spécifiques	7
Cl^-	6		
S^{2-}	6		
SO_4^{2-}	6		

Tableau 1.5 : Liste des paramètres de caractérisation hiérarchisés

1.2.2 Paramètres caractérisant le comportement des solides des rejets pluviaux urbains

1.2.2.1 Procédure d'étude

Notre objectif consiste à établir une liste des paramètres à mesurer afin de donner des informations sur le comportement des solides des rejets pluviaux urbains dans le milieu récepteur ainsi que dans les ouvrages de traitement.

La procédure d'étude adoptée est la suivante :

a. Cas des particules solides non cohésives

- étude théorique du comportement des particules solides en suspension dans un écoulement,
- revue détaillée des formules et des modèles de transport solide utilisés dans les rivières.

b. Cas des particules solides cohésives

- étude des phénomènes qui influencent :
  - . les forces interparticulaires
  - . la floculation

Dans ce paragraphe, nous nous limitons à la présentation de la liste des paramètres retenus, pour plus de détails, nous renvoyons le lecteur au rapport "Revue bibliographique des modèles de transport solide dans les réseaux d'assainissement et dans le milieu naturel" [CHEBBO G., BACHOC A., 1988b].

1.2.2.2 Liste des paramètres

Sur la base de l'étude théorique détaillée du transport solide dans les réseaux d'assainissement et dans le milieu naturel [CHEBBO G., BACHOC A., 1988b], nous pouvons établir la liste suivante des paramètres à mesurer ou à connaître :

a. Cas des particules non cohésives

1. Paramètres à établir en priorité :

- granulométrie
- masse volumique
- vitesse de chute

2. paramètres à chercher en deuxième temps :

- facteur de forme surfacique K_s définie par :

$S = K_s d^2$

où

S : surface de la particule

d : dimension mesurée de la particule

- facteur de forme volumique K_v défini par :

$V = K_v d^3$

où

V = volume de la particule

b. Cas des particules cohésives

En plus des paramètres cités pour les particules non cohésives et en se basant sur les paramètres cités dans le document "Revue bibliographique des modèles de transport solide dans les réseaux d'assainissement et dans le milieu naturel" [CHEBBO G., BACHOC A., 1988b] et résumés dans le tableau n° 1.6, nous proposons d'adopter la démarche suivante :

Pour mettre en évidence l'aspect cohésif des solides des rejets pluviaux urbains, on peut se satisfaire des mesures de :

- teneur massique des fines particules (< 2 μm, < 30 μm, < 100 μm)),
- teneur en argile,
- teneur en matière organique et sa distribution par classes granulométriques notamment dans les fines (< 100 μm) (mesure de matières volatiles ou/et carbone organique),
- charge des particules de dimension < 100 μm (mesure du CEC).

Au cas où l'aspect cohésif semble être déterminant dans le comportement des solides en question, nous proposons, pour étudier ce phénomène, un schéma à 2 étapes :

Première étape : identification globale des facteurs déterminants : il s'agit de mieux connaître le(s) paramètre(s) clé(s) qui guide(nt) le comportement hydrodynamique des particules. Ce(s) paramètre(s) pourra(ont) être :

- la nature des particules minérales,
- taux en matière organique,
- caractéristiques physico-chimiques de la composante fluide de la suspension,
- phénomène bactériologique.

Phénomènes	Paramètres explicatifs
Forces interparticulaires	- Taux de matière organique fine - % des fines (< 2 μm, < 30 μm, < 100 μm) - Minéralogie des particules (surtout en cas de particules argileuses) - Concentration électrolytique - Valence des ions - Température de l'eau - pH - Taille de l'ion hydraté - Volume molaire partiel du liquide intersticiel - Constante diélectrique du milieu liquide - Distances entre particules : mouvement Brownien, différence de vitesse de chute, turbulence (dissipation d'énergie) - Présence des carbonates et des oxydes de fer - Présence des films biologiques
Floculation	- Taux de matière organique fine et distribution par classes granulométriques - Taux des particules fines (< 2 μm, < 30 μm, < 100 μm) et distribution granulométrique - Présence de film biologique - Minéralogie des particules (surtout en cas des particules argileuses) - Nature chimique des particules - Charge électrique des particules (CEC) - Distance entre particules (mouvement Brownien, différence de vitesse de chute, turbulence) - Présence de carbonates et d'oxyde de fer - Présence de sels floculants (sels de mer, sulfate d'aluminium, ...) - Présence de sels défloculants (pyrophosphates de sodium, ...) - Viscosité de l'eau - pH - Salinité - Valence des ions - Température de l'eau - Dimension de l'ion hydraté - Constante diélectrique du milieu liquide - Pouvoir d'absorption des ions dans la phase liquide - Volume molaire partiel du liquide intersticiel

Tableau 1.6 : Paramètres explicatifs de certains phénomènes liés aux particules solides cohésives

Pour mieux connaître l'effet de chacun de ces facteurs, on peut adopter les mesures globales suivantes :

Nature des particules

- mesures prioritaires :
  - . taux d'argile,
  - . comparaison des charges des particules fines (< 100 μm) à ceux des argiles,
  - . comparaison des limites d'atterberg (W_l, W_p) des particules (< 100 μm) à celles des argiles.

- mesures complémentaires :
  - . minéralogie des particules (surtout en cas de particules argileuses),
  - . nature chimique des particules.

Influence de la matière organique

Nous pouvons comparer quantitativement la sédimentation des particules fines (< 50 ou 100 μm) avec et sans la composante organique, en utilisant la méthode de la pipette d'Andréasen. L'élimination de la matière organique doit se faire moyennant une attaque (de préférence chimique) n'induisant pas une modification des caractéristiques des particules minérales.

Influence des caractéristiques physico-chimiques de la composante fluide de la suspension

On peut se satisfaire d'une comparaison quantitative de la sédimentation des particules fines (< 50 ou 100 μm) dans l'eau distillée et dans l'eau du réseau en utilisant la méthode de la pipette d'Andréasen.

Influence des phénomènes bactériologiques

A l'échelle de temps d'un événement pluvial, il me semble peu probable que les phénomènes bactériologiques puissent entrer en jeu.

En tous cas, si lors des mesures globales effectuées ci-avant, aucun facteur déterminant n'a pu être identifié, il sera utile d'étudier l'existence et l'évolution d'un éventuel biofilm autour des particules.

Deuxième étape : suivi de la variabilité dans le temps des facteurs jugés déterminants lors de la **première étape**.

1.3. PARAMETRES EXTERIEURS EXPLICATIFS DE L'ACCUMULATION ET DE L'ENTRAINEMENT DES SOLIDES AUX DIFFERENTS NIVEAUX DU CYCLE URBAIN DE L'EAU

1.3.1 Contribution de l'atmosphère à la pollution des eaux de ruissellement

1.3.1.1 Généralités

La contribution de l'atmosphère à la pollution des eaux de ruissellement apparait sous deux formes :

1. Précipitations sèches : termes désignant toutes les particules que l'on trouve accumulées à la surface des bassins versants et qui sont en provenance de l'atmosphère.

2. Précipitations humides qui englobent toute la pollution contenue dans l'eau de pluie juste avant qu'elle ne touche la surface du bassin versant.

La mesure de la qualité des précipitations "sèches" et "humides" ne manque pas d'intérêt. En effet, dans la mesure où l'un des objectifs d'une campagne de mesure consiste à relier les caractéristiques des solides des rejets urbains aux caractéristiques d'un bassin versant et de l'écoulement sur ce bassin, il serait souhaitable de pouvoir quantifier la pollution atmosphérique. Cette dernière peut avoir des origines lointaines et être transportée en altitude et n'avoir donc aucune relation avec la typologie des bassins étudiés [RIBSTEIN P., DESBORDES M., 1978].

Il est bien évident que la pollution atmosphérique se retrouve implicitement dans la pollution de ruissellement, mais son importance relative par rapport à la seule pollution produite sur les bassins versants peut fausser totalement l'analyse des mesures et des liaisons entre les paramètres de pollution et les caractéristiques propres à l'occupation des bassins, la climatologie, ... [RIBSTEIN P., DESBORDES M., 1978].

1.3.1.2 Importance de la contribution de l'atmosphère à la pollution totale des eaux de ruissellement urbain

Dans le paragraphe précédent, nous avons attiré l'attention sur le fait que la nécessité de la mesure de la pollution atmosphérique est liée à son importance relative par rapport à la seule pollution déposée sur le bassin (et ne provenant pas de l'atmosphère).

Dans la bibliographie, un certain nombre de spécialistes[2] se sont penchés sur la question.

---

2 [RIBSTEIN P., DESBORDES M., 1978 - HEMAIN J.C., 1981 - GRANGE D., PESCHEUX F., ROLLIN C., 1983 et 1984 - SERVAT E., 1984b - ARTIERES O., 1987]

Des indications qu'ils donnent, il résulte, en particulier, que :

1. le problème posé par l'étude de la pollution atmosphérique est important et complexe,

2. il y a divergence d'avis sur l'importance de la contribution de l'atmosphère à la pollution totale des eaux de ruissellement urbain. Ceci reflète une extrême variabilité d'un site à un autre et même, pour certains paramètres, d'une pluie à une autre. Bien que certains auteurs aient pu conclure que 50 à 70 % de la pollution de ruissellement pluvial avait l'atmosphère pour origine, la majorité des chercheurs s'accordent à considérer que la proportion devrait en fait être inférieure à 15 % [DESBORDES M., 1985],

3. l'entraînement de la pollution atmosphérique par l'eau de pluie représente 60 à 70 % de la contribution totale de l'atmosphère. Cependant, on ne peut pas donner beaucoup de poids à de telles conclusions vu qu'une question majeure reste en suspens : est-ce que les échantillons prélevés sont représentatifs de la totalité des retombées sèches ?,

4. la plupart des études confirment que la pluie est acide (pH = 3.25 - 6.3). Cette acidité favorise la dégradation des matériaux des constructions et contribue donc à l'accroissement de la production de MES,

5. la contamination par métaux lourds est systématique : le plomb, le zinc, le cuivre auxquels l'on peut ajouter le fer et le cadmium sont les principaux métaux trouvés en concentrations non négligeables dans l'eau de pluie,

6. la pollution azotée est loin d'être négligeable,

7. en ce qui concerne les composés phosphorés (orthophosphates et phosphore total), les teneurs dépendent des influences locales telles que certaines pratiques agricoles et les quelques valeurs relevées sont en général peu élevées.

1.3.1.3 Conclusions

Il est nécessaire de réaliser un minimum de mesures à ce sujet. Dans un premier temps, on peut effectuer des analyses globales (MES, pH) sur les échantillons de pluie des pluviographes (normalisés et entretenus) et en parallèle, on peut contacter les organismes qui s'intéressent à la pollution atmosphérique. Si la pollution se révèle importante, soit on abandonne le bassin, soit on effectue une étude plus fine dans le temps et dans l'espace afin d'étudier la seule part de la pollution des surfaces urbaines.

1.3.2 Pollution de l'eau par ruissellement urbain

1.3.2.1 Généralités

Une fois au sol, une partie de l'eau s'infiltre ou rejoint directement l'écoulement superficiel des fleuves et des rivières pendant que l'autre partie s'écoule sur la surface du sol et particulièrement sur les surfaces imperméables. Les eaux de pluie se chargent en polluants durant leur parcours jusqu'aux avaloirs des rues.

Dans ce chapitre, nous allons aborder le problème de la contribution des surfaces du bassin versant à la pollution des rejets urbains ainsi que les paramètres explicatifs de cette contribution. Pour cela, nous distinguerons entre :

1. le lessivage des surfaces imperméables
2. l'érosion des surfaces perméables

1.3.2.2 Lessivage des surfaces imperméables

D'après RIBSTEIN P. et DESBORDES M. (1978) les surfaces imperméables sont les sources les plus importantes de la pollution urbaine. Ce sont essentiellement les rues, les trottoirs, les parkings, les toits, ...

SARTOR et BOYD [cité dans RIBSTEIN P., DESBORDES M., 1978] qui ont étudié les polluants accumulés à la surface des rues, ont trouvé des origines très diverses : revêtement des surfaces, véhicules à moteur, précipitations atmosphériques sèches, trottoirs, végétation, dégradation des toitures, matériaux de déverglaçage, déjection, matériaux jetés par la population...

D'après cette revue rapide des origines de la pollution, qui s'accumule au niveau des surfaces imperméables (les rues en particulier), il apparait que le problème est tellement compliqué qu'il ne faut pas prétendre le maîtriser complètement. Cependant, pour interpréter les mesures faites sur des sites différents, un certain nombre de paramètres caractéristiques des bassins versants intéressés doivent être connus.

Une revue bibliographique assez large nous a permis de dresser les conclusions auxquelles les spécialistes ont abouti sous forme de la liste suivante des paramètres à recueillir[3] :

---

3 Les lettres entre parenthèses représentent le type de paramètres indiqués :

(A) : signifie paramètre d'accumulation
(E) : signifie paramètre d'entrainement
(A+E) : signifie paramètre qui influence l'accumulation et l'entraînement à la fois

a. Paramètres liés au bassin versant

1. Mode d'occupation du sol : (A)

- Zone résidentielle (% de surface totale)

  . habitation individuelle (% de surface de zone résidentielle),

  . habitation collective continue (% de surface de zone résidentielle),

  . habitation collective discontinue (% de surface de zone résidentielle).

- Zone commerciale (% de surface totale)

  . rue commerciale (% de surface de zone commerciale),

  . centre commercial (% de surface de zone commerciale),

- Zone industrielle (% de surface totale)

  . industrie légère (% de surface de zone industrielle),

  . industrie lourde (% de surface de zone industrielle),

- Densité de population (nombre d'habitant par hectare)
- Pourcentage d'imperméabilisation (% de surface totale)

2. Pratiques locales (A)

/ Nettoyage des rues

- fréquence de nettoyage
- efficacité

  . surface intéressée,

  . techniques utilisées (balayage manuel ou balayage mécanique, ou aspiration, ou aspiration et balayage, ou lavage au jet),

  . granulométrie des particules accumulées (courbe granulométrique),

  . nature de la chaussée (% en asphalte et % en béton),

  . état de la chaussée (quantitativement (âge) ou qualitativement (bon, moyen, médiocre)),

  . caractéristiques de l'appareil de nettoyage.

    * dimensions (largeur de l'appareil et de la brosse utilisée)
    * type de brosse
    * vitesse de rotation ou puissance d'aspiration ou pression de jet d'eau
    * vitesse d'avancement

. accessibilité aux caniveaux

/ Déverglaçage des rues

- type de matériau utilisé (sels (NaCl, $CaCl_2$), sable, cendres ou produits organiques)
- quantités utilisées
- répartition dans le temps des quantités utilisées

3. Volume de trafic (nombre de véhicules par jour)

4. Nature des surfaces

/ Imperméables : (% de surface totale)

- rues (% de surface imperméable)

. asphalte (% de la surface des rues)
. béton (% de la surface des rues)

- toitures (% de la surface imperméable)

. terrasses (% de la surface des toitures)
. en pente (% de la surface des toitures)

. trottoirs (types : terre battue, gravier, béton, asphalte)
. nature des zones à coté du trottoir

/ Surfaces perméables (voir paragraphe suivant)

5. Topographie du bassin versant (A+E) (fortement ou moyennement pentu, plat)

b. Paramètres liés à la climatologie

1. Pluie (pluviogramme à faible pas de temps d'intégration et en particulier : intensité maximale sur une très courte durée (< 5 min), hauteur de pluie, intensité moyenne et avec une importance moindre la durée de précipitation.

2. Durée de temps sec précédant chaque épisode pluvieux (A) et avec une importance moindre :

3. Saison de mesure (A+E)

4. Vent (direction et vitesse) (A+E)

5. Type de climat (A+E)

6. Humidité de l'air (A)

7. Présence fréquente, ou non, de brouillard (A)

8. Situation géographique (A+E)

c. Paramètres liés au ruissellement de l'eau sur le bassin versant (E)

1. Débit maximum de ruissellement
2. Volume ruisselé et avec moins d'importance :
3. Débit moyen ruisselé
4. Durée de ruissellement

1.3.2.3 Erosion des surfaces perméables

Parmi les modèles cités par HEMAIN J.C. (1979), trois modèles prennent en compte l'érosion des sols :

- modèle SWMM : en option
- modèle STORM : prise en compte suivant l'importance de la masse érodée
- modèle NPS : calcul systématique

Le SWMM et le STORM utilisent l'équation empirique universelle de pertes de sols (USLE) établie par WISCHMEIER. Le modèle NPS utilise une formulation différente mais qui ne s'éloigne pas trop de celle de WISCHMEIER.

Dans notre étude, la question la plus importante est de savoir s'il est nécessaire ou pas de prendre en compte la contribution des zones perméables à la pollution totale apportée par les eaux pluviales au milieu naturel.

Le fait que certains modèles ignorent l'érosion, que d'autres proposent son étude en option, que d'autres enfin simulent systématiquement le phénomène, montre que les avis divergent [HEMAIN J.C., 1979].

D'après HEMAIN J.C. (1979), l'érosion est conséquente principalement sur les sols nus. Ce genre de terrain n'est guère fréquent dans les zones urbanisées. De plus, les surfaces non bâties sont souvent bien délimitées (parcs, pelouses...) et donc peu susceptibles de laisser échapper des matériaux solides. Par contre, il est évident que l'urbanisation provoque de nombreux remodellements des terrains (chantiers de construction, routes, ...) qui favorisent l'érosion. L'effet de cette dernière peut ne pas être négligeable.

Il peut cependant se présenter le cas des zones naturelles extérieures (situées en amont du bassin versant), mais drainées par le réseau qui viennent alors fausser l'appréciation que l'on a des seules MES urbaines. L'action érosive du vent et de la pluie, qui peut être importante dans certaines zones climatiques, est responsable de ce type de production de solides.

D'après ce qui précède, la décision la plus logique est la suivante :

Pour évaluer l'importance de la contribution des zones perméables à la pollution totale des eaux de ruissellement, on peut procéder en trois étapes :

Première étape : on évalue la surface des zones naturelles, situées à l'amont du bassin versant et drainées par le réseau. Si elle est importante (comparée à la surface totale du bassin versant), on a 2 choix :

. chercher un autre site

. passer à l'étape n°2

Deuxième étape : on essaie par une méthode simple (équation de WEISCHMEIER par exemple) de quantifier l'érosion des sols. Si la contribution des zones perméables parait importante, on a deux solutions :

. chercher un autre site

. passer à l'étape n°3

Troisième étape : on s'occupe précisément de la contribution des surfaces perméables. Pour cela, et en se référant toujours au document "Sélection des paramètres à mesurer pour caractériser les solides transférés dans les réseaux d'assainissement" [CHEBBO G., BACHOC A., 1988a], les paramètres à connaître seront :

a. surfaces des zones perméables

b. paramètres liés à l'érosivité de la pluie et du ruissellement correspondant

. pluviogramme de pluie,

. ou pluie médiane de durée 6 h,

. ou pluie annuelle + pluie journalière médiane + pluie horaire médiane,

. ou hauteur de pluie lors des orages ainsi que la durée des orages,

. hydrogramme de ruissellement (volume ruisselé, débit maximum...).

c. paramètres liés à l'érodibilité des sols :

% limon dans le sol + % argile + % matières organiques + granulométrie du sol (très fine, fine, moyenne à grossière, très grossière) + perméabilité (rapide, moyenne à rapide, modérée, lente à modérée, très lente),

ou

% matières organiques fines + % en poids des particules supérieures à 2 mm + humidité relative du sol.

d. paramètres liés à la topographie

. longueur du chemin hydraulique le plus long sur le bassin versant,
. pente des surfaces perméables.

e. paramètres liés à la végétation et aux pratiques de protection des sols

. type de végétation (culture, forêt, sol nu)
. détails sur la nature de culture s'il y en a
. présence ou non des pratiques de protection des sols (culture en courbes de niveau ou terrasses....)

1.3.3 Contribution des réseaux d'assainissement à la pollution des rejets dans le milieu naturel

1.3.3.1 Généralités

Les réseaux d'assainissement, ouvrages hydrauliques conçus pour évacuer les rejets domestiques et les eaux de ruissellement pluvial, peuvent être dans certains cas encombrés de quantités assez importante de dépôts.

Ces dépôts réduisent les capacités hydrauliques de ces ouvrages ce qui peut avoir des conséquences désastreuses en cas de fortes pluies. Ce matériau contient également des matières fermentescibles qui peuvent être une source de nuisance pour les riverains ou de risque (dégagement d'H_2S) pour les personnes travaillant en réseau

Parallèlement à ces problèmes, liés à la sédimentation, d'autres existent ; ils sont moins visibles mais tout aussi importants : au cours d'une pluie, les gros volumes d'eau à évacuer induisent dans le réseau des vitesses élevées susceptibles de reentraîner une fraction de ces dépôts. Le sédiment qui peut alors être remis en suspension vient augmenter, de façon notoire, la teneur de l'écoulement pluvial en matières polluantes.

L'étude théorique des phénomènes de transport solide a été abordée dans un rapport intitulé "Revue bibliographique des modèles de transport solide dans les réseaux d'assainissement et dans le milieu naturel" [CHEBBO G., BACHOC A., 1988b]. Dans ce chapitre, nous allons traduire les résultats de l'étude théorique en ce qui concerne les paramètres explicatifs de l'importance de la contribution des réseaux d'assainissement à la pollution des rejets dans le milieu naturel.

Dans ce qui suit, nous distinguons entre paramètres intrinsèques :

. aux avaloirs

. aux conduites

- Géométrie et topographie des canalisations amonts et collecteurs
- Solides déposés au fond des conduites et des collecteurs
- L'eau en écoulement dans les conduites

1.3.3.2 Contribution des avaloirs des rues

a. Généralités

Dans ce paragraphe, nous allons étudier l'importance de la contribution des avaloirs à la pollution rejetée en temps de pluie, ou à son amortissement, ainsi que les paramètres qui peuvent expliquer la variabilité dans le temps et dans l'espace d'une telle contribution.

Il est important de noter que ce paragraphe concerne les avaloirs qui sont conçus pour retenir une fraction des solides entrant dans le réseau d'assainissement.

b. Importance de la contribution et paramètres explicatifs

Parmi les modèles cités par HEMAIN J.C. (1979), seuls le SWMM et le WRE SWMM tiennent compte de cet élément.

D'après HEMAIN J.C. (1979),la pollution retenue dans les bacs de rétention est peu importante au regard des autres sources. Dans ces conditions [HEMAIN J.C., 1979], il apparait raisonnable de ne pas prendre en compte ce phénomène. Cependant, il peut être intéressant d'en tenir compte. Certains types d'avaloirs peuvent jouer un rôle très important vis à vis des particules de diamètre supérieur à 200 μm ou des matières de taille plus importantes, qu'ils peuvent piéger de manière efficace. Cela semble être le cas pour les avaloirs munis d'une vidange par siphon qui sont utilisés en Alsace, comme sur le réseau d'Entzheim étudié par ARTIERES O. (1987). En effet, la composition et la granulométrie des dépôts dans ce réseau semble montrer qu'on n'y trouve pas les détritus de toutes sortes, les graviers ou mêmes les sables qui constituent ailleurs une fraction importante de l'encrassement des réseaux et un important désavantage pour leur entretien.

En ce qui concerne la pollution véhiculée dans les réseaux par temps de pluie, qui semble être en général due à des particules plus fines, les bacs de rétention jouent un rôle sans doute beaucoup moins positif. Leur vidange peut être une des causes de l'effet de chasse ; par contre ils peuvent retenir une quantité notable de la pollution à la fin de cette pluie. Par conséquent leur contribution à la pollution globale apportée durant un événement pourra être considérée comme négligeable.

Dans ce paragraphe, nous pouvons retenir que :

- la contribution globale des avaloirs aux rejets pluviaux urbains n'est pas importante,
- la contribution des avaloirs est fonction :

. de leur type

. de leur nombre

. de leur volume

. des concentrations en polluants retenues dans les avaloirs avant le début de l'événement pluvieux. Ceci est fonction du type, de la géométrie de l'ouvrage, de la chronologie des pluies, de la fréquence et de la technique de lavage des rues, de l'entretien de l'ouvrage...)

. de la loi de vidange qui est fonction du type et de la géométrie de l'ouvrage, de la taille des particules...

1.3.3.3 Contribution des conduites

Le problème est apparemment différent selon qu'il s'agit d'un réseau unitaire ou d'un réseau séparatif.

Dans les réseaux unitaires : en période de temps sec, on a affaire à une pollution véhiculée par les eaux usées domestiques ou industrielles, et dont on peut connaître, assez précisément, les caractéristiques en MES. Au cours des événements pluvieux, il s'y ajoute d'une part une pollution plus difficile à évaluer quantitativement d'une manière précise et d'autre part une remise en suspension de tout ou d'une partie de ce qui a sédimenté pendant le temps sec au fond des conduites ou des collecteurs.

Les réseaux séparatifs sont en principe de fonctionnement différent puisqu'ils transportent théoriquement une pollution en provenance quasi exclusive du lessivage des bassins versants, ces flux polluants n'étant qu'épisodique et liés à la fréquence des averses.

Or la réalité est, on le sait, beaucoup moins schématique et les distinctions à réaliser ne se situent peut être pas à ce niveau là.

D'une part, les réseaux séparatifs le sont rarement strictement. Il arrive certes que certains réseaux d'eaux usées reçoivent très peu d'eaux pluviales, du fait de l'attention apportée aux eaux parasites pouvant perturber le fonctionnement des stations d'épuration ou de leur sensibilité aux débordements (leur capacité d'écoulement est relativement réduite). Mais il est beaucoup plus rare que les réseaux d'eaux pluviales ne reçoivent que très peu d'eaux usées.

D'autre part, les réseaux d'eaux pluviales reçoivent encore fréquemment les eaux de lavage de la voirie et des trottoirs et parfois celles de zones fortement chargées en déchets organiques lourds (marché, zones commerçantes, ...).

Enfin, les eaux de ruissellement seront susceptibles d'entraîner, lors des pluies d'intensité moyenne sur de courtes durées, des matières solides qui se déposeront très vite dans les avaloirs ou dans les antennes amont des réseaux pluviaux ou unitaires. Lors d'événements plus importants, ces dépôts peuvent être réentraînés et contribuer, de façon peut être plus significative que les dépôts dans les collecteurs principaux, à la pollution rejetée au cours des grands événements pluvieux.

Il sera donc important d'utiliser les données disponibles pour mieux discerner quelle est la nature et l'ampleur de différences entre pollutions véhiculées par temps de pluie dans les réseaux urbains et dans les réseaux assez strictement pluviaux, mais aussi pour essayer de voir si les différences les plus significatives dans le régime des dépôts et remises en suspension ne sont pas à situer ailleurs, notamment entre ouvrages amont (avaloirs et canalisations) et collecteurs principaux.

Cette discussion et l'étude théorique détaillée des phénomènes de transport solide [CHEBBO G., BACHOC A., 1988b] nous permettent de dresser la liste des paramètres :

. intrinsèques aux canalisations
. caractéristiques des dépôts
. caractéristiques de la phase fluide de la suspension

1.3.3.3.1 Paramètres intrinsèques aux canalisations

Ils se résument en :

- type de réseau (unitaire, séparatif, séparatif contaminé par des eaux usées),
- caractéristiques géométriques (géométrie de la section, longueur, pente, caractéristiques des singularités (élargissement de section, de chambres de raccordement de collecteurs, de bifurcations, de dérivations, de chambres à sables ou encore de siphons)) des conduites aux

points de mesure ainsi que pour tous les tronçons du réseau,

– rugosité [4]des matériaux constitutifs des conduites (canalisations amont et collecteurs aval) et sa variabilité en fonction du taux de remplissage.

1.3.3.3.2 Paramètres caractéristiques du dépôt

On distingue deux cas :

a. Cas de sédiment non cohésif

. granulométrie des particules constitutives

. masse volumique

. vitesse de chute

. hauteur de dépôt, profil en long et pente moyenne

. teneur en eau ou porosité

et avec moins d'importance :

. facteurs de forme (surfacique ou volumique) des solides

. cristallographie et minéralogie (paramètre supplémentaire explicatif de l'origine des sédiments)

. histoire de dépôt

b. Cas de sédiment cohésif

Nous proposons comme dans le cas des suspensions cohésives un schéma à trois étapes :

Première étape : mise en évidence de l'aspect cohésif où on se satisfait des mesures suivantes :

. granulométrie

. mesures utilisées en géotechnique pour évaluer la cohésion d'un sol (cohésion drainée et angle de frottement interne, cohésion non drainée, limites d'atterberg pour les particules inférieures à 100 μm).

La deuxième et la troisième étape seront celles décrites pour étudier le problèmes des suspensions cohésives (Paragraphe 1.2.2.2.b).

---

4 la rugosité du matériau des conduites sera inclue dans le coefficient de rugosité globale qu'on peut calculer à partir de la vitesse, du rayon hydraulique et de la pente de la ligne d'énergie moyennant la formule de Manning Strickler (cas d'un régime uniforme ou uniformément varié)

1.3.3.3.3 Paramètres caractéristiques de la composante fluide de la suspension

Les paramètres caractéristiques de l'eau et explicatifs de la contribution des réseaux d'assainissement à la pollution des rejets dans le milieu naturel sont les suivants :

a. Paramètres hydrauliques

. vitesse ou courbe de tarage donnant le débit en fonction de la hauteur d'eau (Q=Q(H))

. pente de la ligne d'énergie

. hauteur d'eau

b. Paramètres liés aux caractéristiques intrinsèques de l'eau

. concentration en solide (pollutogramme des MES)

. masse volumique des particules en suspension

. viscosité

Au cas où l'aspect cohésif des particules en suspension est mis en évidence, les paramètres suivant sont encore à recueillir :

. pH

. salinité

. température

. présence ou non de sels floculants ou défloculants

. pouvoir d'absorption des ions contenus dans l'eau

1.4. CONCLUSIONS

1.4.1 Objectifs fixés

Nous nous sommes proposés d'aborder dans ce chapitre l'étude de l'établissement, de la hiérarchisation et de la sélection d'une liste des paramètres à mesurer en vue de caractériser le potentiel polluant et le comportement dans un fluide des solides des rejets pluviaux urbains.

1.4.2 Les moyens mis en oeuvre

L'examen d'une bibliographie importante nous a permis dans un premier temps d'établir une liste des paramètres à mesurer.

L'examen critique de ces paramètres à débouché sur une hiérarchisation de la liste établie.

Dans ce paragraphe, nous allons présenter en guise de conclusion générale, les paramètres finalement sélectionnés pour être mesurés dans le cadre de notre étude.

1.4.3 Critères de sélection

a. Paramètres intrinsèques aux solides

Nous nous limitons à l'étude des paramètres jugés indispensables lors de la hiérarchisation de la liste

L'aspect cohésif des solides des rejets pluviaux urbains ne sera pas abordé dans notre étude.

b. Paramètres extérieurs explicatifs de l'accumulation et de l'entraînement des solides aux différents niveaux de cycle urbain de l'eau

Nous retenons, en priorité parmi ces très nombreux paramètres, ceux qui caractérisent globalement les sites d'expérimentations ainsi que ceux qui sont indispensables pour interpréter nos résultats de caractérisation.

1.4.4 Liste sélectionné

a. Paramètres intrinsèques aux solides–mesures systématiques

– paramètres de pollution

. MES
. MVS
. DCO

. DBO_5

. Plomb

. Hydrocarbures totaux

A la demande de l'organisme qui finance cette étude, nous mesurons aussi l'azote Kjeldahl (NTK). Les mesures DCO, DBO5, NTK, Pb et hydrocarbures totaux ont été faites sur l'eau brute, sur la phase dissoute et parfois par classes (granulométriques) des particules solides.

- paramètres hydrodynamiques

. granulométrie

. masse volumique (par classes granulométriques)

. vitesse de chute (par classes granulométriques)

b. paramètres intrinsèques aux solides - mesures complémentaires

Un rapprochement avec le LABAM (Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu) de l'Université de Paris Val de Marne, a permis pour certaines pluies :

1) d'élargir l'étude des métaux lourds au Cd et Zn,

2) d'évaluer la plus ou moins grande mobilité de polluants toxiques (étude de spéciation chimique de Pb, Zn et Cd).

c. paramètres de contexte (collectés une fois)

- paramètres liés au bassin versant

. surface totale

. pourcentage d'imperméabilisation

. pourcentage d'urbanisation

. surface de zones naturelles se trouvant à l'amont du bassin versant et drainées par le réseau

. nature du sol

- paramètres liés aux avaloirs

. types d'avaloirs

. mode et fréquence d'entretien (cas des avaloirs sélectifs)

- paramètres décrivant le réseau d'assainissement

. type de réseau

– paramètres extérieurs mesurés avant ou durant les pluies étudiées

. durée de temps sec

. pluviogramme de pluie

. caractéristiques débitmétriques de l'eau en écoulement au niveau du point de mesure.

CHAPITRE 2 :

CHOIX DES METHODES DE MESURE

2.1. INTRODUCTION

Après avoir déterminé les paramètres à mesurer, nous choisissons dans ce chapitre les méthodes et (ou) les appareils de mesure les mieux adaptés.

Si la présence d'une normalisation française a rendu assez facile le choix des méthodes de mesure des concentrations globales en différents paramètres de pollution, ce n'est pas du tout le cas pour les mesures des paramètres hydrodynamiques, ni pour le schéma à adopter en ce qui concerne l'étude de spéciation des métaux. En effet, ces caractéristiques ont été moins explorées que les paramètres classiques de pollution au niveau des rejets pluviaux urbains. Or elles sont de première nécessité pour évaluer l'impact sur les milieux récepteurs. Par ailleurs, il est indispensable de quantifier ces caractéristiques de façon adéquate et incontestable. Les mesures assez limitées jusqu'à maintenant, concernant ce sujet font état de résultats fort différents, qui peuvent être plus le reflet des méthodes d'échantillonnage et de mesure que des spécificités des sites. D'où la nécessité de cette étude qui vise à combler l'écart qui existe entre l'aspect technologique du problème et l'aspect exploitation de l'information recueillie, écart qui est à l'avantage très net de ce dernier pour le moment.

Les paragraphes 1.2 à 1.4 de ce chapitre seront consacrés à la sélection des méthodes et appareils de mesure des paramètres hydrodynamiques : granulométrie, masse volumique et vitesse de chute. Le problème de la mesure des paramètres de pollution sera abordé au paragraphe 1.5.

2.2. GRANULOMETRIE

2.2.1 Introduction

Activité dont les premiers balbutiements remontent aux origines de l'action volontaire de l'homme sur la matière, la granulométrie comme son nom l'indique a pour objet de mesurer la taille des grains. Par extension, elle peut également avoir pour but de les trier en vue d'une application industrielle quelconque (au sens le plus large du terme) [DELOYE F.X., CAPODICASA M.C., 1988].

La grande majorité des particules qu'on étudie n'a pas de forme régulière et ce fait soulève immédiatement la question de savoir ce que l'on doit entendre par dimension d'une particule. Malgré la diversité d'études consacrées à cette question, celle-ci reste sans réponse satisfaisante. C'est une lacune grave, mais inévitable parce qu'inhérente à la diversité des formes particulaires.

A ce niveau, deux démarches sont possibles [RAFFINOT P., 1978]:

1. La dimension sera déduite de la méthode de mesure

2. On cherchera, indépendamment des méthodes de mesure à conceptualiser la notion de dimension d'une manière géométrique et à la lumière de cette analyse, à situer ensuite l'appareillage utilisé. Un net progrès dans ce domaine est dû aux méthodes de morphologie mathématique qui ont introduit l'idée d'utiliser, pour les études granulométriques, un élément structurant (segment, cercle, triangle, hexagone...) permettant de reconstituer l'architecture des particules observées.

Dans cette étude, nous adoptons la première démarche.

2.2.2 Choix d'une (ou des) méthode(s) de mesure

2.2.2.1 Liste de base pour la sélection des méthodes de mesure

Le nombre des méthodes qui ont été proposées en vue d'analyser les corps granulaires est extrêmement élevé (tableau 2.1). Cette situation s'explique assez facilement par le fait que la granulométrie agit, directement ou indirectement, sur de nombreux phénomènes physiques.

La liste du tableau 2.1 nous parait très lourde. Elle ne peut pas servir comme liste de base pour la sélection d'une méthode de mesure granulométrique et ceci pour deux raisons :

. certaines méthodes ne sont plus utilisables,

. certaines méthodes ne sont pas utilisées en France, et par conséquent les appareils correspondants ne sont guère disponibles.

Propriétés des particules	Mécanisme du classement	Technique	Forces appliquées	Milieux utilisés	Détermination de la granularité
Géométrie	Mesure directe	Palmer Palpeur	Pression	Air	Comptage des particules
	Comparaison avec un élément structurant	Microscopie		Air–liquide Plastique	Comptage des particules
	Barrière physique	Tamisage ultrafiltration	Gravité Gravité	Gaz–liquide liquide	Fractionnement et pesée des fractionnements
Electricité	Résistance	Modification de tension au passage des particules	Gravité	Solutions conductrices	Comptage des particules
Interactions entre fluide et particules en mouvement	Vitesse de chute dans un fluide	Sédimentation	Gravité	Liquides	Fractionnement
				Liquides Gaz	Mesure de la densité des phases décantées
			Force centrifuge	Liquides	Fractionnement
					Densité des phases décantées
					Pesée des sédiments
		Levigation	Gravité	Liquides Gaz	Fractionnement
			Force Centrifuge	Liquides Gaz	Fractionnement
	Perméamétrie	Exploitation de la courbe : évolution de la perte de charge en fonction. du débit	Pression	Liquides Gaz	Dimension moyenne ou spectre granulométrique
Inertie	Action physique dépendant de l'inertie des particules	impact sur une surface	Gravité ou accélération	Gaz	Comptage des particules
		Impulsion de pression sonique		Liquide	Spectre granulométrique
Optique	Diffraction	- de lumière - de rayons X - laser	Gravité	Gaz ou liquide	Spectre granulométrique
	Diffusion	- de lumière - laser	Gravité	Gaz ou liquide	Spectre granulométrique
	Absorption	- de lumière - laser	Gravité	Gaz ou liquide	Dimension moyenne

Tableau 2.1 : Méthodes d'analyse granulométrique

Sans chercher à être exhaustif, une bibliographie assez importante sur les méthodes utilisées en France, nous a permis de retenir, comme liste de base, les méthodes de mesure suivantes :

- Méthodes optiques
  - . diffusion lumineuse
  - . diffusion laser
  - . absorption lumineuse
  - . absorption des rayons X
  - . diffraction laser
- Méthodes basées sur l'interaction entre fluide et particules en mouvement
  - . perméamétrie
  - . sédimentation dans un liquide
  - . sédimentation dans un gaz
  - . centrifugation
- Méthodes électriques
  - . variation de résistance

A ceux-ci s'ajoutent, bien évidemment, le tamisage et les observations microscopiques couplées ou non à des analyses automatiques d'image.

2.2.2.2 Méthodes retenues

Une analyse bibliographique assez importante nous a permis d'étudier les avantages et les inconvénients des différentes méthodes de mesure. Les détails de cette étude sont donnés dans le document bibliographique [CHEBBO G., MILISIC V., 1988]. Il en ressort que le tamisage est la méthode la mieux adaptée pour analyser des matières de constitution hétérogène et de granularité étendue.

Des expériences effectuées à l'IFTS (Institut de la Filtration et des Techniques Séparatives) sur des solides prélevés au fond des bassins de retenue des eaux pluviales ont montré que :

1. Pour avoir une bonne séparation des particules, il faut utiliser le tamisage par voie humide.

2. L'utilisation du tamisage pour les particules de dimensions inférieures à 100 μm se heurte à trois difficultés :

  - . temps de manipulation extrêmement long
  - . bouchage fréquent des tamis les plus fins
  - . perte possible de représentativité des résultats

Pour ces raisons nous retenons ici les méthodes électriques ou à diffraction laser pour les particules fines (< 100 μm), en retenant le tamisage au dessus de ce seuil de 100 μm.

2.2.3 Choix d'appareils de mesure pour les particules < 100 μm

2.2.3.1 Appareils envisagés

Dans cette étape, nous nous basons sur l'inventaire des appareils disponibles en France, mené en Avril 1983 et réactualisé en 1987 par l'Institut de la Filtration et des Techniques Séparatives (solides-liquides) d'Agen.

a. Appareils basés sur la méthode électrique

Dans cette catégorie, on dispose en France de deux appareils :

- COULTER TA II (commercialisé en France par COULTRONICS)
- ELZONE - 112 S (commercialisé en France par ELEXIENCE)

b. Appareils à diffraction laser

Dans cette catégorie, on distingue les appareils suivants :

- CILAS 715 et CILAS 850 (commercialisé en France par CILAS)
- MALVERN 2200, MALVERN 3300 et MALVERN 3600 (commercialisés en France par INSTRUMAT)
- MICROTRAC STANDARD et MICROTRAC LAFGE (commercialisé en France par LEEDS)

2.2.3.2 Appareil retenu

Le choix d'un appareil de mesure de la granulométrie des particules de dimensions inférieures à 100 μm a été abordé en trois étapes. Ceci est possible grâce à :

1. Une analyse bibliographique concernant les appareils mentionnés ci dessus.

2. Des mesures effectuées en laboratoire sur les appareils jugés bons lors de l'étape n° 1.

3. Une analyse fine des caractéristiques des appareils retenus après les mesures du laboratoire.

Les détails de sélection sont donnés dans le document bibliographique [CHEBBO G., MILISIC V., 1988]. Il en ressort que le Cilas HR 850 est le seul appareil qui nous donne satisfaction.

Les autres appareils ont été écartés pour des problèmes liés à leur performances ou bien à la qualité (finesse, représentativité, reproductibilité, fidélité) des résultats qu'ils fournissent.

2.2.4 Tamisage

2.2.4.1 Principe

Le tamisage abouti à un fractionnement par criblage. Les particules passant au travers des tamis à mailles carrées ou d'ouvertures circulaires (dans certains tamis à toile électro-formées) sont classées en général selon leur dimension maximale pour des particules faiblement anisométriques. Dans le cas contraire, la dimension de passage peut correspondre à une dimension d'alignement, intermédiaire entre la dimension maximale et la dimension minimale (figure 2.1) [NOVAK J.W., THOMPSON J.R., 1986 - BAUDET G., JOURDAN M.F., RONA J.P., 1988].

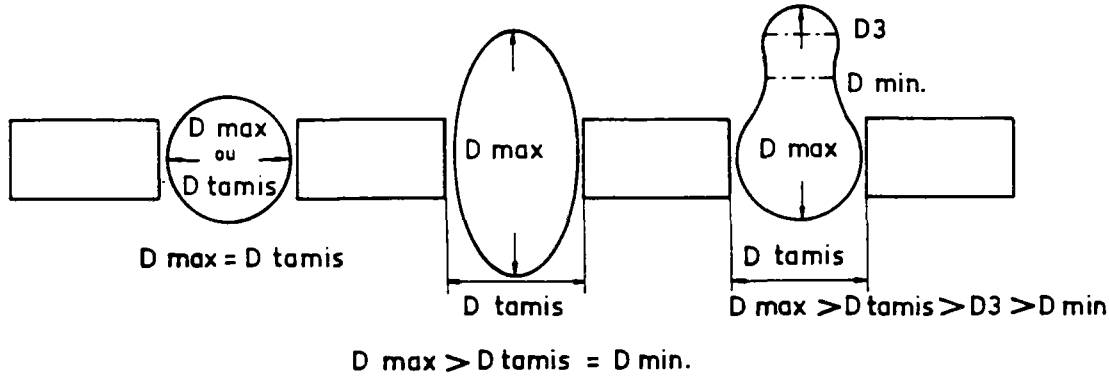


Figure 2.1 : Alignement des particules dans un tamis

2.2.4.2 Conditions de manipulation

Les observations et les remarques suivantes ont pour objectif d'expliciter les conditions (les meilleures de notre point de vue) dans lesquelles nous avons réalisé les analyses granulométriques par tamisage :

1. Nous respectons les directives de la norme NFX 11.507 - Décembre 1970 (Association Française de Normalisation, 1987].

2. Afin d'avoir un échantillon représentatif, il faut apporter autant de soins à l'échantillonnage qu'au tamisage. La méthode à adopter dépend du matériau à prélever. En cas d'échantillon assez homogène, nous nous satisfaisons d'un mélange bien fait du matériau. En cas d'échantillon hétérogène (dans notre cas : suspension des fines + solides grossiers au fond de l'échantillon),

nous séparons les deux phases (suspension et solides grossiers), nous les homogénéisons et nous prélevons un échantillon représentatif de chaque phase. La reconstitution d'un échantillon moyen se fait proportionnellement au pourcentage en masse que représente chaque phase.

3. Le nombre de tamis à employer doit être suffisant pour d'une part donner la représentation granulométrique souhaitée, d'autre part éviter l'usure exagérée ou le colmatage des tamis fins. Lors de nos expérimentations, la série 100 - 160 - 250 - 400 - 630 - 1600 - 2500 - 4000 - 6300 - 10000 - 14000 - 25000 μm nous a paru largement satisfaisante.

4. Pour obtenir une meilleure séparation des particules, nous avons opté pour un tamisage par voie humide : nous séparons les particules sur chaque maille, en arrosant avec un faible jet d'eau et en les déplaçant avec un pinceau. Dans un deuxième temps, on porte chaque refus à 105°C puis on mesure son poids avec une balance de précision ± 0,1 mg. Notons que les particules inférieures à 100 μm ne sont pas récupérées. L'évaluation de leur masse se fait à part comme indiqué dans le paragraphe n° 2.2.6.

5. Pour éviter le problème de colmatage des tamis fins, on élimine les particules < 100 μm avant de commencer le tamisage. Pour cela, on commence par passer l'échantillon, en petites quantités, sur un tamis de maille ≤ 100 μm, en utilisant un jet d'eau relativement fort.

6. La détermination de la durée de tamisage doit être basée sur l'expérience. Une opération de tamisage par voie humide est considérée terminée quand le liquide écoulé à travers l'échantillon et le tamis apparait clair.

Notons enfin que chaque opération de tamisage, y compris la préparation de l'échantillon dure de 3 à 4 heures.

2.2.4.3 Incertitudes sur les résultats

2.2.4.3.1 Généralités

La technique de mesure par tamisage entraine une incertitude sur la répartition granulométrique des solides étudiés.

L'application de cette technique de mesure peut introduire plusieurs sources d'incertitudes :

- caractéristiques de l'échantillon : hétérogénéité, forme de particules, dimensions des particules...

- mode de préparation de la prise d'essai : homogénéisation, mode de prélèvement de la prise d'essai ...

- le tamisage : débit du jet d'eau, durée du tamisage, qualité des tamis, nombre des tamis...

Le tamisage permet d'obtenir une répartition granulométrique que nous caractérisons par :

- les différentes déciles : D10, D20, D30, D40..., D90 mailles fictives à travers desquelles passent, exprimés en pourcentage de la masse totale, respectivement 10,20,30,40,...90 % des particules solides,

- le passant à travers les tamis de maille 250, 630, 1600 et 4000 μm,

- la fraction en masse dans les classes : 100-250, 250-630, 630-1600, 1600-4000, > 4000 μm.

L'ordre de grandeur des incertitudes sur ces différents paramètres peut être quantifié par exploitation statistique des différences obtenues sur un grand nombre de mesures effectuées sur le même échantillon.

Dans ce but, 16 prises d'essai, représentatives des particules > 100 μm d'un même échantillon de dépôt du collecteur 13 de Marseille, ont été successivement tamisées, ce qui permet d'exploiter statistiquement les paramètres caractérisant les différentes courbes obtenues.

2.2.4.3.2 Estimation des incertitudes

Pour chaque paramètre caractéristiques K (K = Décile, passant cumulé ou fraction en masse), on calcule :

. la moyenne arithmétique du paramètre K :

$$\overline{K} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} Ki$$

. l'écart type

$$\sigma_K = \sqrt{\frac{\sum (Ki - \overline{K}i)^2}{n}}$$

. l'intervalle de confiance de la moyenne $\overline{K}$ en utilisant la distribution de Student. La limite de confiance à 95 % pour la moyenne s'exprime par :

$$\overline{K} \pm 2,13 \frac{\sigma_K}{\sqrt{n-1}}$$

. l'incertitude sur chaque Ki est donc donnée par :

$$I_i = \pm 2,13 \frac{\sigma_K}{\sqrt{n-1}}$$

Les résultats du calcul présentés dans les figures 2.2 à 2.4 sont très satisfaisants. Les valeurs relativement importantes des incertitudes obtenues pou D80, D90 et la fraction en masse dans la classe "> 4000 μm" pourront être dues en partie à :

- certaines valeurs de D80 et toutes les D90 sont évaluées par extrapolation : il semble que ce mode de calcul pourra induire des variabilités dans les résultats qui peuvent impliquer des incertitudes relativement fortes mais qui restent toujours acceptables,

- les valeurs relativement élevées de l'incertitude sur l'évaluation de la fraction en masse dans la classe "> 4000 μm" n'est qu'apparente. Elle est due au fait qu'on exprime les résultats en % de la valeur moyenne dans la classe. Cette dernière était faible (2 %) pour les particules de dimensions > 4000 μm. Elle varie entre 8 et 36 % pour les autres classes.

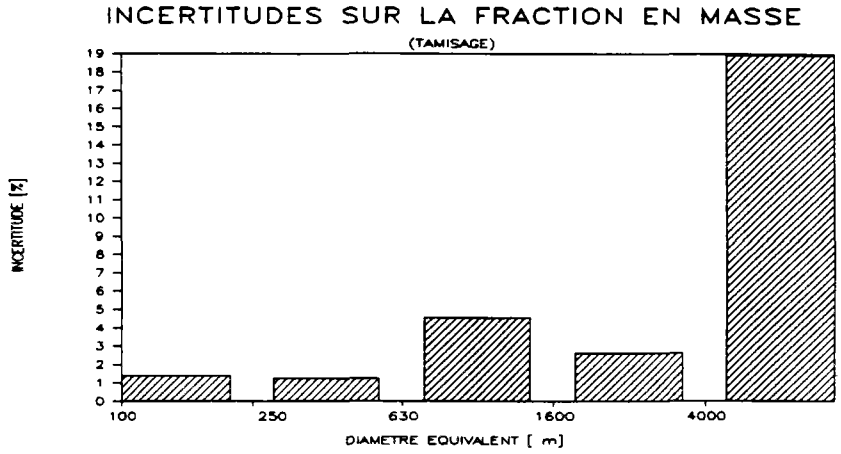


Figure 2.2 : Incertitudes sur l'évaluation de la fraction en masse dans les différentes classes granulométriques (particules de taille supérieure à 100 μm, méthode de mesure : tamisage humide)

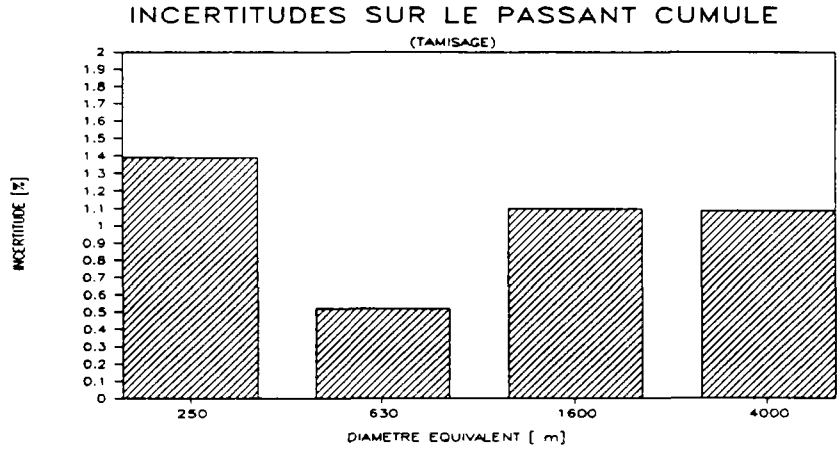


Figure 2.3 : Incertitudes sur l'évaluation des passants à travers les tamis de différentes mailles (particules de taille supérieure à 100 μm, méthode de mesure : tamisage humide)

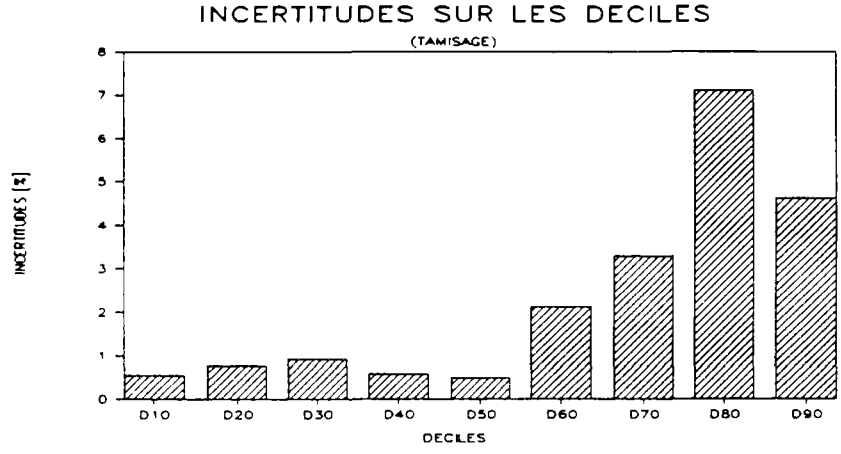


Figure 2.4 : Incertitudes sur l'évaluation des différentes déciles (particules de taille supérieure à 100 μm, méthode de mesure : tamisage humide)

2.2.5 Diffractomètre à laser (CILAS HR 850)

2.2.5.1 Généralités

L'idée n'est pas nouvelle d'utiliser la diffraction d'une onde électromagnétique par des particules en suspension dans un gaz ou un liquide. Il a fallu toutefois, l'invention du laser pour que, disposant enfin d'une lumière monochromatique très pure, on obtienne des spectres suffisamment simples pour être interprétables et utilisables [RAFFINOT P., 1978].

La microgranulométrie à diffraction laser a fait des progrès considérables depuis ses débuts dans les années 1970 [ROBBE D., ROGER B., 1987]

Cette méthode définit la dimension d'une particule comme le diamètre de la sphère présentant la même surface projetée qu'elle. Les granulomètres à laser déterminent le diamètre moyen d'une particule sous toutes les orientations possibles (figure 2.5), résultant de sa rotation par écoulement d'une suspension très diluée dans une cellule de faible épaisseur. Dans une distribution volumique, les particules à forme quelconque sont assimilées à des sphères de diamètre intermédiaires entre la dimension minimale de la taille du tamis et la dimension maximale déterminable par observation microscopique [BAUDET G., JOURDAN M.F., RONA J.P., 1988].

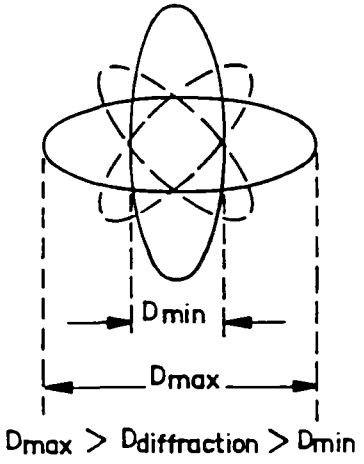


Figure 2.5 : Orientations possibles des particules solides dans la cellule de mesure d'un diffractomètre à laser

2.2.5.2 Principe de mesure

Le principe d'un granulomètre à diffraction laser est présenté sur la figure 2.6. Le faisceau laser, agrandi et purifié par passage dans un filtre spatial, traverse l'échantillon dans lequel toutes les particules à mesurer doivent être bien séparées. Le faisceau est ensuite focalisé par un système optique convergent et on analyse la répartition de l'énergie lumineuse dans le plan focal du système optique [CORNILLAUT J., 1988].

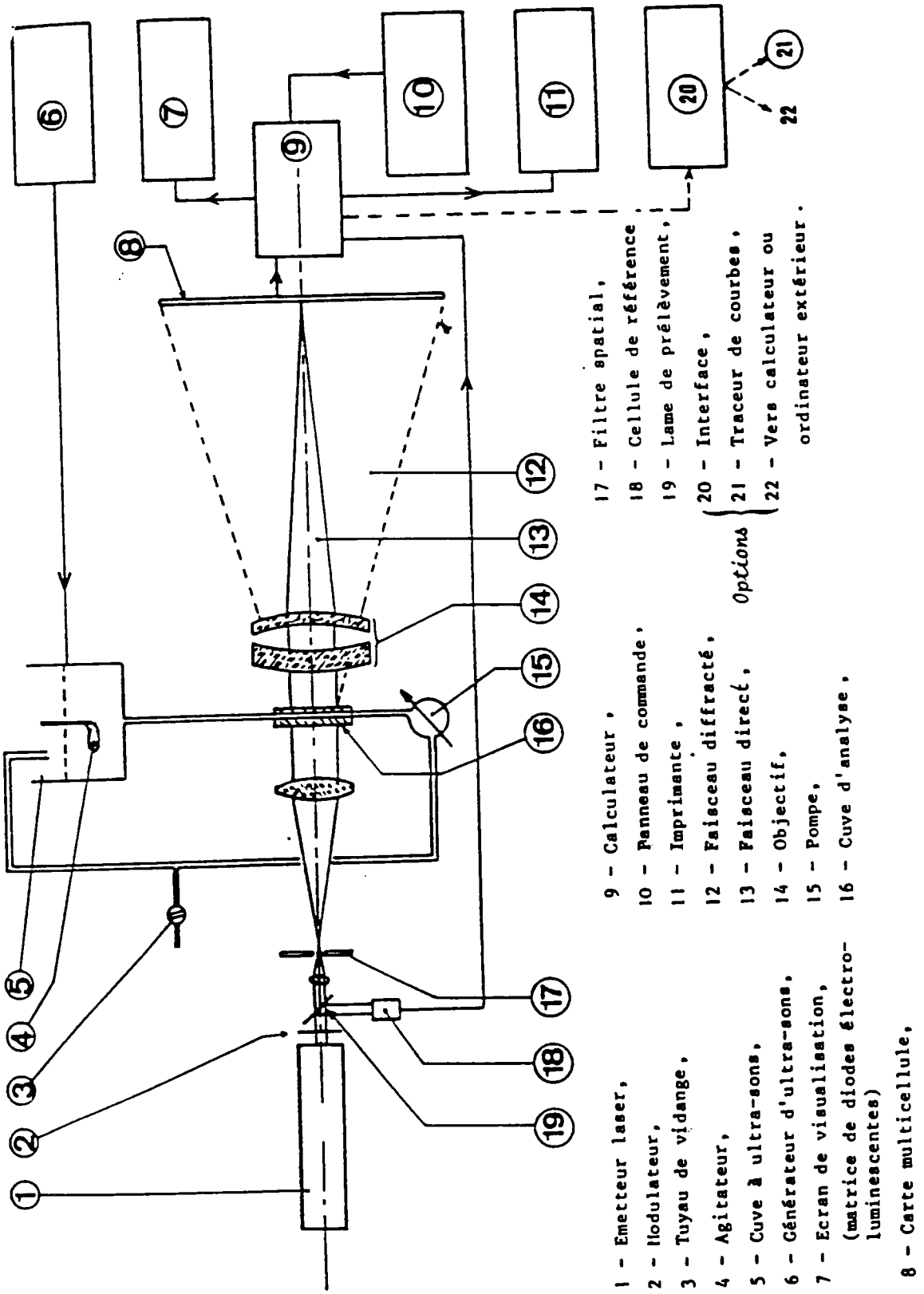


Figure 2.6 - Principe d'un granulomètre à diffraction laser

2.2.5.3 Conditions de manipulation

2.2.5.3.1 mode opératoire de l'appareil

Nous appliquons les directives données dans le manuel d'utilisation de l'appareil CILAS HR 850.

2.2.5.3.2 utilisation d'un défloculant (métaphosphate de sodium à 0,5 %)

Des mesures effectuées, en ajoutant à l'échantillon du métaphosphate de sodium à 0,5 % (figure 2.7) ont montré que l'utilisation d'un dispersant influe d'une façon aléatoire sur les résultats. Ceci est dû à l'hétérogénéité des solides qu'on cherche à caractériser et plus précisement à la possibilité de présence dans la prise d'essai de particules chargées positivement ou négativement ainsi que de particules neutres.

Lors de nos mesures, nous n'utilisons aucun défloculant.

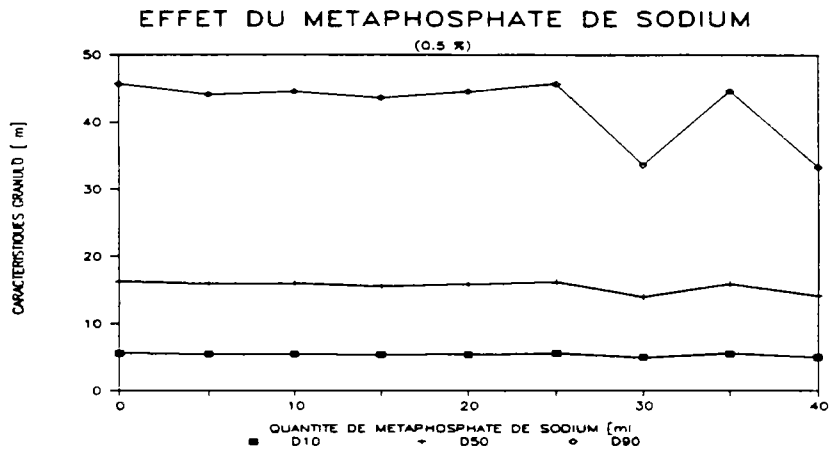


Figure 2.7 : Influence du métaphosphate de sodium sur les diamètres caractéristiques des particules fines (< 100 μm)

2.2.5.3.3 utilisation d'ultrasons

Le Cilas HR 850 est équipé dans la cuve de circulation d'un générateur d'ultrasons qui peut être ou non utilisé pendant un temps à déterminer par l'utilisateur.

Les résultats obtenus sur des solides prélvés au fond des bassins de retenue et présentés sur la figure 2.8 indiquent que :

1. les particules les plus grossières sont les plus rapidement séparées par cette méthode,

2. la diminution de D10, D50 et D90 avec l'augmentation des durées des ultrasons est due à une désagglomération et non à des cassures des particules (tableau 2.2),

3. il est nécessaire, pour avoir une idée de la répartition granulométrique des particules désagglomérées, de faire agir les ultrasons au moins pendant 4 minutes. Toutefois, l'utilisation d'une durée plus importante ne fait évoluer que très peu le diamètre des particules.

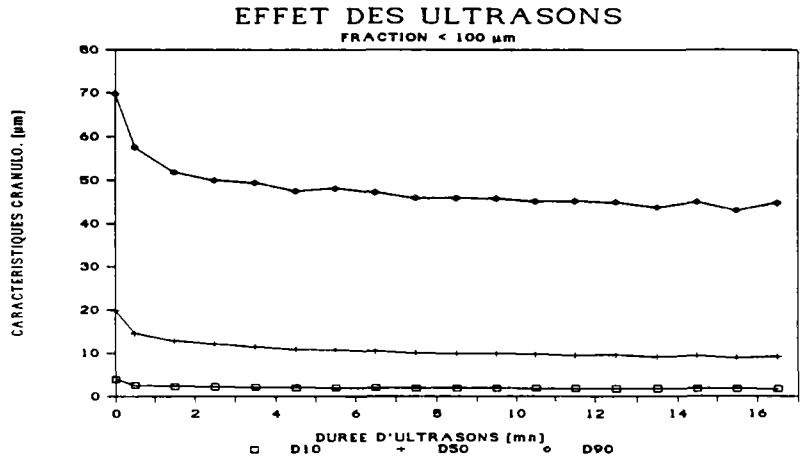


Figure 2.8 : Influence des ultrasons sur les diamètres caractéristiques des particules fines (< 100 μm)

Mode opératoire	D10 (μm)	D50 (μm)	D90 (μm)
Sans ultrasons	3.56	16.32	43.15
17 min. 30 sec. d'ultrasons	1.58	7.68	34.16
17 min. 30 sec. d'ultrasons suivi de 10 min de repos	1.88	12.5	38.47
17 min. 30 sec. d'ultrasons suivi de 45 min de repos	2.07	13.57	38.2
17 min. 30 sec. d'ultrasons suivi de 45 min. de repos suivi de 60 sec. d'ultrasons	1.60	7.57	33.82

Tableau 2.2 : Influence du mode opératoire sur les diamètres caractéristiques des particules de dimension inférieure à 50 μm

2.2.5.3.4 Durée de la mesure

Une mesure granulométrique au CILAS HR 850, y compris la préparation de l'appareillage et de l'échantillon, qui résulte d'une séparation au tamis de 100 μm, dure environ 2 heures

2.2.5.4 Incertitudes sur les résultats

Nous avons étudié les incertitudes de cette technique de mesure sur l'évaluation de la granulométrie des particules solides des rejets pluviaux urbains. Nous nous intéressons seulement aux particules de dimension < 100 μm. 20 analyses au CILAS HR 850 ont été effectuées. Elles sont représentatives d'un même échantillon de solides.

Les résultats obtenus ont permis de calculer, pour chaque courbe granulométrique :

- les déciles D10, ..., D90

- les passants cumulés correspondant aux diamètres 1, 1.6, 2.6, 4, 6.3, 10, 15, 25, 40, 63 et 100 μm

- les fractions en masse dans les classes 1-1.6, 1.6-2.6, 2.6-4, 4-6.3, 6.3-10, 10-15, 15-25, 25-40, 40-63, 63-100 et > 100 μm

Les incertitudes à un seuil de confiance de 95 % sur les différents paramètres se fait suivant la procédure du paragraphe 2.2.4.3.2 mais en utilisant la formule :

$$I_t = 2.09 \frac{\sigma_x}{\sqrt{n-1}}$$

Les résultats du calcul sont présentés dans les figures 2.9 à 2.11. Ils montrent que la répétabilité des analyses effecutées au CILAS HR 850 est très bonne.

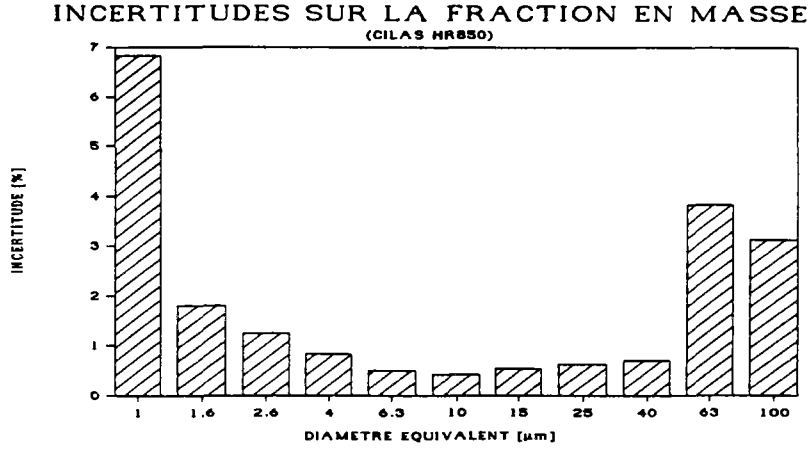


Figure 2.9 : Incertitudes sur l'évaluation de la fraction en masse dans les différentes classes granulométriques (particules de tailles inférieures à 100 μm, méthode de mesure : CILAS HR 850)

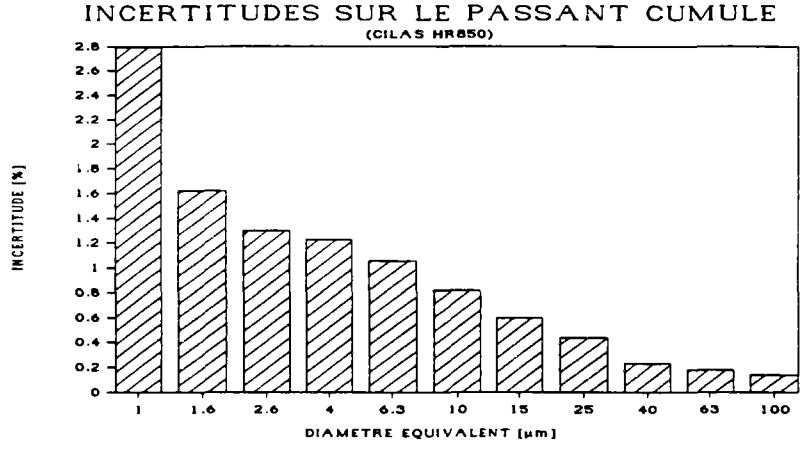


Figure 2.10 : Incertitudes sur l'évaluation des passants cumulés correspondant aux différentes tailles de particules (particules de tailles inférieures à 100 μm, méthode de mesure : CILAS HR 850)

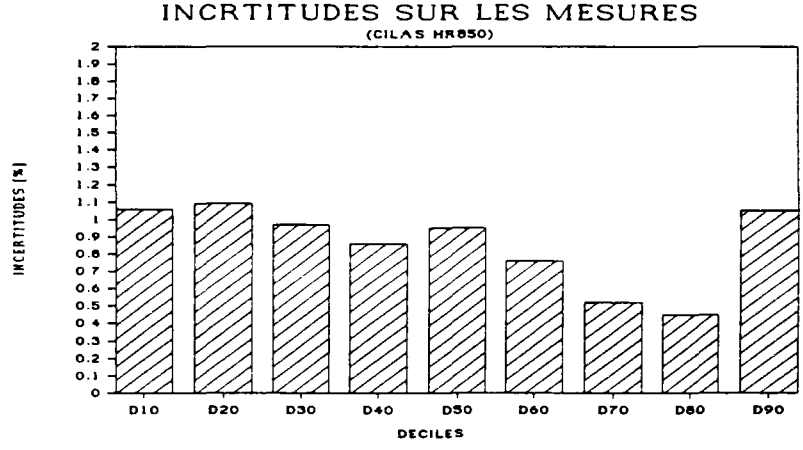


Figure 2.11 : Incertitudes sur l'évaluation des différentes déciles D10,...,D90 (particules de tailles inférieures à 100 μm, méthode de mesure : CILAS HR 850)

2.2.6 Evaluation du pourcentage massique des particules < 100 μm

Jusqu'ici nous avons étudié séparément les répartitions granulométriques des particules de taille inférieure et supérieure à 100 μm. Pour avoir une courbe granulométrique représentative de l'échantillon global, il nous manque l'évaluation du pourcentage massique des particules de dimensions inférieures à 100 μm, que nous obtenons comme suit :

Au moment de la préparation de l'échantillon à tamiser (soit E_1 cet échantillon), on en prélève un autre E_2 qu'on sèche à 105° dans l'étuve :

soit m_{ot} : masse humide de l'échantillon E_1
m_{os} : masse humide de l'échantillon E_2
m_{oss} : masse sèche de l'échantillon E_2
m_{ott} : masse sèche du matériau récupéré dans les différents tamis

on en déduit : masse sèche de l'échantillon $E_1 = \frac{m_{ot} \cdot m_{oss}}{m_{os}} = m_{ots}$

% massique des particules <100 μm = $\left(\frac{m_{ots} - m_{ott}}{m_{ots}}\right) . 100$

2.2.6.1 Incertitudes sur l'évaluation du pourcentage massique de particules < 100 μm

A partir d'un échantillon de solides des rejets pluviaux urbains, nous avons prélevé 16 prises d'essai. Pour chaque prise d'essai, nous avons évalué le pourcentage massique des particules solides < 100 μm.

L'incertitude moyenne à un seuil de confiance de 95 % obtenue lors de l'évaluation des pourcentages massique < 100 μm est de 4,5 %.

2.2.7 Raccordements des résultats

2.2.7.1 Procédure adoptée

La définition de la taille des particules dépend fortement de la méthode utilisée. De ce fait, la question de raccordement des résultats du tamisage et des mesures au CILAS HR 850 se pose sérieusement.

Des mesures simultanées par tamisage et au CILAS HR 850 sur une zone de recouvrement (50−100 μm) d'un même échantillon ont montré qu'il n'y a pas un décalage significatif entre les résultats obtenus (tableau 2.3).

Appareil	Dmoy		% dans la classe 50-100 μm	
	0 sec. d'ultrasons	16 min. d'ultra-sons	0 sec. d'ultrasons	16 min. d'ultra-sons
CILAS HR 850	79.54	65.47	3.87	2.64
Tamisage	81.3	-	3.28	-

Tableau 2.3 : Comparaison des résultats obtenus par "CILAS HR 850" et "Tamisage humide" sur une zone de recouvrement (50 - 100 μm)

D'autre part, et comme certains auteurs [LEVANT A. et al., 1986] l'indiquent le passant d'un tamis est généralement supérieur à la maille de ce tamis, nous avons décidé d'ajouter, dans la zone de recouvrement, aux résultats du tamisage ceux données par le Cilas HR 850. Notons, enfin, que d'autres auteurs, comme HOMMERIL (1964) [cité dans ROBBE D., ROGER B., 1987] proposent d'utiliser un coefficient de 1,3 pour augmenter la valeur minimale des coupures des tamis. Cette procédure parait trop simpliste parce qu'elle affecte le même coefficient aux coupures supérieures et inférieures.

2.3. MESURE DE LA MASSE VOLUMIQUE

2.3.1 Introduction

La masse volumique absolue est définie comme étant le quotient de la masse sèche de l'échantillon par le volume de sa matière (volume absolu, tous vides détruits).

Lors de l'établissement de la liste des paramètres à mesurer [CHEBBO G., BACHOC A., 1988a], la masse volumique des solides apparait comme une information essentielle pour caractériser le comportement des particules des rejets urbains pluviaux.

Dans cette partie, nous allons sélectionner la méthode (et l'appareil) de mesure la mieux adaptée.

2.3.2 Appareils envisagés

Cette mesure pourra être effectuée de plusieurs façons :

1. méthode de mélange Alcool-Bromoforme
2. méthode densimétrique
3. picnomètrie à eau (ou tout autre liquide)
4. picnomètrie à air

2.3.3 Appareil retenu

Les descriptions et les critiques des méthodes sont détaillées dans le document bibliographique [CHEBBO G., MILISIC V., 1988]. Il en ressort que le picnomètre à air type BECKMAN (modèle 930) est le seul appareil qui donne satisfaction.

Les autres méthodes ont été écartées principalement en raison de leur non adaptation (quantité de matériau nécessaire très importante, précision et sensibilité faible) à notre cas.

2.3.4 Picnomètre à air

2.3.4.1 Principe

On dispose de deux cylindres munis chacun d'un piston comme l'indique le schéma de la figure 2.12. Supposons (pour illustration seulement) que les deux cylindres aient le même volume et ne contiennent aucun échantillon. Si le clapet de connexion est fermé, un changement dans la position d'un des deux pistons doit être accompagné par un déplacement similaire de l'autre pour maintenir une pression égale sur les deux faces du manomètre différentiel.

Introduisons maintenant dans le cylindre B un échantillon de volume Vx. Un déplacement du piston "a" d'une distance "d_1" nécessite un déplacement du piston "b" de "d_2" pour maintenir à zéro l'indication du manomètre différentiel.

Si on manipule de telle façon que "d_1" soit constante pour toutes les mesures, $d_2 - d_1 = d_x$ sera proportionnel à V_x. La distance d_x pourra donc être calibrée en termes de volume qui sera communiqué directement par l'appareil au manipulateur.

Connaissant la masse M de l'échantillon utilisé, mesurée par pesée, la masse volumique sera égale :

$$\rho = \frac{M}{V_x}$$

Cette opération est relativement rapide. Elle dure de l'ordre de 20 minutes par échantillon pour la mesure du volume de l'échantillon avec le picnomètre, et de l'ordre de quelques minutes pour la pesée de cet échantillon (aussi avec une balance de précision ± 0.1 mg)

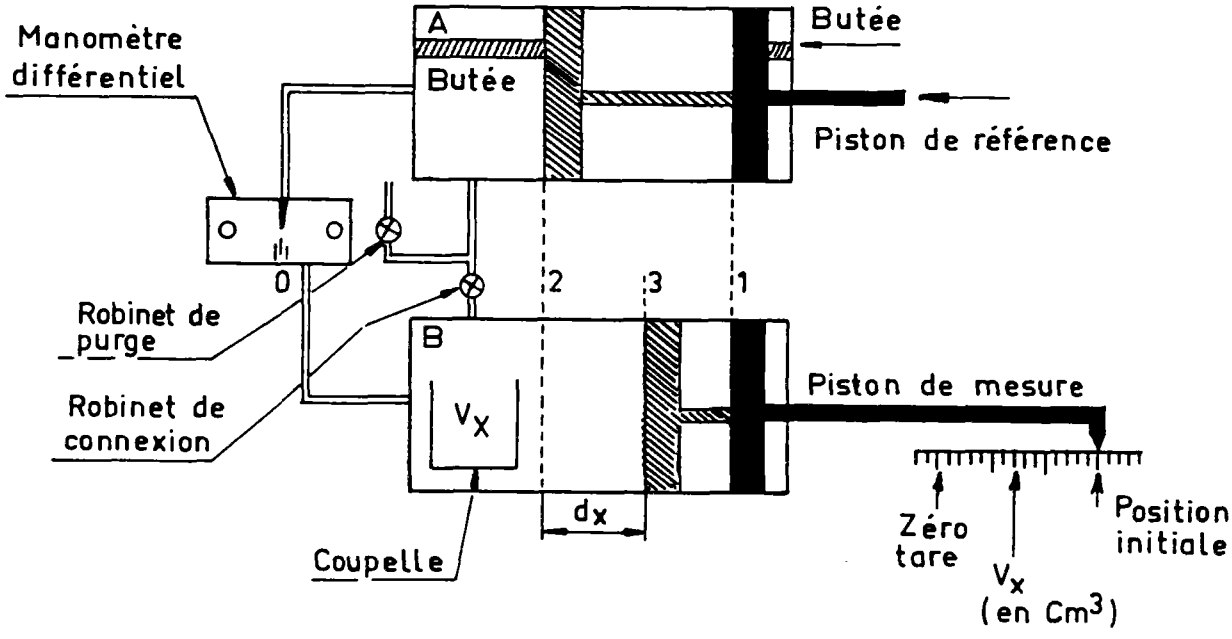


Figure 2.12 : Schéma simplifié du picnomètre à air modèle BECKMAN

2.3.4.2 Incertitudes sur les résultats

Pour mieux cerner les incertitudes commises lors des mesures de la masse volumique nous avons travaillé sur deux classes granulométriques < 100 μm et 1600-4000 μm. La première a été obtenue à partir d'un échantillon de solides des rejets pluviaux urbains. La seconde provient d'un échantillon de dépôt dans le collecteur 13 de Marseille.

Les mesures de répétabilité effectuées sur ces deux classes granulométriques ont abouti aux résultats suivants :

. classe < 100 μm (nombre de mesures = 27)
Incertitude moyenne à un seuil de confiance de 95 % = 0,44 %

. classe 1600-4000 μm (nombre de mesures = 33)
Incertitude moyenne à un seuil de confiance de 95 % = 0,64 %

2.4. MESURE DE LA VITESSE DE CHUTE

2.4.1 Généralités

La vitesse de chute est un des paramètres clés qui traduisent les capacités de sédimentation et de remise en suspension des particules solides dans les ouvrages de traitement et dans le milieu récepteur. Son intérêt réside dans le fait qu'il englobe beaucoup de paramètres à la fois : granulométrie, masse volumique et formes des particules.

Beaucoup de formules ont été proposées pour calculer la vitesse de chute d'une particule connaissant sa dimension et sa masse volumique. Ces formules ont été établies pour des cas théoriques simples : forme sphérique ou régulière, particule individuelle, ... et par conséquent elles ne permettent pas d'éviter des mesures directes pour évaluer la vraie vitesse de chute des particules de forme quelconque.

Dans ce paragraphe, nous allons choisir les appareils les mieux adaptés pour évaluer cette vitesse de chute pour les particules solides des rejets pluviaux urbains.

La sélection est menée en 2 étapes :

. choix des méthodes de mesure
. choix d'appareils de mesure

2.4.2 Choix de méthodes de mesure

2.4.2.1 Méthodes envisagées

Nous distinguons 2 méthodes :

a. Méthode de la suspension homogène

On analyse une suspension dans laquelle un échantillon de la matière divisée est réparti au départ de façon homogène sur l'ensemble des hauteurs de sédimentation.

b. Méthode de la couche surnageante

Cette méthode consiste à répartir le matériau en couches minces uniformément à la surface du fluide et à tracer la fraction massique des particules décantées en fonction de leur vitesse de chute.

2.4.2.2 Critiques des méthodes de mesure

Les méthodes de la couche surnageante peuvent présenter des avantages car au cours de la sédimentation, chaque niveau est occupé par des particules de même vitesse de chute. D'autre part, cette méthode permet (théoriquement) de réaliser facilement des fractionnement.

Mais on ne peut pas éliminer diverses causes d'erreurs :

a. les particules ne partent pas toutes exactement du même niveau,

b. il est difficile de déposer une couche de solides en un temps très court sans générer des perturbations,

c. on ne peut être sûr de la bonne dispersion de la suspension au cours de la sédimentation dans le liquide utilisé.

Ces remarques nous laissent penser que les méthodes de la suspension homogène nous offrent plus de garantie [WOLL P., GOUBET P., 1967].

C'est pour cela que nous allons, tout d'abord :

- examiner les différents appareils du type 1 (méthode de la suspension homogène),
- sélectionner l'appareil le plus adapté,
- définir son domaine d'application.

Si le domaine d'application ne couvre pas toute l'étendue granulométrique des échantillons concernés, nous essayerons de chercher un appareil complémentaire du type 2 (méthode de la couche surnageante).

2.4.3 Choix d'appareils de mesure

2.4.3.1 Appareils envisagés

a. méthode de la suspension homogène

Ces appareils peuvent se diviser en trois types :

- on pèse l'évolution en fonction du temps du poids du dépôt (balance de sédimentation, appareil de Prot, ...)

- au temps t, on mesure à différents niveaux une caractéristique de la suspension (la densité par ex.). Les mesures peuvent s'étaler pendant un temps Δt court (appareil de Kuhl, flotteurs d'A. Rivière, cylindre de décantation avec tubes manométriques, ...)

- on mesure une caractéristique de la suspension à un niveau déterminé mais en fonction du temps (cylindre de décantation avec tubes manométriques, densimètres, méthode d'absorption d'un rayon électromagnétique (rayon X), pipettes, ...)

b. méthode de la couche surnageante

Nous distinguons deux appareils :

- colonne de sédimentation
- éprouvette

2.4.3.2 Appareils retenus

Parmi les appareils envisagés trois, seulement, on été retenus :

. pipette d'Andréasen : cette méthode pourra être appliquée pour des particules de dimensions inférieures à 50 μm. Les résultats obtenus ne seront pas traduits par la loi de Stockes en termes de courbe granulométrique. La limitation à 50 μm est liée surtout à des problèmes d'entraînement des petites particules lors de la sédimentation des grosses,

. colonne de sédimentation : cet appareil sera utilisé pour les particules de dimensions comprises entre 50 μm et quelques millimètres. Les particules inférieures à 50 μm nécessitent un temps de sédimentation très long. Les particules supérieures à quelques millimètres présentent généralement des vitesses de chute très rapides (vis à vis du temps s'écoulant entre le versement de l'échantillon en haut de la colonne et la mise en route totale de la manipulation) et elles ne peuvent pas être retenues dans la première coupelle,

. éprouvette utilisable pour les particules plus grandes que quelques millimètres.

Les autres appareils ont été écartés pour une ou plusieurs des raisons suivantes :

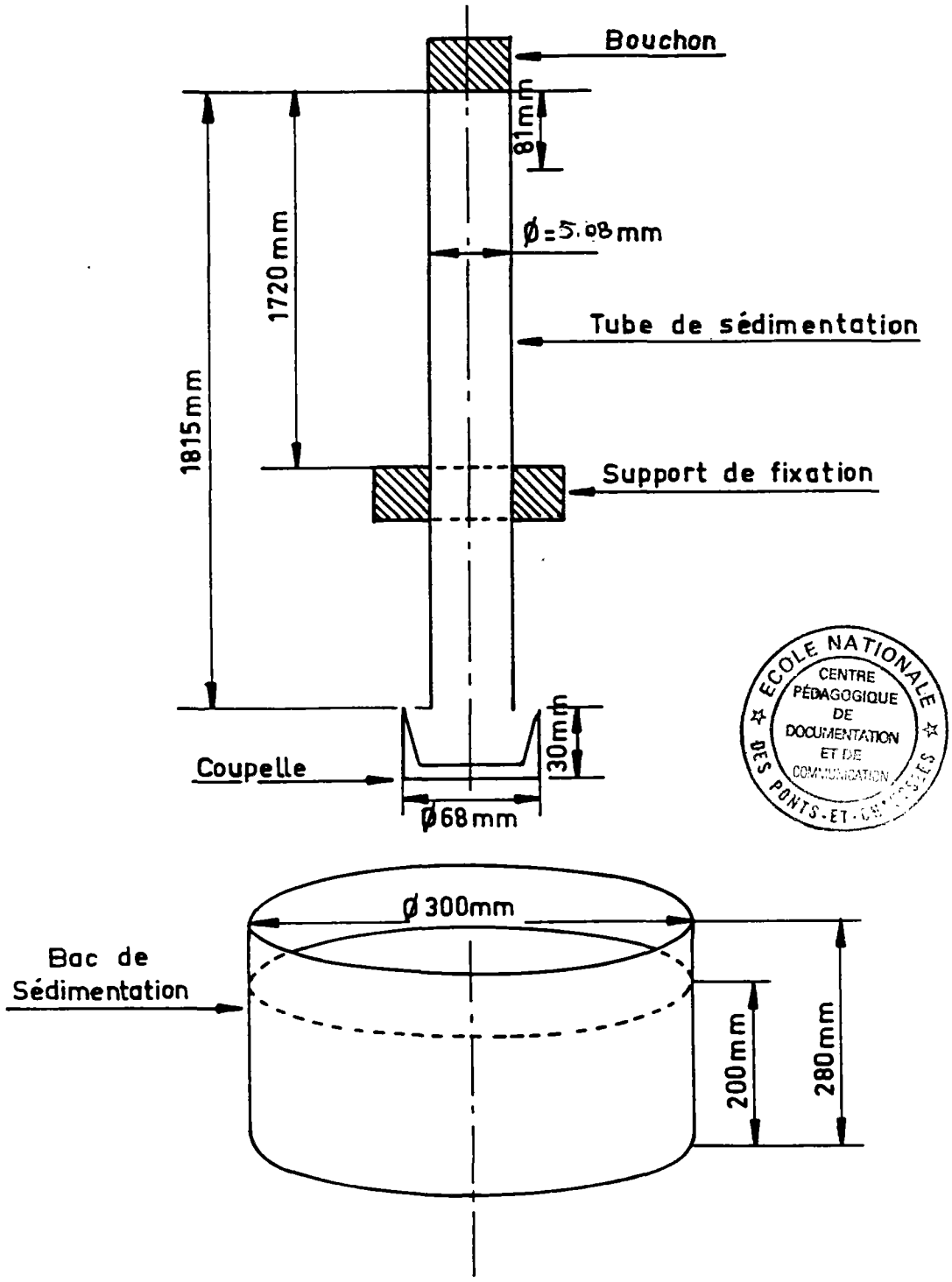
. performance limitée
. manque de précision
. manipulation difficile
. coût très cher
. ...

Pour plus de détails nous renvoyons le lecteur au document bibliographique [CHEBBO G., MILISIC V., 1988]

2.4.4 Colonne de sédimentation

2.4.4.1 Principe de mesure

Cet appareil, développé par l'Institut de la Filtration et des Techniques Séparatives, est constitué d'une seule pièce dont les éléments sont les suivants (figure 2.13) :



ECOLE NATIONALE DES PONTS-ET-CHAUSSÉES
CENTRE PÉDAGOGIQUE DE DOCUMENTATION ET DE COMMUNICATION

Figure 2.13 : Caractéristiques géométriques du tube et du bac de sédimentation

. un tube de sédimentation (diamètre intérieur = 5.08 cm, hauteur = 181.5 cm) muni à ses deux extrémités de systèmes de fermeture :

- bouchon à son extrémité supérieure
- bouchon lié à une commande manuelle de fermeture à son extrémité inférieure

. un bac de réception (diamètre intérieur = 30 cm, hauteur = 28 cm) contenant un disque tournant porteur de 6 supports de coupelles. Ces dernières sont prévues pour recevoir les particules solides qui atteignent le fond du tube de sédimentation

. un support de fixation, reliant la cellule de sédimentation au bac de réception et assurant la verticalité de l'appareil.

Dans cette méthode de mesure, on répartit, au départ, le matériau en une couche mince uniformément à la surface de l'eau, le bouchon inférieur étant fermé. Ensuite, très rapidement dès que la matériau est déposé, on ferme le bouchon du haut puis on ouvre celui du bas, la colonne d'eau restant suspendue par la mise en dépression de la masse d'air emprisonnée entre l'eau et le bouchon supérieur. Les particules solides sédimentent dans le liquide par ordre de vitesse de chute décroissante pour atteindre l'une après l'autre les coupelles placées juste au dessous du tube de sédimentation. Le changement des coupelles, rendu possible grâce au système de "disque tournant", se fait conformément à une programmation de temps fixée au préalable. Au fur et à mesure de l'expérience, on récupère les différentes coupelles et on détermine, par évaporation du liquide qu'elles contiennent, les masses "m_i" des solides recueillis dans les coupelles i.

En notant :

h : la hauteur de sédimentation des particules solides

t_{1i} : le temps écoulé entre le début de l'expérience et le moment où la coupelle "i" est placée en bas du tube de sédimentation

t_{2i} : le temps écoulé entre le début de l'expérience et le moment où la coupelle "i" est remplacée par une autre coupelle "j" en bas du tube de sédimentation.

Le pourcentage massique "F_i" des particules dont la vitesse de chute est comprise entre h/t_{2i} et h/t_{1i} est calculé d'après la relation :

$$F_i = \frac{m_i}{\sum m_i} . 100$$

2.4.4.2 Conditions de manipulations

Pour mener à bien les mesures effectuées avec la méthode dite "Colonne de sédimentation", il est recommandable de respecter les directives suivantes :

1. Cette méthode nécessite d'utiliser une colonne d'eau convenablement dégazée car sinon les bulles d'air qui sont présentes ou qui se forment pendant la chute des particules peuvent perturber totalement celle-ci. Les bulles "accrochent" les particules et les font remonter jusqu'à ce que cet agglomérat rencontre une autre particule ou un autre agglomérat de ce type, la densité du nouvel agglomérat pouvant alors redevenir supérieure à 1. On laissera donc l'eau se dégazer quelques heures et avant introduction des particules, à plusieurs reprises, on purgera la colonne d'eau des bulles fixées sur les parois ou encore présentes dans l'eau, à l'aide d'un disque de diamètre légèrement inférieur au diamètre intérieur du tube. Cette opération demande beaucoup de temps mais elle est indispensable.

2. Quand on verse les solides dans le tube de sédimentation, il faut veiller à ce que cet acte soit assez rapide pour que la sédimentation de tous les solides débute à peu près en même temps et qu'il soit assez lent pour ne pas introduire dans la sédimentation des phénomènes transitoires.

3. Le changement de la coupelle de réception des matières solides doit être assez rapide pour ne pas perdre du matériau et assez lent pour ne pas perturber l'eau du bac et ne pas mettre en suspension les solides déjà déposés.

4. La mesure de la température de l'eau dans le tube de sédimentation est indispensable. Il est préférable de la faire au début et à la fin de l'essai.

5. La programmation en temps ne doit pas être décidée à l'avance. Il faut s'adapter, au cours de l'expérience, aux caractéristiques de l'échantillon à mesurer. C'est pour cela qu'il faut être au début de la mesure à côté de l'appareil pour contrôler la quantité de matériaux reçue par les coupelles.

Notons enfin qu'une mesure par cette méthode, après avoir tiré d'un échantillon initial sa partie supérieure à 50 μm, dure entre 2 et 3 heures, après quoi il est nécessaire d'évaporer l'eau des fractions recueillis dans chaque coupelle et de peser (balance de précision $\pm$ 0.1 mg). Au total une mesure (y compris la préparation de l'échantillon) dure à peu près 4 heures.

2.4.4.3 Incertitudes sur les résultats de mesure avec la colonne de sédimentation

Dans le cadre de notre étude, nous traduisons les résultats bruts en terme de déciles (V10,V50,V90) et sous forme de courbes cumulatives. Ceci nous a amenés à caractériser une courbe de répartition de vitesse de chute par :

- les différentes déciles
- le passant cumulé correspondant aux vitesses 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 150, 200 et 250 m/h

Nous avons travaillé sur les particules de dimension 50-400 μm d'un échantillon du dépôt du collecteur 13. Nous avons effectué 16 mesures.

L'exploitation statistique des résultats a permis de quantifier les incertitudes à un seuil de confiance de 95 %. La formule utilisée est la suivante :

$$\text{Incertitudes} = 2.13\frac{\sigma}{\sqrt{n-1}}$$

avec :

σ = écart type

n = nombre de mesures

Les résultats obtenus sont présentés dans les figures 2.14 et 2.15. A l'exception des incertitudes sur le passant cumulé correspondant à V=5 m/h, les résultats sont très bons.

A V=5 m/h, le passant cumulé est très faible, il est égal à 0,0057 % de la masse de la prise d'essai. Par conséquent, l'incertitude qui apparait comme très forte en % (30 %) ne représente qu'un faible pourcentage (0,007 %) de la masse de matériau utilisé dans l'essai.

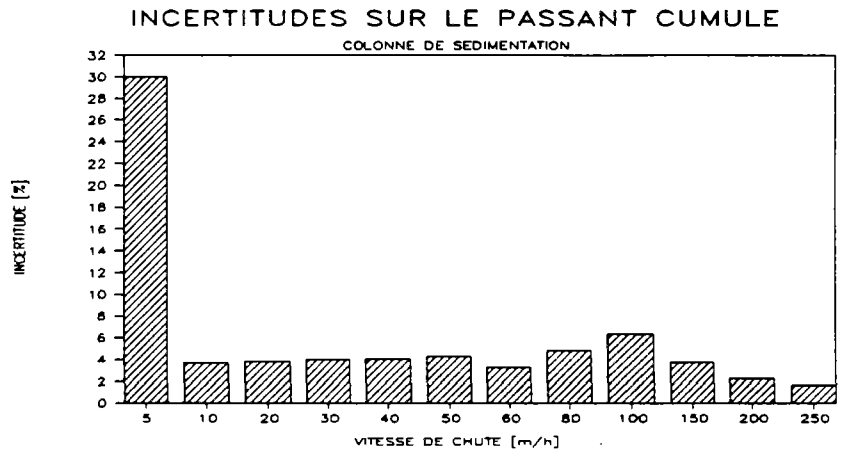


Figure 2.14 : Incertitudes sur l'évaluation des passants cumulés correspondant aux différentes vitesses de chute des particules solides (particules solides de taille 50-400 μm, méthode de mesure : colonne de sédimentation)

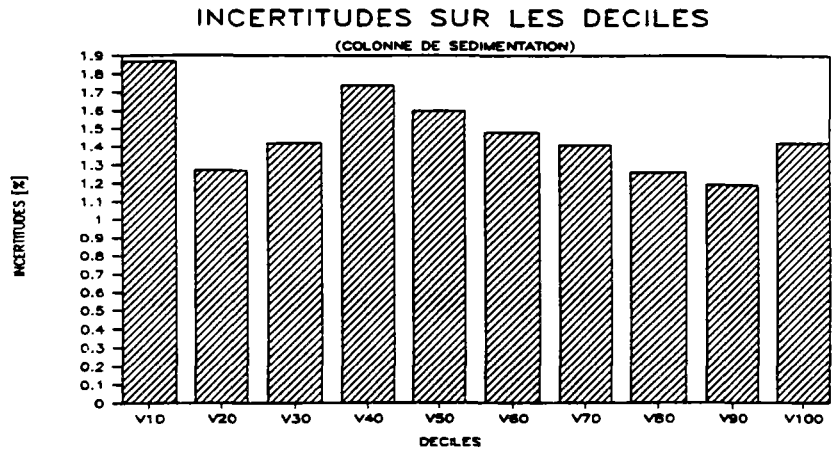


Figure 2.15 : Incertitudes sur les différents déciles V10,...,V100 (particules de taille 50−400 μm, méthode de mesure : colonne de sédimentation)

2.4.5 Pipette d'Andréasen

2.4.5.1 Principe (figure 2.19)

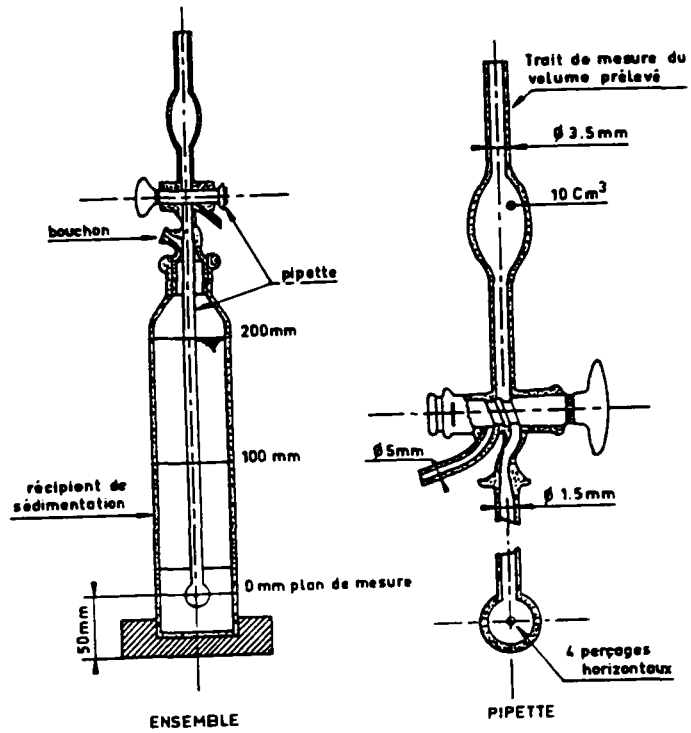


Figure 2.16 : Pipette d'Andréasan

Dans cette méthode, on analyse une suspension dans laquelle un échantillon des particules solides est réparti au départ de façon homogène sur l'ensemble de la hauteur de sédimentation. Conformément à des temps bien déterminés, on prélève, à l'aide de la pipette, dans le plan horizontal de mesure situé au dessus du fond du récipient de sédimentation, des échantillons de suspension de volume "v". On détermine ensuite, par évaporation du liquide qu'elles contiennent, leurs teneurs en solides, c'est à dire la masse "m" des solides rapportée au volume constant "v".

Le passant cumulé en masse D_i est calculé d'après la relation :

$$D_i = \frac{C_i}{C_0} = \frac{m_i}{m_0} \quad \text{et} \quad C_i = \frac{m_i}{v} \quad \text{à} \quad t = t_i \quad ; \quad C_0 = \frac{m_0}{v} \quad \text{à} \quad t = t_0$$

D_i représente le pourcentage des particules de l'échantillon qui chutent à une vitesse inférieure à $v_i=h/t_i$, h étant la distance entre la surface libre de la suspension et le plan horizontal de prélèvement par la pipette, t_i étant la durée entre la fin de l'homogénéisation de la suspension et le prélèvement n°i.

2.4.5.2 Conditions de manipulation

Nous respectons les directives de la norme NFX 11-681, Septembre 1982 [Association Française de Normalisation, 1987]

Notons à ce niveau que chaque mesure, y compris la préparation de l'échantillon, séchage et pesée des échantillons prélevés, dure de 5 heures à 6 heures.

2.4.5.3 Incertitudes sur les résultats

Les particules concernées ont des tailles < 50 μm. L'échantillon choisi est représentatif d'un rejet pluvial urbain issu d'un réseau unitaire.

Pour évaluer les incertitudes liées à cette technique de mesure, nous caractérisons les résultats obtenus lors de chaque analyse par l'intermédiaire des paramètres suivants :

. différents déciles V10.....V100

. passants cumulés correspondants aux vitesses de chute 0.05, 0.08, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.8, 1, 1.5, 2, 2.5, 3 m/h.

Le choix de ces paramètres est justifié par le mode de présentation des résultats que nous adoptons dans le cadre de cette recherche.

Comme nous l'avons déjà signalé, la quantification d'un ordre de grandeur des incertitudes se fait statistiquement à partir des différences obtenues sur un grand nombre de mesures effectuées sur le même échantillon.

Partant de là, 15 mesures de pipette d'Andréasen ont été effectuées et les incertitudes ont été calculées par la formule :

Incertitudes = $2.14 * \frac{\sigma}{\sqrt{n-1}}$

avec :

σ : écart type

n : nombre de mesures

Les résultats obtenus sont présentées dans les figures 2.17 et 2.18. Ils montrent qu'à l'exception des incertitudes sur l'évaluation de V10 et V20 et sur la détermination du passant cumulé à V > 2.5 m/h la répétabilité des mesures est assez bonne.

Les incertitudes apparemment assez élevées pour V10 et V20 proviennent du fait que les valeurs moyennes de V10 et V20 étaient très faibles pour l'échantillon étudié :

. V10 = 0,039 % en masse de la prise d'essai
Incertitude : 29,8 % de V10 = 0,0115 % de la masse de la prise d'essai

. V20 = 0,563 % en masse de la prise d'essai
Incertitude : 27,5 % de V20 = 0,15 % de la masse de la prise d'essai

Par conséquent, les incertitudes sur V10 et V20 ne mettent pas en cause la bonne répétabilité de cette technique de mesure.

Les incertitudes relativement importantes sur les passants cumulés correspondants à des vitesses de chute supérieures à 2,5 m/h sont dues en grande partie à des phénomènes de floculation des particules solides. Lors de nos mesures de répétabilité, nous avons remarqué que ces phénomènes apparaissent surtout au début de l'expérience et que leur importance varie d'une mesure à une autre.

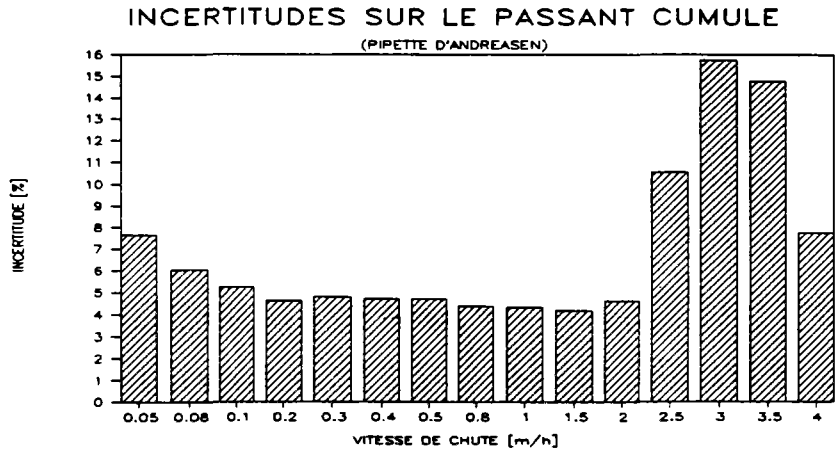


Figure 2.17 : Incertitudes sur l'évaluation des passants cumulés correspondant aux différentes vitesses de chute des particules solides (particules de tailles inférieures à 50 μm, méthode de mesure : pipette d'andréasen)

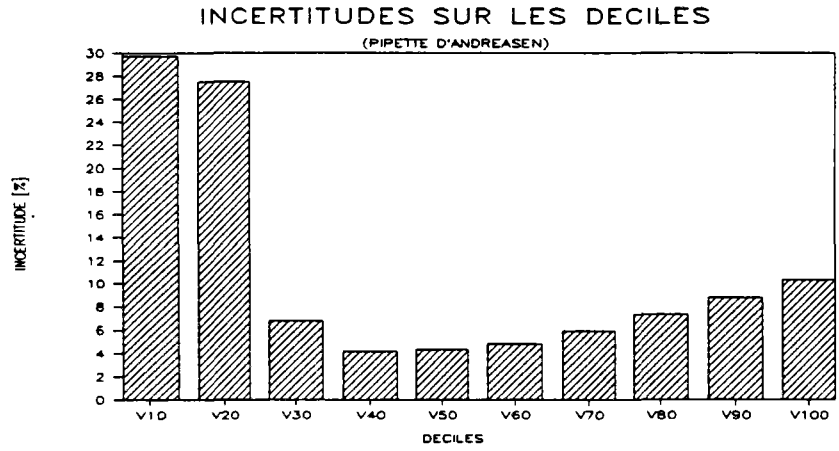


Figure 2.18 : Incertitudes sur l'évaluation des différents déciles (particules de tailles inférieures à 50 μm, méthode de mesure : pipette d'andréasen)

2.4.6 Méthode de l'éprouvette : principes et remarques

Pour certaines particules grossières dont la vitesse de chute est très forte la colonne de sédimentation pourra ne pas être appliquée ; en effet, ces particules, vu leur chute très rapide (vis-à-vis du temps s'écoulant entre le versement de l'échantillon en haut de la colonne et la mise en route totale de la manipulation) ne peuvent pas être retenues dans la première coupelle. Dans ce cas, il est préférable de déterminer la vitesse de chute de ces particules par la méthode de l'éprouvette.

Cette méthode est simple. Elle consiste à chronométrer le temps (t) que met une particule pour parcourir une distance verticale (h) dans une éprouvette pleine d'eau. La vitesse de chute sera égale à h/t.

Notons que la mesure doit se faire sur un nombre important de particules pour que les valeurs obtenues soient statistiquement représentatives.

2.5. METHODES DE MESURE DES PARAMETRES DE POLLUTION

2.5.1 Mesure des concentrations globales

Les mesures des concentrations globales en différents paramètres de pollution se font selon la normalisation AFNOR.

2.5.2 Etude de la spéciation des métaux

2.5.2.1 Objectifs

La spéciation chimique consiste à séparer et à quantifier les espèces sous lesquelles se trouvent les métaux dissous et particulaires.

Par le biais de cet outil de mesure, on simule les modifications des conditions physico-chimiques du milieu auxquelles les associations métalliques peuvent être confrontées, d'où estimation des risques potentiels pour les écosystèmes.

2.5.2.2 Généralités sur les méthodes de spéciation des métaux

Si les premières attaques ménagées, en vue de déterminer la mobilité des métaux, remontent à la fin des années 50 (ARRHENIUS, KORKISH, 1959, cité par LEBRETON L., 1989), les premiers véritables schémas de différenciation des formes métalliques dans les sédiments datent du début des années 70 (NISSENBAUM, GUPTA, CHEN, 1972, Cité par LEBRETON L., 1989).

A l'heure actuelle, de multiples schémas de spéciation sont utilisés. Ils se distinguent par :

. la phase concernée : certains ne s'intéressent qu'à une phase (solution ou particule solide) d'autres prennent en compte les deux phases,

. le mode d'attaque (en série ou en parallèle) : si l'attaque de chaque phase se fait sur le sédiment frais le schéma d'extraction est dit en parallèle. Si le même échantillon de départ doit subir les différentes attaques successivement le schéma est dit en série,

. le nombre de fraction extraites,

. l'ordre des attaques (schéma en série),

. les réactifs utilisés pour les extractions,

. le prétraitement des échantillons.

2.5.2.3 Schéma adopté

Comme nous l'avons déjà signalé, cette étude de spéciation des métaux se fait en collaboration avec le LABAM (Laboratoire de Bioélectrochimie et Analyse du Milieu, Université Paris Val de Marne).

Dans le cadre de la thèse de FLORES RODRIGUEZ J. menée au LABAM, les différents schéma de spéciation proposés dans la littérature ont été comparés et testés avec des échantillons prélevés dans des bassins de retenue. Cette étude a permis de choisir le schéma suivant (figure 2.19).

Pour les métaux dissous, on distingue deux fractions :

. fraction "labile" ou "instable" : c'est la fraction retenue sur résine chelex en pot. Elle englobe les ions métalliques libres et les complexes métalliques très instables et modérément stables
. fraction stable (dite parfois non labile) : elle correspond aux complexes métalliques très stables et aux métaux associés aux colloïdes.

Pour les métaux associés aux particules solides, l'extraction se fait suivant 5 fractions. Par ordre décroissant de mobilité on peut citer :

. fraction échangeable
. fraction acido-soluble
. fraction réductible
. fraction oxydable
. fraction résiduelle

Les réactifs utilisés lors des différentes étapes sont résumés dans le tableau 2.4

Le protocole expérimental adopté est détaillé dans le document bibliographique " les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain. Caractéristiques physico-chimiques [FLORES RODRIGUEZ J., 1992].

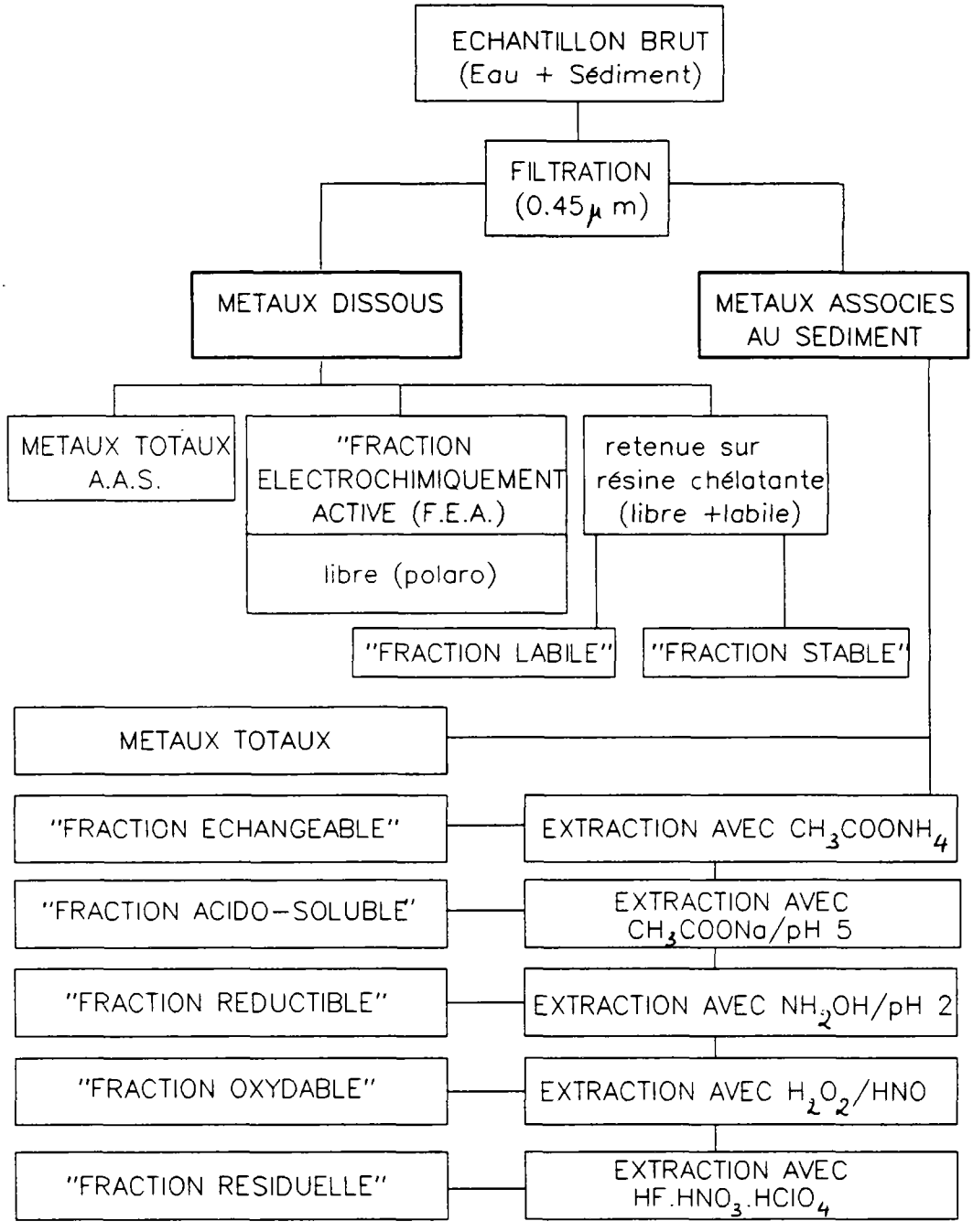


Figure 2.19 : Schéma de spéciation chimique de métaux lourds dans les eaux pluviales [FLORES RODRIGUEZ J., 1989]

	Réactif	Volume	Conc.	Conditions
Fraction échangeable	CH_3COONH_4	20 ml	1 M	agitation 2 h. à température ambiante
volume final		20 ml		
Fraction acido-soluble	CH_3COOH	15 ml	1 M	agitation 2 h. à température ambiante
volume final		15 ml		
Fraction réductible	$NH_2OH.HCL$	20 ml	0.1 M	agitation 5 h. à 86°C
	dans CH_3COOH	20 ml	25 %	
	CH_3COONH_4	10 ml	3,5 M	agitation 1 h. à température ambiante
volume final		40 ml		
Fraction oxydable	H_2O_2	10 ml	30 %	agitation 5 h. à 96°C à
	HNO_3	10 ml	0.02 N	sec
	CH_3COONH_4	20 ml	1 M	agitation 1 h. à température ambiante
	dans HNO_3		6 %	
volume final		20 ml		
Fraction résiduelle	$HCLO_4$+	2 ml	70 %	
	HF	10 ml	40 %	à chaud, à sec
	$HCLO_4$	2 ml	70 %	à chaud, à sec
	HNO_3	3 ml	65 %	chauffage quelques
	eau "U.P."	5 ml		minutes
volume final		100 ml		

Tableau 2.4 : Récapitulatif du protocole expérimental de spéciation utilisé en série pour les solides transférés dans les réseaux d'assainissement

2.6. CONCLUSIONS

Nous avons présenté dans ce chapitre la sélection des méthodes de mesures des paramètres choisis (chapitre 1) pour caractériser les solides des rejets pluviaux urbains.

Pour tout ce qui est paramètres hydrodynamiques (granulométrie, masse volumique, vitesse de chute) la procédure de sélection ainsi que les moyens mis en oeuvre sont résumés dans le tableau 2.5. Les appareils retenus sont présentés dans le tableau 2.6.

Quant aux paramètres de pollution, nous adoptons la normalisation française pour la mesure des concentrations globales et le schéma du LABAM pour l'étude de la spéciation des métaux.

Etape	Sous étape	moyens mis en oeuvre
Choix de la méthode de mesure		bibliographie
Choix des appareils de mesure	première sous étape	Inventaire des appareils disponibles en France
	deuxième sous étape	Mesures au laboratoire sur les appareils retenus lors de la première sous étape
	troisième sous étape	Examen très fin des caractéristiques des appareils jugés bons dans la 2ième sous étape

Tableau 2.5 : Procédure adoptée pour la sélection des appareils de mesure des paramètres hydrodynamique des solides transférés dans les réseaux d'assainissement

Type de mesure	Appareils retenus	Domaine d'application
Mesure granulométrique	Tamis	> 100 μm
	CILAS HR 850	< 100 μm
Mesure de la vitesse de chute	Eprouvette	> qq mm
	Tube de sédimentation	50 μm << qq mm
	Pipette	< 50 μm
Mesure de la masse volumique	Picnomètre à air	Toutes les fractions granulométriques

Tableau 2.6 : Liste des appareils retenus, dans le cadre de notre étude, pour mesurer les paramètres hydrodynamiques des solides transférés dans les réseaux d'assainissement

CHAPITRE 3

CHOIX DES SITES D'EXPERIMENTATIONS

3.1. INTRODUCTION

Après avoir déterminé les paramètres à mesurer et défini les méthodes de mesure, nous abordons dans ce chapitre le problème du choix des sites de prélèvement, ceci étant une étape de base précédant la mise au point des protocoles de prélèvement et de séparation des solides transférés dans les réseaux d'assainissement, essentiellement ceux qui sont rejetés dans le milieu naturel au moment des épisodes pluvieux.

Les sites d'expérimentations doivent respecter plusieurs contraintes :

- le premier type de contraintes concerne l'obtention d'une bonne diversité des cas à analyser pour :

1) aboutir à une vision assez générale des caractéristiques des solides des rejets pluviaux urbains (différentes villes, réseaux unitaires et séparatifs...),

2) donner des indications sur les sources de ces solides (solides accumulés à la surface des bassins versants, dépôts à différents niveaux dans le réseau, eaux usées...).

- le deuxième type de contraintes porte sur les caractéristiques requises pour chaque site et qui touchent essentiellement à :

1) la possibilité d'installation des appareils adéquats,
2) l'accessibilité en temps de pluie,
3) la disponibilité d'une équipe de terrain,
4) la bonne communication avec les centres de mesure,
5) la proximité d'un centre d'exploitation ou d'un laboratoire.

Si on ajoute à ces contraintes, les problèmes liés au caractère aléatoire des précipitations et aux incertitudes, a priori, sur la représentativité des prélèvements (d'eau et de solides) par temps de pluie, on se rend compte rapidement de la lourdeur (investissement important en temps, en personnes et en argent) des expérimentations que nous menons. Un choix des sites ne peut être judicieux que si on réussit à établir un compromis entre les objectifs et les moyens financiers disponibles.

C'est dans cette optique que nous abordons ce chapitre dans lequel nous explicitons :

. les principes de départ que nous adoptons,

. l'argumentation pour le choix de sites de référence qui, comme nous le verrons, seront situés à Bordeaux et en Seine Saint Denis,

. l'argumentation pour le choix de sites complémentaires à Bordeaux, en Seine Saint Denis et à Marseille,

. l'argumentation pour le choix d'autres sites, visant à caractériser les sources des matières en suspension des rejets pluviaux urbains.

La description des sites retenus sera donnée dans les chapitres 4 et 5 qui présentent, en détail les protocoles expérimentaux adoptés dans le cadre de cette étude.

Notons enfin que ce travail a été mené en commun avec A. BACHOC.

3.2. DEFINITION DES PRINCIPES DE DEPART

3.2.1 Prélèvements des solides des rejets pluviaux urbains

Compte tenu de la multiplicité souhaitable des sites, les moyens financiers disponibles restent, malgré leur importance, assez limités. Partant de là et pour avoir une idée assez satisfaisante des caractéristiques des solides susceptibles d'être rejetés, en temps de pluie, dans le milieu naturel, nous avons recherché un bon couplage "sites de référence/sites complémentaires".

Les sites de référence, devront permettre, avec les moyens financiers et donc les moyens technologiques envisageables, d'obtenir, au cours de quelques crues (2 à 3 crues par site) des prélèvements aussi sûrement représentatifs que possible, qui permettront de mesurer l'étendue des différences à attendre :

- entre deux sites géographiquement éloignés,
- entre les rejets d'un collecteur assez strictement pluvial et les rejets des surverses d'unitaire.

Les sites complémentaires devront permettre avec des moyens plus réduits, mais encore conséquents, d'effectuer des prélèvements assez représentatifs qui permettront d'étendre, de généraliser ou bien de confirmer les résultats obtenus sur les sites de référence.

Nous avons choisi comme sites de référence des bassins de retenue, car compte tenu des incertitudes sur la représentativité des prélèvements classiques, en particulier pour la phase solide, et étant donné les grands volumes d'eau à prélever, l'interception de toute une crue dans un bassin à fond revêtu apparait comme un bon moyen de constituer un bon échantillonnage et de procéder à des recoupements. Dans ces bassins, on vise à :

a. comparer la qualité des prélèvements à l'entrée du bassin avec la qualité résultante des prélèvements de dépôts qui se sont constitués par décantation au cours du stockage et des prélèvements d'eau de vidange,

b. effectuer des bilans "entrée" / "dépôt et sortie" sur les solides ; ces bilans seront nécessaires pour évaluer l'efficacité de la décantation, mais aussi pour composer la "résultante" évoquée à l'alinéa ci-dessus,

c. vérifier la représentativité des prélèvements de solides entrants en évaluant la variation des concentrations en MES suivant une verticale dans l'écoulement au droit de la pompe ou de la crépine effectuant ces prélèvements à l'entrée,

d. approcher les variations en cours de crue, des concentrations en MES, de façon assez fine (ce qui sera indispensable pour les bilans "entrée/sortie") et des caractéristiques des solides, de façon plus grossière,

e. approcher les caractéristiques des solides ayant sédimenté,

f. approcher les caractéristiques des solides restant en suspension dans les eaux de vidange.

Les expérimentations complémentaires pourront consister en :

1) des prélèvements dans des bassins de retenue répartis dans différentes villes à l'aval de divers types de réseaux et dont on a vérifié par ailleurs (autres études) la bonne efficacité dans la rétention des solides. Les prélèvements seront menés sur les dépôts déjà en place et qui provenaient de plusieurs crues. Ils devraient donc être assez représentatifs de la moyenne des solides qui pourront être transférés en suspension et rejetés dans le milieu naturel.
Sur ce type d'échantillons, nous ne pouvons effectuer que des mesures des paramètres hydrodynamiques. En effet, les paramètres physico-chimiques sont susceptibles de se modifier au cours du temps, et la durée de présence des matériaux au fond des bassins peut être de plusieurs semaines.

2) des prélèvements dans le réseau avec des moyens relativement réduits. Nous avons décidé de travailler à l'aval d'un bassin versant unitaire de 134 hectares, ce qui permet de compléter les résultats obtenus sur le bassin de la MOLETTE, considérés comme représentatifs des rejets des surverses d'unitaires.

3.2.2 Caractérisation des sources des solides des rejets pluviaux urbains

Les solides susceptibles d'être transportés dans un réseau unitaire proviennent (DESSOY S., 1987 - ARTIERES O., 1987; cités par LAPLACE D., 1991) :

- de l'entraînement des poussières atmosphériques,
- du lessivage et de l'érosion des surfaces urbaines ainsi que des toitures,
- des eaux usées urbaines s'écoulant pendant le ruissellement,
- de la détérioration des ouvrages d'assainissement,
- de l'érosion des dépôts déjà formés aux différents niveaux du réseau (canalisations amont, collecteurs, émissaires).

Notre objectif ne consiste pas essentiellement à quantifier la contribution des différentes sources. Nous visons surtout à donner des ordres de grandeur des caractéristiques hydrodynamiques et de pollution des solides qui pourront contribuer aux rejets de temps de pluie dans le milieu naturel. Les résultats que nous obtenons, devront permettre d'avancer dans la compréhension des mécanismes de production de ces solides. C'est dans cette optique que nous avons adopté les principes suivants :

1) pour obtenir des gains d'efficacité dans l'acquisition des informations, une jonction avec des opérations menées par ailleurs sera systématiquement recherchée,

2) nous ne prévoyons pas des mesures concernant la caractérisation de la poussière atmosphérique et des solides accumulés à la surface des bassins versants. Nous faisons pour cela référence à des résultats trouvés dans la bibliographie,

3) nous menons quelques mesures sur des solides :

. prélevés à l'entrée des eaux de ruissellement dans les avaloirs d'un réseau,

. transportés en suspension à l'exutoire de petits bassins versants unitaires (de quelques hectares par exemple).

4) sur le site déjà choisi pour caractériser les solides transférés en suspension dans un réseau unitaire, nous effectuons :

. quelques (2 ou 3) mesures des paramètres hydrodynamiques et de pollution sur les solides transportés, en temps sec, par les eaux usées,

. des mesures des caractéristiques hydrodynamiques et des taux des matières organiques des dépôts trouvés aux différents niveaux du réseau.

3.3. CHOIX DES SITES DE REFERENCE

3.3.1 Pourquoi des bassins de retenue pour les rejets pluviaux urbains ?

Tout d'abord, on peut considérer que les eaux transitant dans un collecteur situé relativement en aval de son réseau pourraient tout aussi bien se rejeter directement ou par surverse dans une rivière, un lac ou la mer. Ces eaux sont assez représentatives d'un rejet pluvial urbain.

D'autre part, ce qui fait la lourdeur des dispositifs de prélèvement d'eaux pluviales tient au caractère aléatoire des pluies. Ceci conduit à l'installation de systèmes de prélèvement automatiques asservis au niveau ou au débit d'eau dans un collecteur, ce qui devient très rapidement très lourd en matériel et en maintenance pour obtenir des échantillons classiques de l'ordre de 1 litre. Or, pour effectuer nos mesures de granulométrie et de vitesse de chute, notamment, nous devons prélever des centaines de litres et la probabilité de ségrégations entre les solides à étudier impose de redoubler de précautions en matière de représentativité.

On peut, pour contourner cette difficulté, tirer parti de la bonne décantabilité en bassins de retenue, si elle est confirmée, pour y constituer des échantillons représentatifs de la phase solide, en prélevant les solides décantés et en complétant éventuellement avec ceux encore présents dans les eaux de vidange.

Les informations qui en découleront représentent des moyennes temporelles pour une crue, mais ce niveau de précision est déjà intéressant.

3.3.2 Critères de choix des bassins de retenue

a) Décantabilité :

C'est un élément essentiel parce que si les solides véhiculés en suspension décantent mal, les dépôts au fond du bassin ne représenteront qu'une fraction peu représentative de l'ensemble des solides transférés au cours de la crue.

On s'efforcera donc d'obtenir des informations sur l'abattement en MES dans les bassins.

b) Représentativité des solides sédimentés :

On s'assurera :

1) que tous les solides sont concernés (les eaux chargées -significativement- en solides sont toutes stockées dans le bassin, d'où un volume important au regard des débits),

2) qu'il n'y a pas de dispositif ségrégatif à l'entrée et que les dépôts susceptibles de se produire dans une chambre de dessablement ou dans le collecteur à l'entrée peuvent être pris en compte,

3) que les solides déposés en cours de crue ne peuvent pas être remis en mouvement, en proportion importante, en cours de vidange,

4) que la variabilité, sur la surface du bassin, des caractéristiques du dépôt soient assez réduite et régulière pour que l'on puisse reconstituer un échantillon moyen du dépôt avec un nombre limité d'échantillons élémentaires,

5) que l'on puisse sans ambiguïté prélever les solides qui proviennent bien d'une crue déterminée.

c) Technicité et disponibilité d'une équipe de terrain :

Les opérations de préparation du bassin, de prélèvement, de séparation, de mesures (en partie) et de manière générale le suivi et la maîtrise du fonctionnement du bassin nécessitent que sur place il y ait une équipe :

- fortement liée ou appartenant à l'organisme exploitant,

- au sein de laquelle sont présentes des technicités affirmées et une bonne expérience en matière :

  * de mesure et de prélèvement d'eaux pluviales
  * d'automatisme
  * de conditionnement d'échantillons et d'analyse immédiate
  * de fabrication de dispositifs particuliers
  * de mesures hydrauliques, ...

Ces équipes doivent aussi, dans la plupart des cas, pouvoir se rendre sur place au moment de la crue, pour surveiller les fonctionnements mais aussi procéder à diverses interventions.

d) Accessibilité, implantation des systèmes de prélèvement, mesures hydrauliques, contrôle du bassin :

Pour que l'équipe de terrain puisse opérer efficacement il est préférable que le bassin soit relativement proche d'un centre d'exploitation, et que les points sensibles (entrée des eaux dans le bassin et sortie, zones de prélèvement, zone de commande de l'hydraulique du bassin...) soient visibles et accessibles facilement. De même il conviendra de s'assurer des bonnes conditions d'implantation des instruments ou des prélèvements, de la qualité des mesures de débit entrant, de la possibilité d'intercepter la crue dès les premières eaux, ...

3.3.3 Choix des bassins de référence

3.3.3.1 Dans quelle agglomération

A priori ces bassins pouvaient se situer à Bordeaux, en Seine Saint Denis ou à Nancy.

Dans chacun des cas, il est possible d'y trouver des bassins dont le fonctionnement est assez bien connu et maîtrisable.

Les bassins de Nancy, enterrés, n'ont pas fait l'objet d'un examen approfondi. Ils ne peuvent pas servir de sites de référence. Ceci résulte des difficultés de communication entre Nancy et les centres de mesures (Toulouse, Agen). D'autres part, vis à vis des critères énoncés ci-dessus et comme on le verra plus loin, les bassins enterrés présentent de graves inconvénients.

Restaient Bordeaux et la Seine Saint Denis. Il est rapidement apparu que la Lyonnaise des Eaux de Bordeaux et le service d'assainissement de la Seine Saint Denis étaient prêt à investir en matériel, en technicité et disponibilité suffisamment pour assurer l'équipement et les opérations de terrain nécessaires au bassin de référence.

D'autre part, les Agences de l'Eau Adour Garonne et Seine Normandie se montraient prêtes à prendre en charge une partie du financement des opérations.

Les sites de référence seront donc à Bordeaux et en Seine Saint Denis.

3.3.3.2 Choix d'un bassin à Bordeaux

3.3.3.2.1 Bassins envisageables

A priori deux bassins secs, revêtus, maîtrisables, dans lesquels on peut détourner en totalité des crues déjà assez importantes pouvaient être proposées :

- le bassin PERINOT (figure 3.1), 40 000 m^3, enterré, sur un réseau assez unitaire,
- le bassin BEQUIGNEAUX (figure 3.2), de l'ordre de 25 000 m^3, à ciel ouvert, sur un réseau assez nettement séparatif.

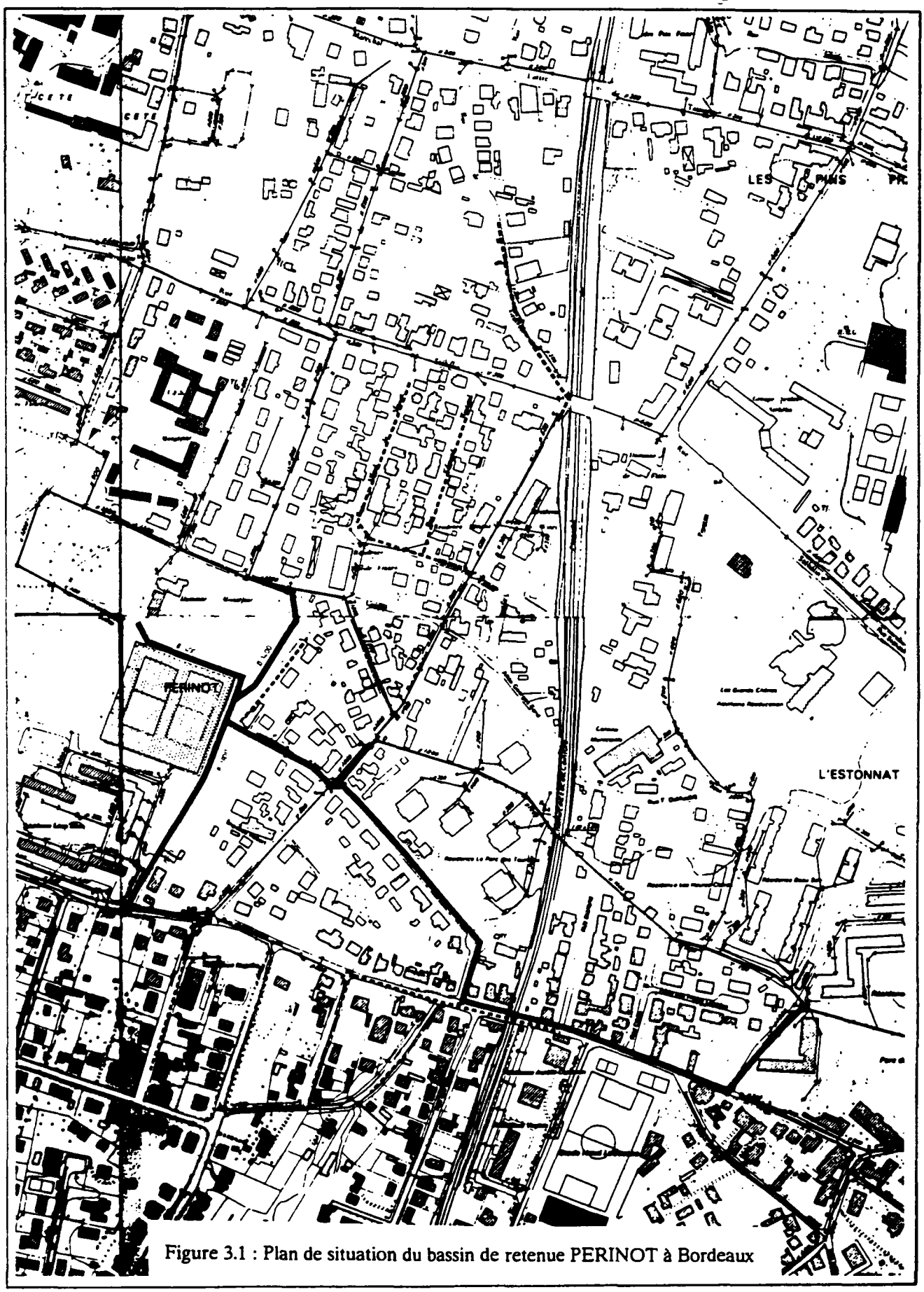


Figure 3.1 : Plan de situation du bassin de retenue PERINOT à Bordeaux

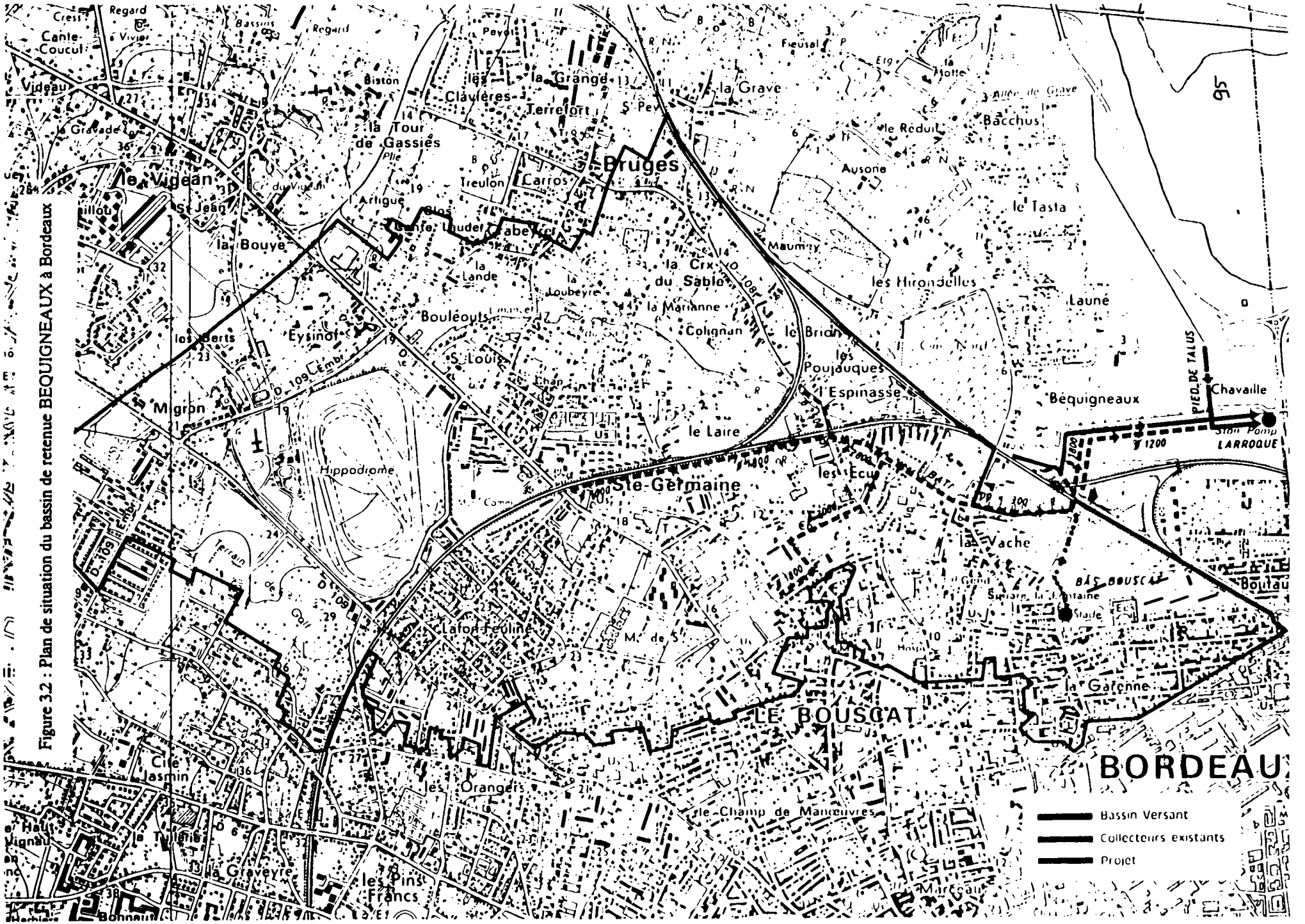


Figure 3.2 : Plan de situation du bassin de retenue BEQUIGNEAUX à Bordeaux

3.3.3.2.2 Choix du bassin BEQUIGNEAUX

a) conclusions de l'analyse de faisabilité sur le bassin PERINOT

Ce bassin, séduisant au premier abord, cumule un certain nombre d'inconvénients :

- accessibilité impossible par temps de pluie (bassin enterré),
- ségrégation probable des solides entrant dans le bassin (impossibilité d'élimination totale du déversoir protégeant l'entrée du bassin, pour des raisons techniques),
- représentativité douteuse des prélèvements d'eau d'alimentation ou de vidange,
- le creusement des trous pour installer les pièges à sédiments pourra poser des problèmes de perméabilité du fond du bassin.

Ces inconvénients pèsent plus lourd qu'un avantage important :

La situation du bassin en aval d'autres points de prélèvements à l'exutoire de petits bassins versants élémentaires de quelques hectares, ce qui aurait permis de rechercher les similitudes ou les différences qui peuvent exister entre les caractéristiques des solides transférés en amont et en aval d'un même réseau.

b) conclusions de l'analyse de faisabilité sur le bassin BEQUIGNEAUX

Il semble mieux convenir pour les raisons suivantes :

- l'analyse de l'efficacité de la décantation [CHEBBO G., BACHOC A., 1990], réalisée dans le cadre de l'étude "mesures de repérage et étude de représentativité" financée par l'Agence de Bassin Seine Normandie, montre que celle ci est très satisfaisante,

- accessibilité par temps de pluie (bassin à ciel ouvert), et rapidités d'interventions autorisées par la proximité du centre d'exploitation de la Lyonnaise des Eaux de BORDEAUX,

- souplesse des manoeuvres hydrauliques que la Lyonnaise des Eaux et la Communauté Urbaine de Bordeaux se montraient prêtes à mettre à oeuvre et instrumentation déjà en place,

- possibilité d'y intercepter la totalité ou une grande partie du volume d'une crue de ruissellement et d'y installer en parallèle plusieurs systèmes d'échantillonnage dont les résultats pourraient être recoupés.

c) choix

Le bassin "BEQUIGNEAUX" a été retenu.

3.3.3.3 Choix d'un bassin en Seine Saint Denis

3.3.3.3.1 Bassins envisageables

On cherche un bassin revêtu (pour éviter des confusions entre solides provenant du dépôt ou du sol), plutôt à l'aval d'un grand bassin versant et apte à stocker ou à laisser décanter dans de bonnes conditions la totalité du volume d'eau des crues déjà importantes.

A la base de ces critères, deux bassins ont été proposés : LES BROUILLARDS (Site pluvial) et LA MOLETTE (Surverses d'unitaires) (figure 3.3).

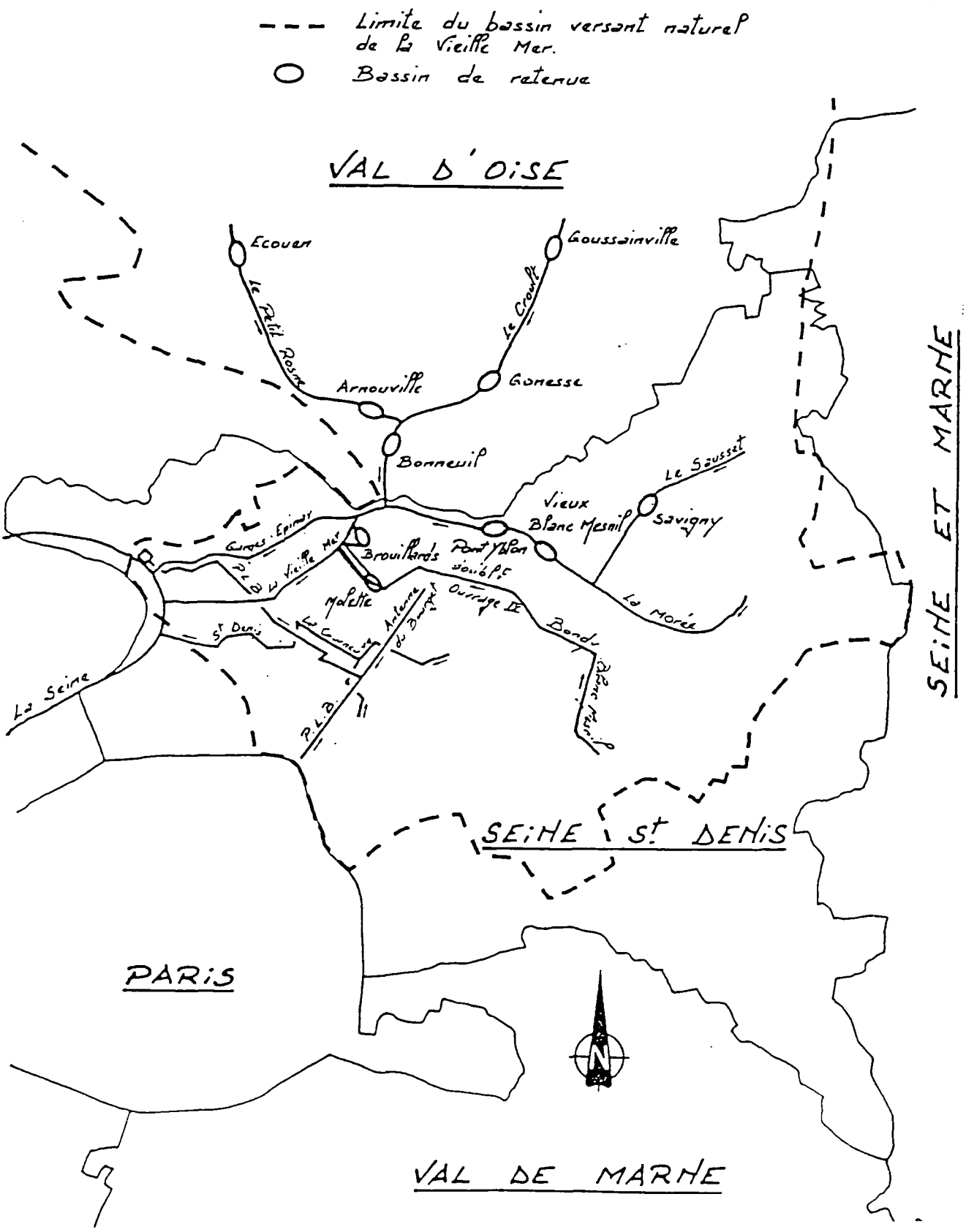


Figure 3.3 : Plan de situation des deux bassins de retenue "LES BROUILLARDS" et "LA MOLETTE"

a) Avantages/inconvénients du bassin des BROUILLARDS

i. avantages

- en dérivation du réseau, donc pouvant n'être alimenté que par les crues qui intéressent l'expérimentation et par les (rares) crues exceptionnelles : cela permettrait d'alléger les contraintes de nettoyage,

- mesures effectuées auparavant, sur quelques-unes des caractéristiques recherchées, à l'occasion de diverses crues : elles pourraient servir de référence,

- prélèvements manuels aisés sur les eaux entrant et sortant et sur les dépôts,

- répartition connue et apparemment stable des caractéristiques des solides déposés.

ii. inconvénients

- interférence, actuellement, de rejets d'eaux usées (déviation d'un collecteur pour travaux) et formation de dépôts consécutifs à ces rejets, dans le collecteur juste à l'amont du bassin,

- pas très facile d'y détourner une crue dès le début et volume "de passage" assez limité au regard des crues de la Vieille Mer,

- mauvaise maîtrise des caractéristiques amont (notamment sur le Val d'Oise),

- il y a déjà pour ce bassin des mesures sur les solides, récentes et passées, or l'objectif est d'abord d'étendre le champ exploré,

- les eaux sont plutôt pluviales (en dehors du rejet ponctuel évoqué plus haut).

b) avantages/inconvénients du bassin de la MOLETTE

i. avantages

- représentatif d'un cas typique, et intéressant, de rejets : les surverses de rejets unitaires, le principal collecteur d'alimentation, le Bondy-Blanc-Mesnil étant un collecteur de délestage du réseau unitaire,

- souplesse de gestion hydraulique et grand volume décantable dans de bonnes conditions,

- facilité de prélèvement manuel de dépôts et d'eaux entrant dans le bassin sec revêtu, ainsi que d'eaux sortant en direction d'un bassin sec en herbe, ou du collecteur de vidange,

- homogénéité des sources d'alimentation (surverses d'unitaires et possibilités d'évaluer à peu près leurs contributions respectives).

ii. inconvénients

- on ne pourra pas aller très loin dans le détail sur le fonctionnement du réseau amont,

- il sera nécessaire d'analyser la répartition, sur la surface du bassin sec, des caractéristiques des solides décantés,

- il parait dangereux de creuser des pièges à sédiment sur le fond de ce bassin, il faudra par conséquent le nettoyer avant chaque crue à "piéger" pour nos mesures.

c) choix

Le bassin de la MOLETTE a été retenu.

3.4. CHOIX DES SITES COMPLEMENTAIRES

3.4.1 Besoins

Cerner la plus ou moins grande généralité des résultats obtenus au cours des mesures effectuées à BEQUIGNEAUX et à LA MOLETTE,

3.4.2 Sites choisis

Pour généraliser les résultats obtenus à BEQUIGNEAUX et à LA MOLETTE, nous avons choisi les deux bassins de retenue PERINOT et LES BROUILLARDS ainsi que le collecteur 13 à Marseille.

3.4.2.1 Bassins de retenue PERINOT et LES BROUILLARDS

Les avantages et les inconvénients de ces deux sites ont été largement détaillés lors du choix des sites de référence (paragraphe 3.3.3).

Bien qu'ils ne soient pas retenus en tant que bassins de référence, ils apparaissent comme largement satisfaisants pour mener des investigations complémentaires. En effet, ils sont dans les mêmes villes que les bassins BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE, mais ils se situent sur des réseaux de types différents.

3.4.2.2 Collecteur 13 - Marseille (Figure 3.4)

Les prélèvements effectués à l'aval d'un bassin versant de 134 hectares sont représentatifs des solides transférés à l'aval d'un réseau unitaire. Les résultats obtenus complètent ceux acquis à Bordeaux et en Seine Saint Denis sur les sites PERINOT et LA MOLETTE.

Cet ouvrage a fait, dans le cadre du programme national de recherche sur les solides en réseaux d'assainissement, l'objet d'une expérimentation importante sur les mécanismes de l'encrassement des collecteurs visitables d'assainissement. Ce travail est mené par D. LAPLACE (1991). Les résultats sur la caractérisation des solides serviront à donner des ordres de grandeur aux entrées des modèles de transport solides qui seront calés sur ce site.

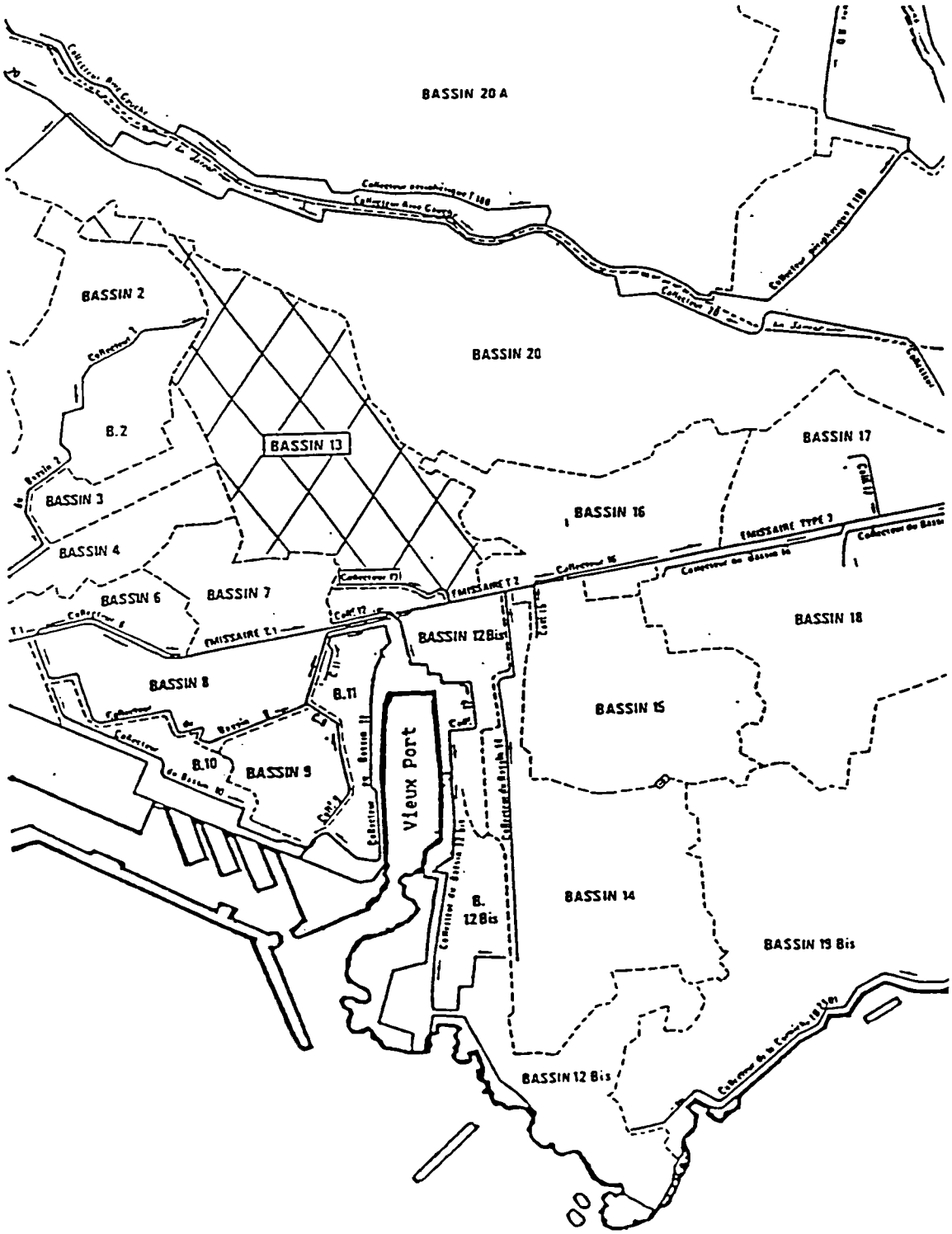


Figure 3.4 : Plan de situation du collecteur 13 et de son bassin versant

3.5. CHOIX DES AUTRES SITES

3.5.1 Critères de choix

1. Les prélèvements effectués doivent être représentatifs des éventuelles sources des solides des rejets pluviaux urbains.

2. Une jonction avec des opérations menées par ailleurs sera systématiquement recherché, notamment pour alléger l'acquisition des informations de contexte.

3.5.2 Sites choisis

3.5.2.1 Avaloirs de la ville de Toulouse

Les prélèvements au niveau des avaloirs de la ville de Toulouse permettent de caractériser les solides qui entrent dans le réseau en temps de pluie.

Ces prélèvements ont l'avantage d'être effectués sur un site déjà expérimenté par le service d'assainissement de la ville de Toulouse.

3.5.2.2 Bassins versants expérimentaux du CETE de Bordeaux : MARLY et TRIANON (Figures 3.5 et 3.6)

Ce sont des petits bassins unitaires de quelques (3 et 5) hectares. Les prélèvements effectués permettent de caractériser les solides transférés en suspension par temps de pluie à l'amont d'un réseau d'assainissement.

Ces bassins présentent les avantages suivants :

1. urbains (taux d'imperméabilisation > 20 %),
2. homogènes au regard de leurs typologies,
3. absence de bassins de retenue ou de poste de relevage,
4. sites équipés par le CETE de Bordeaux en appareils de mesure de débit,
5. accessibilité facile aux endroits de prélèvements,
6. présence de postes pluviographiques sur les deux sites,
7. les caractéristiques du bassin versant ont été quantifiées en détail par le CETE de Bordeaux.

Figure 3.5 : Bassin versant expérimental MARLY à Bordeaux [tiré de BALADES J.D., LE ROUX J., 1988]

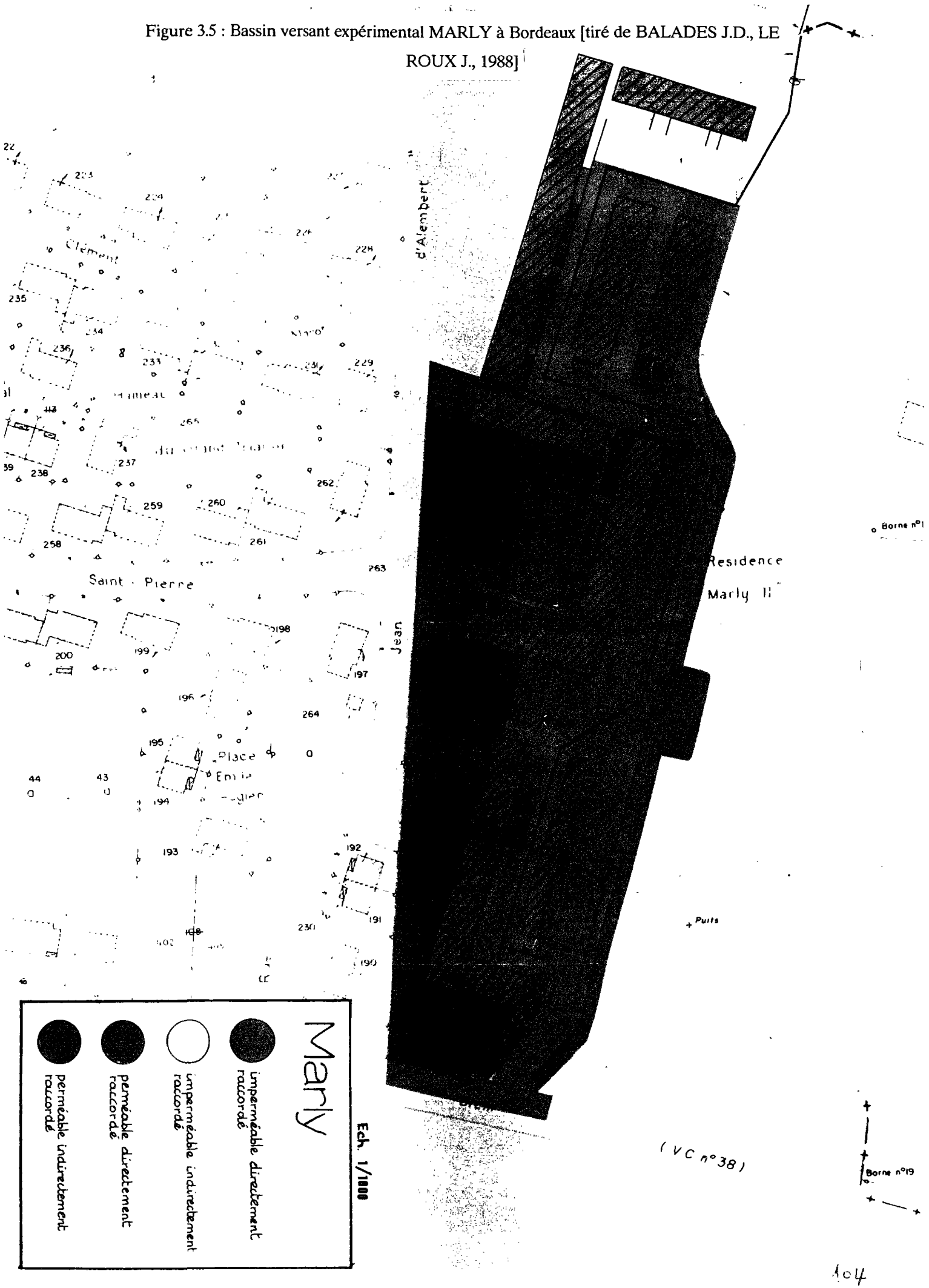
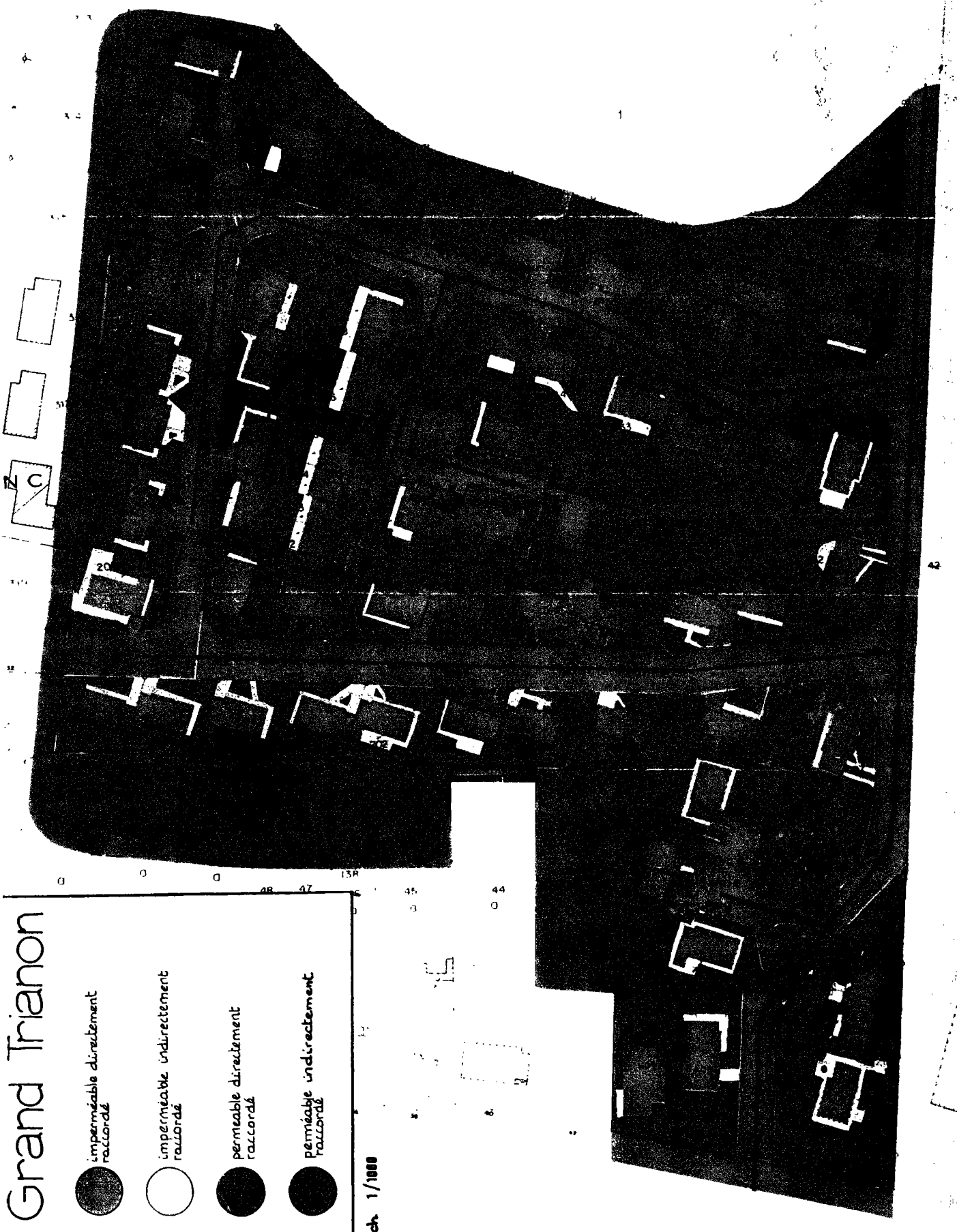


Figure 3.6 : Bassin versant expérimental TRIANON à Bordeaux [tiré de BALADES J.D., LE ROUX J., 1988]



3.5.2.3 Réseau du bassin versant du collecteur 13

Sur ce site, nous effectuons des prélèvements des solides :

- déposés au fond des canalisations et de collecteurs en amont du collecteur 13 (situé à l'aval du bassin versant 13),

- déposés dans le collecteur 13,

- transférés en suspension par temps sec dans le collecteur 13.

La concentration des mesures sur un même site, mais à différents niveaux dans le réseau vise une meilleure compréhension des mécanismes de production des solides des rejets pluviaux urbains, déjà un peu connus par les prélèvements des solides transférés en suspension par temps de pluie dans la partie aval du collecteur 13.

Les prélèvements dans les canalisations permettent d'avancer dans la validation de l'hypothèse formulée selon laquelle les particules solides des effluents de temps sec peuvent se déposer assez vite dans les canalisations et ensuite être remises en suspension lors des épisodes pluvieux contribuant ainsi à la pollution des eaux unitaires par temps de pluie.

Les prélèvements de dépôts sont réalisés à plusieurs reprises et sont répartis tout au long du collecteur 13. Ils permettent d'étudier les caractéristiques des dépôts des collecteurs visitables ainsi que leur variations dans le temps et dans l'espace. Le collecteur choisi présente beaucoup d'avantages :

- visitable et facile d'accès,
- équipé d'une banquette latérale (ce qui permettra de se déplacer sans interférer avec le dépôt),
- s'encrasse significativement sur le tronçon étudié,
- possibilité de détourner les eaux,
- le contexte du bassin versant et de son réseau de canalisations et de collecteurs peut être bien connu,
- géré par un service prêt à mettre à disposition du personnel et du matériel.

Restent enfin les prélèvements de temps sec. Ils se font à l'endroit où sont effectués les prélèvements des solides transférés par temps de pluie. Ceci facilite la comparaison et l'interprétation des résultats et par conséquent la bonne compréhension de l'importance de la contribution des solides en suspension dans les eaux usées urbaines aux rejets pluviaux urbains.

3.6. CONCLUSIONS

Sans revenir aux objectifs fixés et à la démarche adoptée dans le choix des sites d'expérimentations, nous nous synthétisons dans le tableau 3.1 l'ensemble des sites choisis.

OBJECTIFS	SITES RETENUS
Caractérisation des solides des rejets pluviaux urbains	. Sites de référence : - bassin de retenue "BEQUIGNEAUX" (réseau pluvial - Bordeaux) - bassin de retenue "LA MOLETTE" (surverses d'unitaires, Seine Saint Denis) . Sites complémentaires - collecteur 13 (réseau unitaire, Marseille) - PERINOT (réseau unitaire, Bordeaux) - LES BROUILLARDS (réseau séparatif, Seine Saint Denis)
Caractérisation des sources des solides des rejets pluviaux urbains	. Avaloirs de la ville de Toulouse (eaux de ruissellement, Toulouse) . Aval de petits bassins versants MARLY et TRIANON (suspensions à l'amont d'un réseau unitaire, Bordeaux) . Canalisations amonts du bassin versant 13 (dépôt des canalisations, Marseille) . Collecteur 13 (dépôt dans un collecteur visitable + suspensions dans les eaux usées à l'aval d'un réseau unitaire, Marseille)

Tableau 3.1 : critères de choix et caractéristiques des sites de prélèvements

CHAPITRE 4 :

ACQUISITION DES DONNEES SUR LES SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS

4.1. GENERALITES

La caractérisation des solides des rejets pluviaux urbains nécessite des analyses de leurs paramètres physiques, chimiques et biologiques (voir chapitre 1). Ces analyses s'effectuent en laboratoire (voir chapitre 2), sur des échantillons dont le prélèvement fait l'objet de ce chapitre. Cette opération de prélèvement est de première importance, car de la qualité de sa réalisation dépend la fiabilité des résultats obtenus ultérieurement lors des analyses. Mais elle est extrêmement délicate vu que la représentativité d'un échantillonnage est dépendante de nombreux paramètres, le problème étant déjà épineux au niveau du choix de la technique de prélèvement.

L'échantillonnage de la pollution d'événements pluvieux pose, aussi de nombreuses difficultés supplémentaires qui résident essentiellement dans le fait que les pluies sont encore souvent, pour nous, des phénomènes aléatoires et qu'une partie importante de la pollution est véhiculée au début de la pluie en des temps assez courts. L'intervention humaine, qui nécessite un temps minimum de préparation, ne permet pas toujours de faire face à la soudaineté de ces événements. L'automatisation des procédures de prélèvement résoudrait ce problème mais elle n'est pas toujours réalisable et génère, souvent une perte de fiabilité.

Comme pour les sites, nous avons deux catégories de protocoles de prélèvement :

- les protocoles de référence, permettent d'établir des recoupements et d'obtenir des prélèvements aussi sûrement représentatifs que possible avec les moyens disponibles,

- les protocoles complémentaires ont permis avec des moyens plus réduits d'effectuer des prélèvements qui garantissent des résultats acceptables.

Les différents protocoles adoptés sont exposés dans ce chapitre. Ce travail a été mené en commun avec A. BACHOC.

4.2. PROTOCOLE DE PRELEVEMENT DE SEPARATION ET DE MESURE POUR LES ECHANTILLONS PRELEVES AU NIVEAU DU BASSIN DE RETENUE "BEQUIGNEAUX"

4.2.1 Description du site (figure 4.1)

Le bassin de retenue BEQUIGNEAUX, écrête à Bordeaux, les débits d'un collecteur assez strictement pluvial, comme en témoignent les concentrations des eaux de temps sec (tableau 4.1). Il draine les eaux d'un bassin versant urbain (imperméabilisation = 0.5) de 606 ha.

C'est un ouvrage de surface trapézoïdale (grande base = 165 m, petite base = 26,5 m, "hauteur" ou longueur = 182,5 m) à berges verticales (hauteur utile = 2,20 m), sec, à fond revêtu. Sa capacité maximale est, donc, de 35000 m^3.

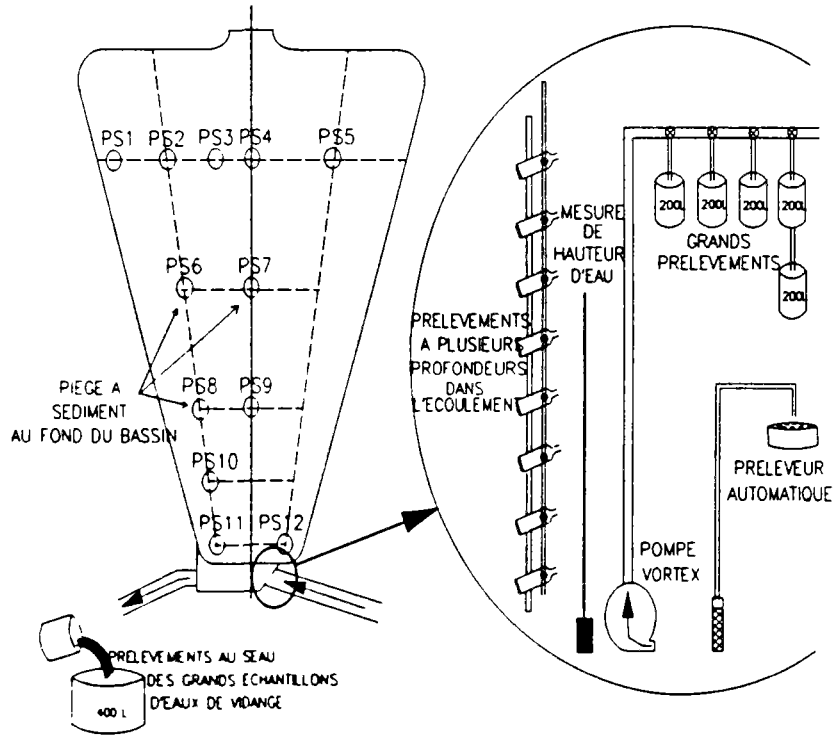


Figure 4.1 : Dispositif expérimental mis en place au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

Dates	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO_5 (mg/l)	NTK (mg/l)	P_T (mg/l)
10-11/03/1988	25	65	17	6.2	0.4
11-14/03/1988	23	55	8	6.4	0.5
14-15/03/1988	18	50	8	6.5	0.6

Tableau 4.1 : Caractéristiques des eaux de temps sec
dans le collecteur Limancet au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

Les eaux entrent dans ce bassin (et en sortent) au niveau d'une chambre de dessablement longeant sa petite base. Pendant nos expériences, la vanne contrôlant le débit de fuite ou de vidange se ferme totalement, dès le début d'une crue. Tout le volume de la crue, et des solides qu'elle véhicule, est donc intercepté dans le bassin. Le débit entrant est connu par une mesure de niveau d'eau dans le bassin. La vidange s'effectue dans un deuxième temps, après quelques heures de décantation et à très faible débit.

4.2.2 Evénements étudiés

Au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX, cinq événements pluvieux ont été étudiés.

Les caractéristiques pluviométriques et débitmétriques de ces pluies sont résumés dans les tableaux 4.2 et 4.3

Identification		Caractéristiques				
Date	N° pluie	Hauteur d'eau tombée (mm)	Durée de la pluie	Intensité moyenne (mm/h)	Imax sur 6 min (mm/h)	DTS
16-17/03/1988	BE0	50.2	41h 33min	1.21	-	-
30/11-01/12/1988	BE1	6.6	10h 52min	0.61	6	3 jours
02-04/12/1988 (2 pluies)	BE2a	10.2	6h 01min	1.7	11	< 1 jour
	BE2b	9.8	13h 57min	0.7	18	5h 46min
19/10/1989	BE3	11.4	2h 34min	4.44	12	< 1 jour

Tableau 4.2 : Caractéristiques des pluies échantillonnées au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

Pluie correspondant (Cf. tableau 4.2)	Volume d'eau (m^3)	Débit moyen (m^3/s)	Débit max (m^3/s)
BE1	10467	0.220	1.610
BE2a	18191	0.840	2.810
BE2b	13489	0.880	4.120
BE3	14329	0.800	-

Tableau 4.3 : Caractéristiques des crues du collecteur Limancet consécutives aux pluies échantillonnées au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

4.2.3 Prélèvements et mesures effectués

Les expérimentations menées dans le bassin de retenue BEQUIGNEAUX sont de deux types :

1. Prélèvements et mesures de repérage : ils visent à acquérir les informations nécessaires pour la définition et la mise en place d'un protocole d'expérimentation fiable et complet.

Lors de cette étape, nous avons effectué les prélèvements et les mesures suivantes :

- prélèvements à la pelle de 11 échantillons de dépôt, répartis en différents points au fond du bassin. Pour chacun de ces échantillons, nous avons mesuré la répartition granulométrique et par classe de dimension la masse volumique et la distribution des vitesses de chute des particules solides.

Ces mesures ont un double intérêt : d'une part, ils permettent de localiser les zones de sédiments homogènes et donc l'emplacement des points de prélèvement d'échantillons de dépôt, et d'autre part, ils nous donnent une première idée des caractéristiques hydrodynamiques des solides des rejets pluviaux urbains. Cette dernière information est indispensable pour le bon choix des appareils de mesures de la granulométrie, de la masse volumique et de la vitesse de chute.

Notons que ces solides étaient déjà en place au fond du bassin. Ils proviennent donc de plusieurs crues et pourront être assez représentatifs de la moyenne de ce qui peut être rejeté, en temps de pluie, dans le milieu naturel.

- au cours de l'événement pluvial des 16-17/03/1988, nous avons suivi, grâce à un préleveur automatique placé à l'entrée du bassin, la qualité des eaux (MES, DBO_5, DCO, NTK) juste avant leur interception dans le bassin BEQUIGNEAUX.

Après quelques heures de rétention, et au moment de la vidange, des prélèvements d'eau, effectués au seau, ont permis de mesurer les paramètres classiques de pollution (MES, DBO_5, DCO, NTK) sur les eaux de vidange.

Un bilan entrée-sortie nous a donné une idée de l'efficacité du bassin BEQUIGNEAUX dans l'abattement de la pollution, en particulier dans la décantation des matières en suspension et donc de la faisabilité de son utilisation en tant qu'échantillonneur des solides des rejets pluviaux urbains.

Au cours de cet événement et après le remplissage du bassin, nous avons suivi l'évolution dans le temps des concentrations en MES aux différents points et profondeurs d'eau dans BEQUIGNEAUX. Ceci étant possible grâce à un déplacement dans un bateau à la surface de l'eau stockée. Des prélèvements ont été effectués par une pompe qu'on peut caler à la profondeur voulue. Les résultats obtenus permettent de juger de la rapidité de la décantation et donc de donner un ordre de grandeur de la durée de stockage de l'eau dans le bassin.

2. Prélèvements et mesures définitifs

Après cette étude de repérage, nous avons installé dans le bassin BEQUIGNEAUX le dispositif expérimental schématisé dans la figure 4.1. 4 événements pluvieux ont été étudiés (paragraphe 4.2.2). Le tableau 4.4 résume les opérations menées au cours de chaque crue :

- prélèvements et mesures sur les eaux entrant dans le bassin : Ils s'opèrent avec une pompe à vortex (diamètre de passage = 30 mm, débit environ 2 m^3/h, puissance = 600 W) située près du radier du collecteur d'alimentation et pilotée par un automate en fonction du débit entrant. Cette pompe

alimente, par un circuit équipé d'électrovannes asservies, elles aussi, à l'automate, des bidons de 200 litres recevant des échantillons à pas de volumes écoulés constants. Le contenu du premier bidon représente la première partie de la crue écoulée avant que ne soit atteint un seuil de niveau dans le bassin, le deuxième bidon représente une deuxième tranche, de même volume, et le troisième, le volume écoulé ensuite.

Parallèlement et au même endroit, des prélèvements automatiques à pas de temps constant (5 min pendant les deux premières heures, 15 min pendant les suivantes) permettent de reconstituer les variations dans le temps des concentrations de matières en suspension et de quelques autres paramètres de pollution.

A l'endroit où sont disposées la pompe à vortex et la crépine du prélèvement automatique, un appareil de prélèvements simultanés à plusieurs hauteurs dans l'écoulement, utilisé à divers moment de la crue, a permis de constater que sur ce site, placé juste en aval d'une confluence de collecteurs, la répartition verticale des solides (par temps de pluie) est assez homogène. Cet appareil (conçu et fabriqué dans le cadre de notre étude) est constitué d'une tige supportant une série de flacons dont les ouvertures sont à des niveaux régulièrement espacés (d'une distance de l'ordre de 20 cm) ; cette tige étant plongée verticalement dans l'écoulement, les flacons se remplissent simultanément jusqu'à ce qu'une balle flottante enfermée dans le flacon viennent obturer l'ouverture.

Sur les différents échantillons prélevés, nous avons effectué les mesures présentées dans le tableau 4.4.

Concernant l'ensemble des mesures, les remarques suivantes peuvent être signalés :

1) la pollution dissoute est définie par convention comme la pollution qui traverse un filtre de porosité 0.45 μm. Les mesures réalisées sur ce filtrat nous permettent, par différence avec les résultats concernant les échantillons bruts d'évaluer la part de la pollution particulaire,

2) l'évaluation des paramètres physico-chimiques par classes granulométriques des particules s'effectue suivant le schéma de la figure 4.2. Ce type de mesure nous permet de déterminer les classes granulométriques les plus polluantes,

3) dans les grands bidons, la séparation des solides de la phase liquide se fait suivant l'organigramme de la figure 4.3. Conformément à ce schéma, nous adoptons la décantation comme moyen de séparation des deux phases (solide et liquide). On n'a recours à la centrifugation qu'au cas où la décantation des solides apparait comme inefficace. La centrifugeuse mise à disposition par le laboratoire Central des Ponts et Chaussées est de marque BIOBLOCK. Elle peut assurer le traitement de 30 l/h.

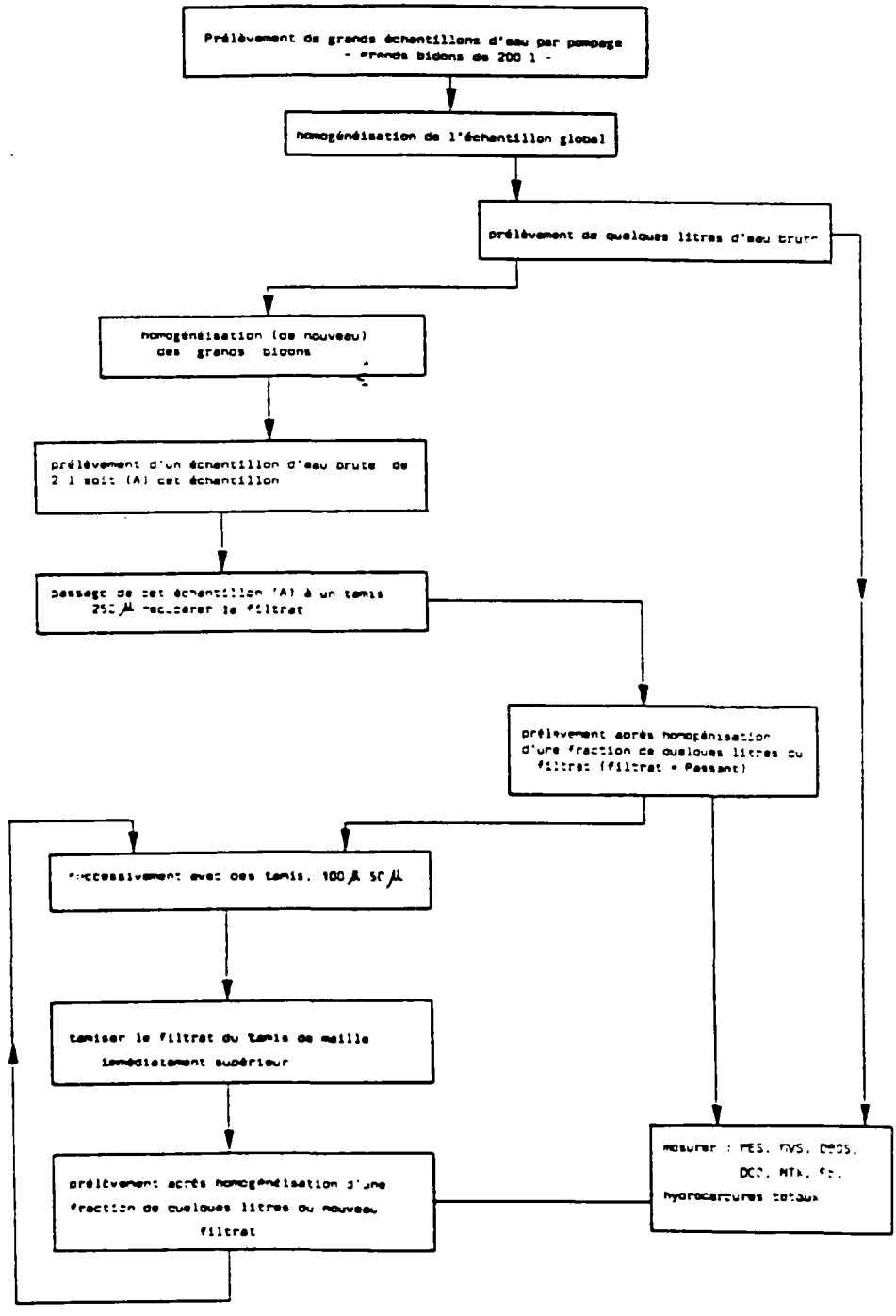


Figure 4.2 : Procédure expérimentale adoptée pour évaluer la pollution par classes granulométriques des particules solides.

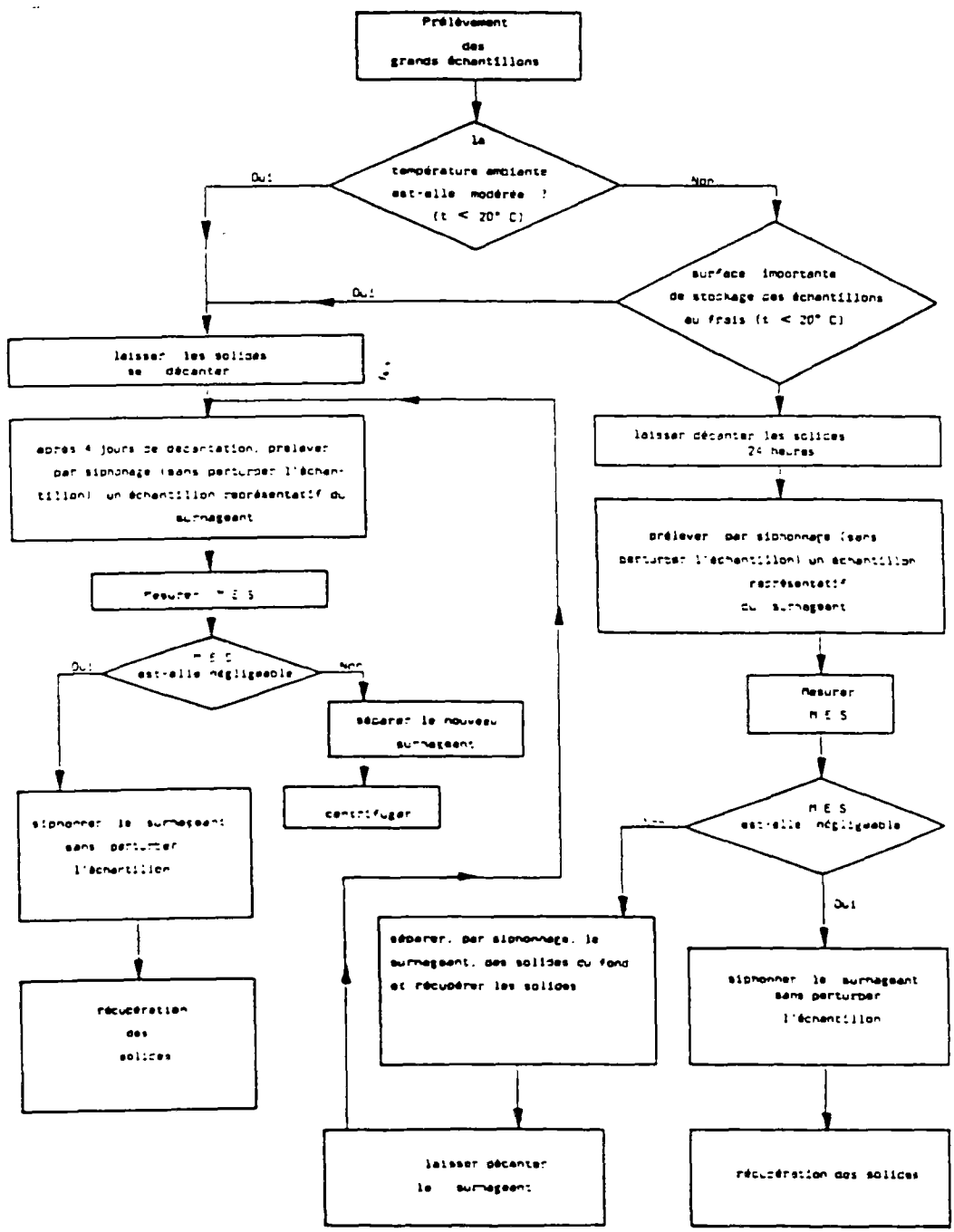


Figure 4.3 : Procédure expérimentale adoptée pour séparer les solides dans les grands échantillons d'eaux prélevés

- Prélèvements et mesures sur les solides décantés pendant la crue

Une première série de pièges à sédiment (tubes verticaux) est disposée dans la chambre de dessablement où est mesuré le volume des dépôts, avant et après chaque crue. Les pièges principaux sont des bacs métalliques de 60 cm de diamètre et 25 cm de haut, dont l'emplacement a été creusé dans le revêtement du bassin de manière à ce que leur rebord supérieur affleure le fond du bassin. Des cloisonnements verticaux contrarient les remises en suspension. Des feuilles de polyane de 10 m x 10 m, fixées tout autour et nettoyées après chaque crue évitant les interférences avec les dépôts antérieurs. Le mode de répartition, sur la surface du bassin, de la granulométrie des solides sédimentés a été préalablement analysé, à partir des dépôts en place. Nous en avons déduit l'emplacement des 12 pièges qui permettront de reconstituer assez sûrement une représentation de la moyenne des solides sédimentés au cours d'une crue.

Les échantillons de solides récupérés ont fait l'objet des mesures résumées dans le tableau 4.4.

- Prélèvement des eaux de vidange :

Au cours de la vidange des fractions du débit sont prélevées au seau (20 litres) afin de constituer un échantillon de 400 l. Un flacon sera rempli toutes les deux heures pour mesurer l'évolution des concentrations en MES.

Les mesures effectuées sur ces échantillons (tableau 4.4) permettent :

1) d'évaluer l'efficacité de la dépollution par décantation, par comparaison des flux de pollution dans les eaux de vidange avec les flux entrés dans le bassin,

2) de cerner la représentativité des échantillons de sédiment recueillis au fond,

3) de compléter les mesures de paramètres hydrodynamiques et de pollution effectuées sur les échantillons de sédiments et de recouper les résultats finaux avec ceux qui auront été obtenus sur les grands échantillons d'eau en transit dans le Limancet.

Notons, enfin, que la séparation des solides dans les grands bidons se fait conformément au schéma de la figure 4.3.

Echantillons	Mesures	Pluies concernées (Cf. tableau 4.2)
PRELEVEMENT DE GRANDS ECHANTILLONS D'EAUX ENTRANT DANS LE BASSIN		
Echantillon moyen (quelques litres d'eau brute) de chaque bidon de 200 l	- MES, DBO5, DCO, NTK, Pb, hydrocarbures totaux, - spéciation des métaux dissous (Pb, Zn, Cd)	- BE1, BE2a, BE2b - BE3
	- Décantation des solides dans un cône d'Imhoff	BE1, BE2a, BE3
Echantillon moyen (quelques litres d'eau filtrée à 0.45 μm) de chaque bidon de 200 l	- DBO5, DCO, NTK, Pb, hydrocarbures totaux	BE3
Echantillon moyen (quelques dizaines de litres d'eau brute) de chaque bidon de 200 l, qui sera séparé par tamisage en 4 échantillons	Mesure des paramètres physico-chimiques (MES, DBO5, DCO, NTK, Pb, hydrocarbures totaux) par classes granulométriques des particules contenues dans l'eau brute	BE3
Echantillon de 8 g des solides contenus dans chaque bidon	Spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) particulaires	BE3
Le reste des solides contenus dans chaque bidon de 200 l	Mesures des caractéristiques hydrodynamiques des particules : granulométrie, masse volumique, vitesse de chute	BE1, BE2a, BE2b, BE3
PRELEVEMENTS SIMULTANES A DIVERSES HAUTEURS		
Pour chaque flacon placé à une profondeur donnée	- MES, DCO, NTK, Pb	BE1, BE2a, BE2b
PRELEVEMENTS AUTOMATIQUES		
Tous les échantillons prélevés	- MES, DCO	BE0, BE1, BE2a, BE2b, BE3
Regroupement d'échantillons	- MES, DCO, DBO5, NTK, Pb, Hydrocarbures, pH, conductivité	BE0, BE1, BE2a, BE2b, BE3
PRELEVEMENTS DE GRANDS ECHANTILLONS D'EAUX DE VIDANGE		
Echantillon moyen de quelques litres d'eau brute	- MES, DCO, DBO5, NTK, Pb, Hydrocarbures, - spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) dissous	BE1, BE2a, BE2b - BE3
Echantillon de 8 g des solides contenus dans chaque bidon	- spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) particulaires	BE3
Le reste des solides contenus dans les eaux de vidange	Mesure des caractéristiques hydrodynamiques des particules solides : granulométrie, masse volumique, vitesse de chute	BE1, BE2a, BE2b, BE3
PRELEVEMENTS DE PETITS ECHANTILLONS D'EAU AU COURS DE LA VIDANGE		
Pour chaque échantillon	- MES, DCO, DBO5, NTK, Pb, Hydrocarbures totaux,	BE0, BE1, BE2a, BE2b, BE3
PRELEVEMENTS DES DEPOTS DANS LES PIEGES A SEDIMENTS AU FOND DU BASSIN		
Pour chaque piège, un échantillon des solides interceptés	Mesures des caractéristiques hydrodynamiques des particules solides : granulométrie, masse volumique, vitesse de chute	BE1, (BE2a + BE2b), BE3
	Spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) particulaires	BE3
PRELEVEMENT DES DEPOTS DANS LE DESSABLEUR		
Pour chaque piège et pour chaque zone granulométrique, un échantillon	Mesures des caractéristiques hydrodynamiques des particules solides : granulométrie, masse volumique, vitesse de chute	BE1, (BE2a + BE2b), BE3
PRELEVEMENTS DE PETITS ECHANTILLONS D'EAU A DIFFERENTS ENDROITS ET A DIFFERENTES PROFONDEURS DANS LE BASSIN JUSTE APRES LE REMPLISSAGE		
Pour chaque échantillon	- MES, DCO, DBO5, NTK, Pb, Hydrocarbures totaux,	BE0

Tableau 4.4 : Prélèvements et mesures effectuées au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

4.3. PROTOCOLES DE PRELEVEMENTS, DE SEPARATIONS ET DE MESURES SUR LES ECHANTILLONS PRELEVES DANS LE BASSIN DE RETENUE "LE MOLETTE"

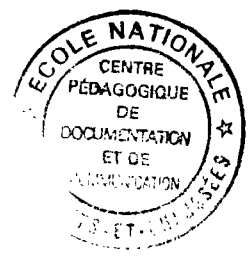
4.3.1 Description du site

4.3.1.1 Bassin versant

Le réseau alimentant le bassin de "LA MOLETTE" se compose de l'amont vers l'aval de trois parties. La première partie est un réseau unitaire de surface, maillé, desservant les communes de Bondy, Pavillons Sous Bois et Livry-Gargan en amont, Drancy et le Blanc Mesnil dans la partie centrale. Le réseau déverse ses excédents, par temps de pluie dans un collecteur de délestage, le BBM (Bondy Blanc Mesnil) au moyen de quatre siphons qui sont en partant de l'amont : Pasteur, Verdun, Léon Jouhaux, Max Dormoy et par deux déversoirs : Marceau et le barrage glonflable d'Henri Barbusse, ce dernier situé sur un collecteur recevant en plus les eaux usées du séparatif du nord est du département SSD refoulées par la station de pompage de Balagny à Aulnay Sous Bois. La seconde partie est un collecteur drainant les eaux d'un tronçon assez court de l'autoroute A1, ainsi qu'un tout petit bassin versant unitaire local. La troisième partie est un collecteur de délestage d'un grand collecteur unitaire, l'Antenne du Bourget. Cette liaison a été mis en service après les pluies que nous étudions ici.

Cette description du réseau alimentant "LA MOLETTE" montre que le bassin versant n'a pas des contours très nets. D'une part, le réseau unitaire de surface est maillé et d'autre part les volumes déversés vers le Bondy Blanc Mesnil (BBM) dépendent des caractéristiques des pluies et de leur répartition spatiale. Les surverses reçues par le collecteur BBM, qui constituent l'essentiel des apports, ne constituent qu'une partie très variable du volume transitant dans les réseaux unitaires de surface au niveau des déversoirs d'orage.

Le bassin versant de "LA MOLETTE" se situe dans une zone urbaine. Il ne comporte pas de zones non construites de grande surface. Il est assez vaste pour qu'on trouve tous les types d'urbanisation : dominance du pavillonnaire et du collectif ancien, présence du collectif récent sur la commune de Clichy Sous Bois et absence des grosses zones industrielles.



4.3.1.2 Le bassin de retenue de "LA MOLETTE"

La figure 4.4 ci-jointe, présente le bassin de "LA MOLETTE".

Le bassin de "LA MOLETTE" se compose de trois compartiments. Le premier traversé par le collecteur de délestage Bondy Blanc Mesnil, est bétonné. Il est relié à un deuxième compartiment en herbe par un déversoir. Ces deux compartiments se vidangent dans le collecteur pluvial traversant la partie revêtu et ont une capacité de stockage de 50.000 m^3. Le troisième compartiment est un bassin en eau d'une capacité pouvant atteindre 150.000 m^3 (figure 4.4).

Les expérimentations seront centrées sur le premier caisson, sec et revêtu.

Le débit d'alimentation du bassin provient de 2 collecteurs qui se joignent immédiatement en amont d'un double déversoir. Lorsque ce débit excède la capacité fixée pour le débit de fuite, il y a montée du niveau de l'eau dans le collecteur qui traverse le bassin sec revêtu et surverse dans ce dernier.

Lorsque la crue est assez importante le volume du premier bassin peut être totalement occupé et le bassin sec non revêtu est alors alimenté par l'intermédiaire du déversoir de communication. Si les deux premiers bassins sont pleins, alors le bassin en eau est alimenté via des siphons.

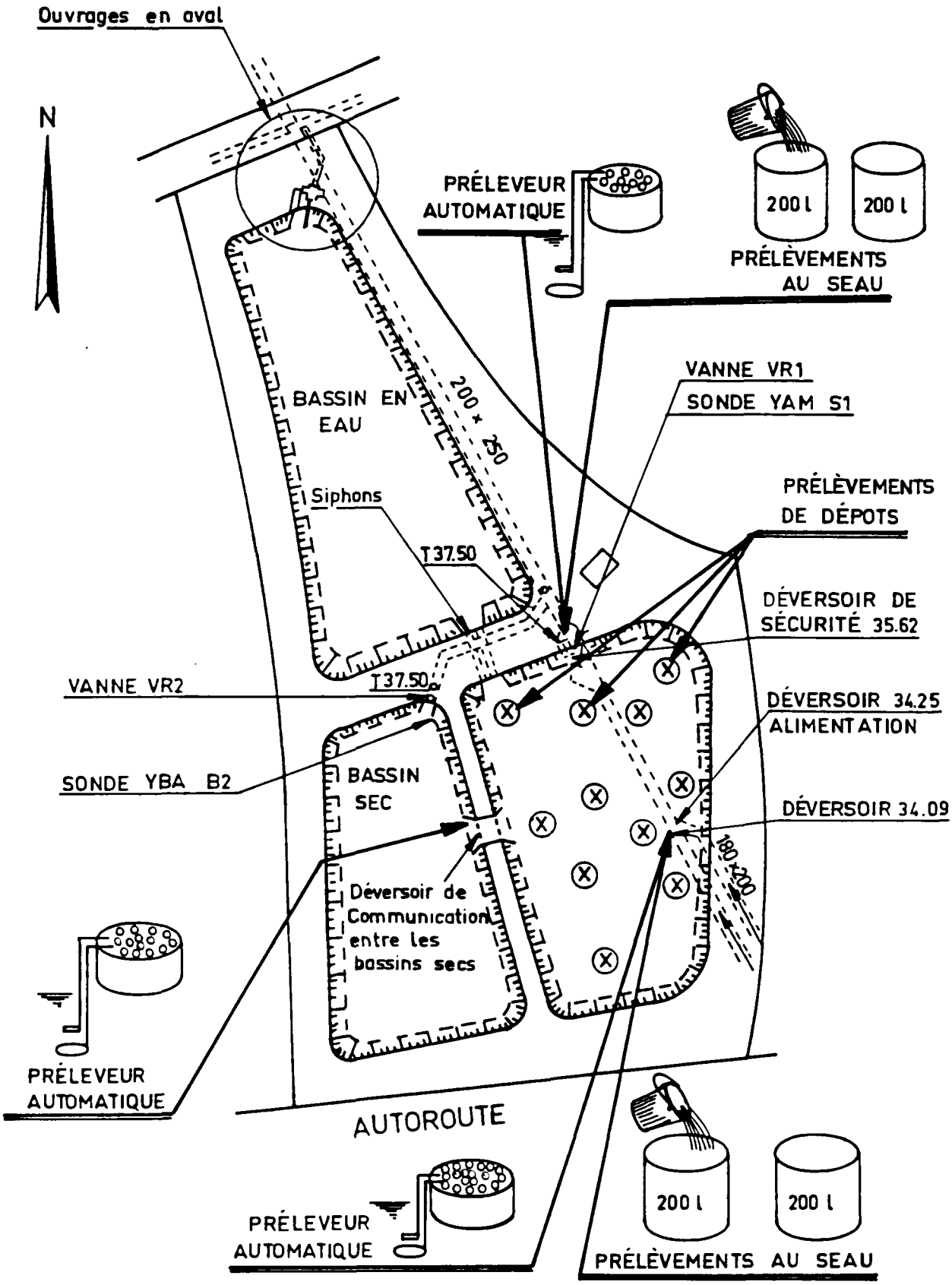


Figure 4.4 : Dispositif expérimental mis en place au niveau du bassin de retenue LA MOLETTE

Le débit de fuite reste limité à des valeurs correspondant au débit admissible dans le collecteur aval, la Vieille Mer, qui peut accepter au maximum des apports du bassin de l'ordre de 3 ou 4 m^3/s.

Les organes de contrôle du débit de fuite du bassin sec revêtu en direction de la Vieille Mer sont :

- une vanne de fond, VR1, qui reste partiellement ouverte en dehors des crues, de manière à laisser s'écouler les eaux de temps sec, de débit limité et les eaux des petites crues d'un débit maximum inférieur à 3 $m^3//s$,

- une vanne seuil qui permet, en cours de crue, la vanne VR1 étant complètement fermée, d'ajuster assez finement le débit que l'on décide de laisser s'écouler vers l'aval,

- un déversoir de sécurité n'entrant en fonctionnement que dans des cas extrêmes.

Pour des crues moyennes ou assez fortes, dans le cadre de notre expérimentation, nous aurons le fonctionnement suivant :

- la vanne VR1 sera en position de sécurité, en laissant couler un débit de l'ordre de 3 ou 4 m^3/s jusqu'à ce qu'un cadre de la cellule (DEA 2), alerté vienne la fermer complètement quand il s'agit d'une crue à "piéger" pour notre expérimentation,

- le bassin sec revêtu et éventuellement le bassin sec non revêtu (via le déversoir de communication) se remplissent,

- s'ils sont tous les deux pleins, le bassin en eau sera à son tour alimenté. On pourra considérer que les eaux envoyées ainsi par les siphons ont une qualité comparable à celle des eaux se déversant dans le bassin sec non revêtu,

- si l'événement pluvieux est exceptionnel, par nécessité contre les inondations, les règles de gestion classiques seront adoptées: on lâchera vers l'aval un débit de fuite qui pourra perturber la décantation dans le bassin et donc notre expérimentation.

Tous les débits sont évalués à partir des enregistrements de hauteur d'eau et de positions de vannes.

Le niveau de l'eau dans le bassin sec revêtu est connu par la sonde YAM S1.

Sur la figure 4.4 sont aussi représentés :

- les emplacements des préleveurs automatiques,

- les lieux des prélèvements au seau pour remplir 4 bidons de 200 litres chacun au niveau de l'alimentation et de la vidange,

- les prélèvements de dépôts, indiqués de manière symbolique, leurs lieux étant à définir sur la base de la cartographie des volumes et des granulométries des solides déposés au cours de chaque crue.

4.3.2 Evénements étudiés

Dans le cadre de ce programme de recherche, nous avons étudié deux événements pluvieux dont les caractéristiques sont résumées dans les tableaux 4.5 et 4.6.

Identification		Caractéristiques				
Date	N° pluie	Hauteur d'eau tombée (mm)	Durée de la pluie	Intensité moyenne (mm/h)	Intensité max sur 6 min (mm/h)	DTS
07/08/1989	MO1	13.8	1h 35min	8.7	19.2	30h 27min
27/06/1990	MO2	36.4	45min	48.5	152	16h 7min

Tableau 4.5 : Caractéristiques des pluies échantillonnées au niveau du bassin de retenue LA MOLETTE

Pluie correspondant	Volume d'eau (m^3)	Débit moyen (m^3/s)	Débit max (m^3/s)
MO1	44000	3.2	4.9 - 5.1

Tableau 4.6 : Caractéristiques des crues du collecteur de délestage Bondy Blanc Mesnil consécutives aux pluies échantillonnées au niveau du bassin de retenue LA MOLETTE

4.3.3 Choix sur les prélèvements

4.3.3.1 Prélèvements à l'entrée du bassin revêtu

Nous avons disposé deux échantillonneurs de type ISCO à l'entrée du compartiment revêtu (le second servant de sécurité). Ils seront déclenchés par un franchissement du seuil de niveau d'eau et les prélèvements seront effectués à pas de temps constant de 10 minutes.

Au même endroit, on remplit par des prélèvements au seau, deux bidons de 200 litres (chacun), placés sur le bâti du collecteur d'alimentation. Chaque bidon nous permet d'accéder aux caractéristiques des solides d'une tranche de l'hydrogramme de ruissellement.

Notons que les débits d'eau entrants dans la partie revêtu du bassin "LA MOLETTE" ont été calculés à partir des hauteurs d'eau dans le bassin et des volumes correspondants. Pour les hauteurs, nous disposons de deux sources d'acquisition : les graphiques relevés par la cellule "mesure" du service d'assainissement de la Seine Saint Denis et les données rapatriées par transmission téléphonique au central de Rosny sous Bois.

4.3.3.2 Prélèvements au niveau des surverses

Deux autres échantillonneurs de types ISCO sont placés, l'un au niveau du déversoir communiquant entre les deux compartiments, l'autre dans le collecteur de délestage en aval du bassin revêtu. Ces deux préleveurs ont la même fréquence de fonctionnement que les précédents. Ils nous permettent de quantifier la qualité d'eau partie par surverse. Les débits étant calculés à partir des hauteurs d'eau grâce à des formules classiques des déversoirs.

4.3.3.3 Prélèvements au moment de la vidange

Pour suivre, la vidange des deux caissons revêtu et en herbe, nous constituons, par des prélèvements au seau, de grands échantillons de 200 litres. Deux seaux pourraient être prélevés toutes les 30 minutes, des échantillons témoins (0,5 l) de chaque prise étant prélevés pour pouvoir suivre l'évolution des différents paramètres de pollution au cours de la vidange.

4.3.3.4 Prélèvements de dépôts et conditionnement

1) Nettoyage du bassin

Il est nettoyé avant chaque crue pouvant donner lieu à prélèvement.

2) Reconnaissance et répartition sur la surface du bassin des caractéristiques du dépôt

Après chaque crue donnant lieu à prélèvement, il sera nécessaire d'établir deux cartographies :

- l'une pour les épaisseurs de dépôts,
- l'autre pour les zones homogènes en granulométrie

(comparaison au toucher et à la vue).

3) Prélèvements de dépôts

Pour chaque crue "à prélèvement", on prélevera en 10 points, 3 échantillons similaires de solides sédimentés. Ces points devront être représentatifs de zones ayant apparu homogènes au cours de la cartographie.

Ces 3 jeu d'échantillons seront envoyés aux organismes concernés pour effectuer les mesures prévues (tableau 4.7).

4) Pour l'évaluation de la répartition de la pollution entre classes granulométriques et pour la spéciation des métaux, constitution d'un échantillon moyen dédoublé et séparation par tamisage

Au cours des premières opérations lourdes menées sur le bassin BEQUIGNEAUX, il est apparu que la procédure de séparation liquide-solide prévue par centrifugation, qui ne s'est pas avérée nécessaire, risquait d'être beaucoup trop longue, même en y travaillant en continu, pour que les mesures chimiques restent représentatives.

Il a donc été décidé de recomposer immédiatement un échantillon moyen approximatif des solides déposés et de mener ces analyses sur des classes granulométriques assez étroites, les concentrations obtenues pouvant ensuite être affectées aux masses relatives de solides présents dans chaque classe, ces masses relatives étant évaluées assez précisément par les mesures des répartitions granulométriques qui seront menées sur des échantillons similaires.

On reconstitue donc un échantillon moyen représentatif de l'ensemble des solides déposés :

- à partir des échantillons de solides prélevés en différents points au fond du bassin,

- en s'appuyant sur les cartographies de volumes déposés et de répartition des granulométries, desquelles on déduit les zones dont chacun des échantillons élémentaires peut être considéré comme représentatif, et le poids (en l'occurrence la masse) à affecter à chacune d'elle.

Pour les mesures physico-chimiques, une moitié de l'échantillon moyen de dépôt est tamisée sur une colonne de 5 grilles dont les mailles sont les suivantes : 630 μm, 400 μm, 250 μm, 100 μm et 50 μm. Le tamisage est réalisé par voie humide avec de l'eau distillée.

Les mesures sont réalisées sur une fraction de l'échantillon brut, sur les refus des 5 tamis et sur le passant à 50 μm, de même que sur une fraction de celui-ci qui a été filtrée à 0.45 μm.

5) On complète ces prélèvements par d'autres réalisés au fond du bassin sec non revêtu

Ces sédiments permettent d'évaluer les caractéristiques des solides déposés au fond de ce dernier bassin. Cette information est indispensable pour la reconstitution des caractéristiques moyennes des solides transférés durant toute la crue.

4.3.4 Choix sur les mesures

Le tableau 4.7 résume les mesures effectuées sur les différents prélèvements prévus pour les deux événements pluvieux étudiés.

Echantillons	Mesures	Pluies concernées
PRELEVEMENTS DE GRANDS ECHANTILLONS D'EAUX ENTRANT DANS LE BASSIN		
Echantillon moyen (quelques litres d'eau brute) de chaque bidon de 200 l	- MES, MVS, DBO5, DCO, NTK, Pb, Zn, Cu, Fe, hydrocarbures totaux - Décantation des solides dans un cône d'Imhoff - spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) dissous	MO1
Echantillon moyen (quelques litres d'eau filtrée à 0.45 μm) de chaque bidon de 200 l	- DBO5, DCO, NTK, Zn, Fe	MO1
Echantillon de 8 g des solides contenus dans chaque bidon de 200 l	Spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) particulaires	MO1
Le reste des solides contenus dans chaque bidon de 200 l	- granulométrie, - masse volumique, - vitesse de chute	MO1
PRELEVEMENTS AUTOMATIQUES (Entrée du bassin, surverses vers E.P. et vers bassin en herbe)		
Tous les échantillons prélevés	- MES	MO1
Regroupement d'échantillons	- MES, MVS, DCO, DBO5, NTK, Pb, Zn, Cu, Fe, Cd, Hydrocarbures totaux	MO1
PRELEVEMENTS DE GRANDS ECHANTILLONS D'EAUX DE VIDANGE DU BASSIN REVETU ET DU BASSIN EN HERBE		
Echantillon moyen de quelques litres d'eau brute	- MES, DCO, DBO5, NTK, Pb, Zn, Cu, Fe - spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) dissous	MO1
Echantillon de 8 g des solides contenus dans les eaux de vidange	- spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) particulaire	MO1
Le reste des solides contenus dans les eaux de vidange	- granulométrie, - masse volumique, - vitesse de chute	MO1
PRELEVEMENTS DE PETITS ECHANTILLONS TEMOINS D'EAU AU COURS DE LA VIDANGE		
Pour chaque échantillon prélevé	- MES, DCO, DBO5, NTK, Pb, Fe, Zn, Cu	MO1
PRELEVEMENTS DES DEPOTS AU FOND DU BASSIN SEC REVETU (3 JEUS DE 10 ECHANTILLONS)		
1 jeu de 10 échantillons (reconstitution d'un échantillon moyen)	Mesures des paramètres physico-chimiques (MES, MVS, DBO5, DCO, NTK, Pb, hydrocarbures totaux) par classes granulométriques	MO1
	Spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) particulaires	MO1
	- granulométrie, - masse volumique, - vitesse de chute	MO1, MO2
2ième jeu de 10 échantillons (les mesures sont effectuées sur chaque échantillon)	Mesures systématiquement effectuées à Seine Saint Denis : granulométrie, masse volumique, vitesse de sédimentation dans un cône d'Imhoff, teneur en eau, matières volatiles	MO1
3ième jeu de 10 échantillons (les mesures sont effectuées sur chaque échantillon)	- granulométrie, - masse volumique, - vitesse de chute	MO1
PRELEVEMENT DES DEPOTS AU FOND DU BASSIN SEC NON REVETU		
Pour chaque échantillon	- granulométrie, - masse volumique, - vitesse de chute	MO2

Tableau 4.7 : Prélèvements et mesures effectués au niveau du bassin de retenue LA MOLETTE

4.4. PRESENTATION DES EXPERIMENTATIONS POUR LES SITES COMPLEMENTAIRES

4.4.1 Les sites

Les caractéristiques des sites complémentaires retenus pour caractériser les solides des rejets pluviaux urbains sont résumés dans le tableau 4.8.

Site ou bassin versant correspondant	Caractéristiques du site	Caractéristiques du bassin versant
LES BROUILLARDS	- bassin de retenue (Figure 4.5) - réseau: pluvial - capacité: 55000 m^3 - situation: Seine Saint Denis	- semi urbain - surface: 8310 ha - urbanisation : 14 %
PERINOT	- bassin de retenue (Figure 4.6) - réseau: unitaire - capacité: 40000 m^3 - situation: Bordeaux	- urbain - surface: 217 ha - imperméabilisation: : 35 %
COLLECTEUR 13	- collecteur: (Figure 4.7) - réseau: unitaire - pente : 0.001 m/m - situation: Marseille	- urbain - surface: 134 ha - imperméabilisation : 87 %

Tableau 4.8 : Caractéristiques des sites complémentaires : LES BROUILLARDS, PERINOT et COLLECTEUR 13

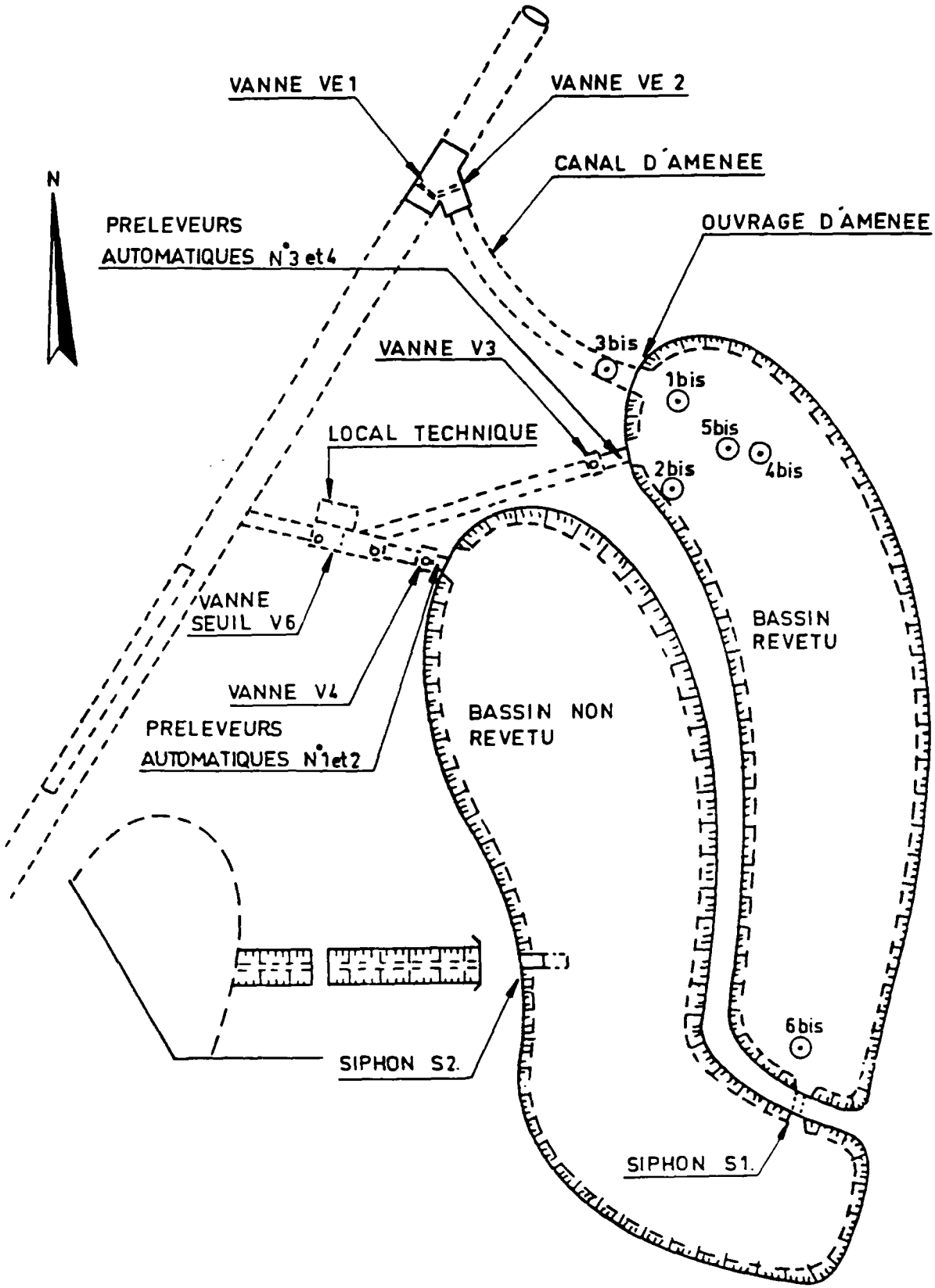


Figure 4.5 : Emplacements des prélèvements des dépôts au fond du bassin de retenue LES BROUILLARDS

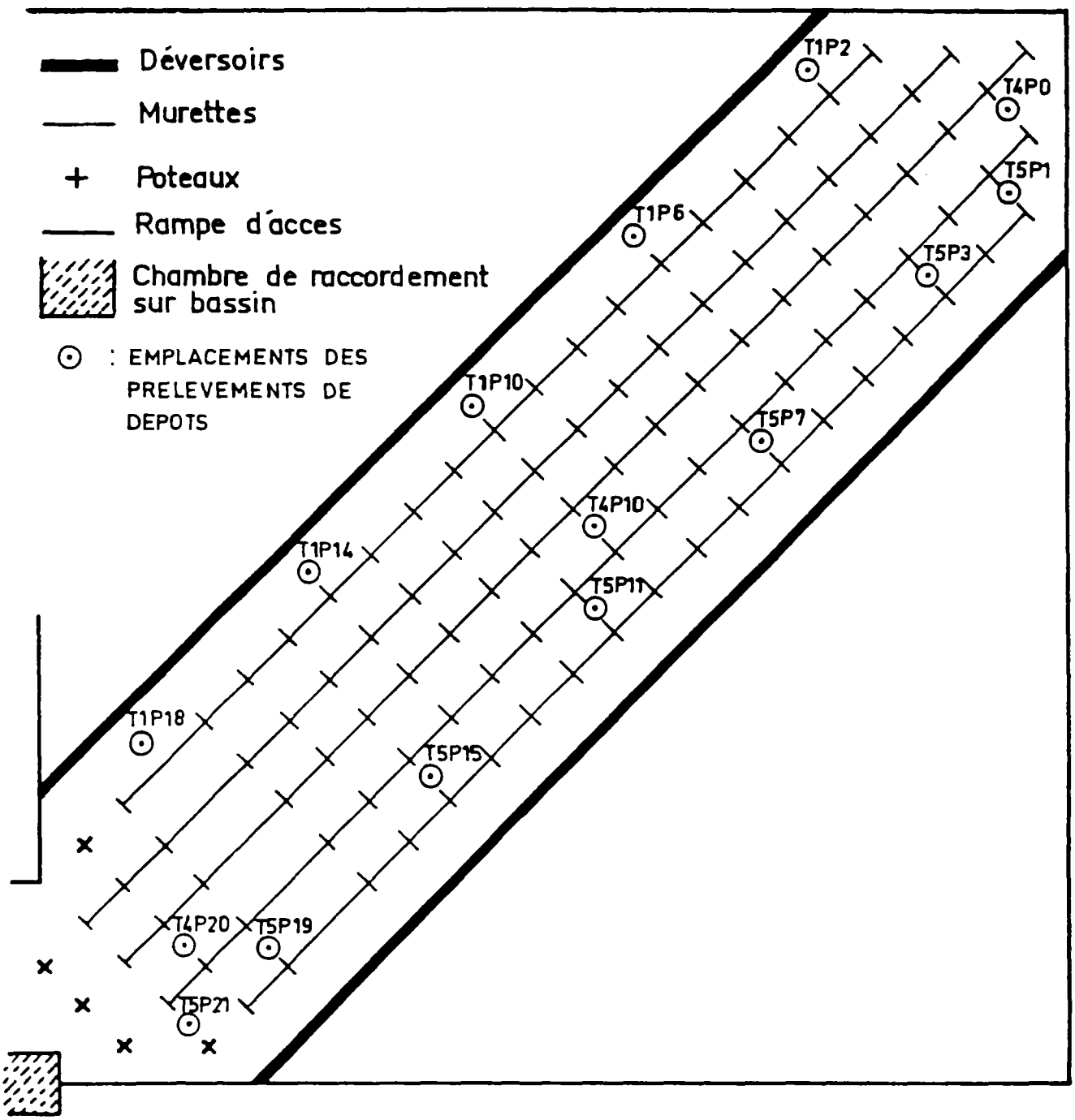


Figure 4.6 : Emplacements des prélèvements des dépôts au fond du bassin de retenue PERINOT

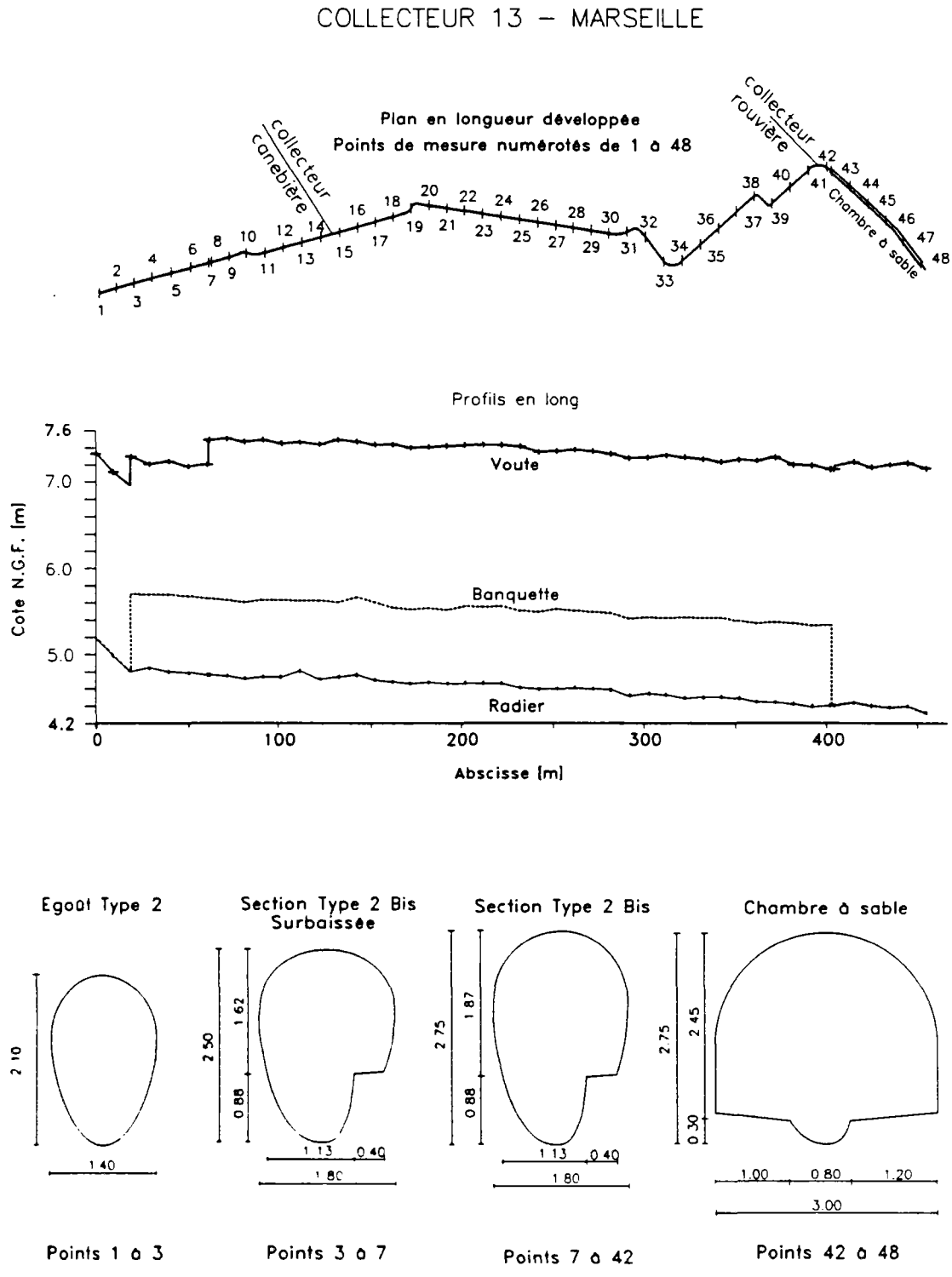


Figure 4.7 : Plan, profils en long et profils en travers du collecteur 13 à MARSEILLE

Une description plus détaillée du collecteur 13 et de son bassin versant sera donnée dans le chapitre suivant où l'étude de la caractérisation des solides déposés dans le collecteur 13 et dans les canalisations amont occupe une grande partie.

Concernant les deux sites LES BROUILLARDS et PERINOT des renseignements supplémentaires sont données dans l'annexe ...

4.4.2 Les événements étudiés

Le tableau 4.10 présente les caractéristiques essentielles des événements étudiés sur les 2 sites : "LES BROUILLARDS" et "COLLECTEUR 13".

A PERINOT, les mesures se sont effectuées sur du dépôt qui était déjà au fond du bassin. Ces solides résultent donc d'une série de crues et sont représentatifs de la moyenne de ce qui peut être transféré en suspension et en temps de pluie au niveau du bassin PERINOT.

Site	Pluie		HP	DP	Im	Imax sur 6 min.	DTS
	Date	Identification					
LES BROUILLARDS	05/12/1988	BR1	37.4	10h 17min	3.64	14.4	11h 9min
COLLECTEUR 13	11/09/1989	CO1	70.7	1h 48min	39.28	138	3 jours
	19/10/1989	CO2	15.9	1h 6min	14.5	32	38 jours
	13/10/1989	CO3	4.9	36min	8.17	33	< 1 jour

Notations :

- HP : Hauteur d'eau tombée en mm
- DP : Durée de la pluie
- Im : Intensité moyenne de la pluie en mm/h
- Imax sur 6 min. : Intensité maximale sur 6 minutes en mm/h
- DTS : Durée de temps sec précédant la pluie

Tableau 4.9 : Caractéristiques des pluies étudiées sur les deux sites LES BROUILLARDS et COLLECTEUR 13

Site	Pluie correspon-dante	Volume d'eau écoulée (m^3)	Débit moyen (m^3/s)	Débit max (m^3/s)
COLLECTEUR 13	CO1	42768	6.6	7.7 - 9.4
	CO2	24498	5.23	6.2
	CO3	5490	1.09	2.5

Tableau 4.10 : Caractéristiques des crues du collecteur 13 consécutives aux pluies échantillonnées à l'exutoire du bassin versant 13

4.4.3 Les prélèvements

4.4.3.1 Bassins de retenue : "LES BROUILLARDS" et "PERINOT"

- échantillons prélevés : dépôts au fond des bassins,

- nombre d'échantillons prélevés : 15 échantillons pour "PERINOT" et 6 échantillons pour "LES BROUILLARDS",

- méthode de prélèvement : pelle,

- localisation des prélèvements : les prélèvements ont été répartis au fond des bassins pour qu'on puisse reconstituer un échantillon assez représentatif de la moyenne de tout ce qui est déposé (figures 4.5 et 4.6).

Remarques :

- les dépôts au fond du bassin "LES BROUILLARDS" sont représentatifs des solides transférés en suspension lors de la crue de 05/12/1988 (voir tableau 4.9),

- les dépôts au fond des deux bassins "BEQUIGNEAUX" et "PERINOT" résultent d'une série de crues. En effet, les prélèvements ont été effectués dans le dépôt déjà en place.

4.4.3.2 Collecteur 13

4.4.3.2.1 Prélèvement au préleveur automatique

Ces prélèvements ont pour but d'étudier la variabilité des concentrations en différents paramètres de pollution au cours de la crue.

Deux préleveurs automatiques ISCO 2700 sont placés l'un à 400 m en amont du point 1, l'autre au point 41 (figure 4.7). Les crépines sont en place, quelques centimètres au dessus de la hauteur d'eau maximale de temps sec afin qu'elles soient préservées du flux de déchets solides transportés par temps sec, et qu'elles soient immergées dès la première montée des eaux consécutive à une pluie. Le déclenchement des préleveurs est commandé par la montée d'un flotteur au-delà d'une côte fixée.

La cadence d'échantillonnage est de un prélèvement élémentaire toutes les trois minutes :

1ère heure : 1 flacon/6mn (2 prélèvements élémentaires) =	9 flacons
3 heures suivantes: 1 flacon/12 min (4 prélèvements élémentaires) =	15 flacons
	24 flacons

4.4.3.2.2 Grands échantillons

Les analyses nécessaires pour la caractérisation des paramètres hydrodynamiques nécessitent une quantité de solides supérieure à 100 grammes. Compte tenu de la concentration des effluents en MES, cela impose de prélever plusieurs centaines de litres d'eau brute puis de séparer les particules pour enfin pouvoir les récupérer.

L'automatisation d'un tel système de prélèvement nécessiterait une source d'énergie qui n'est pas disponible dans le collecteur 13. L'intervention humaine s'impose alors selon le scénario suivant : vigilance assurée par l'opérateur de quart, prise de contact avec le service de la SERAM chargé des prélèvements dès qu'il existe un risque de pluie. Si cette pluie s'avère devoir être un événement intéressant, mobilisation de l'équipe et transport sur place du matériel de prélèvement (pompe, groupe électrogène et bidons).

Malgré toute la bonne volonté et le sérieux de ces équipes, l'intervention sur le terrain a toujours été trop tardive. La réussite de ces prélèvements demande un matériel qui reste en place, et qui ne nécessite ni intervention humaine, ni énergie.

Dans ce but, deux configurations ont été proposées :

- le premier système a pu être imaginé, en profitant du fait qu'il existe une différence de niveau d'eau par temps sec d'environ 1,50 m entre l'exutoire du collecteur 13 et l'émissaire dans lequel il se déverse. Un tuyau nervuré de diamètre 70 mm a été placé sur le bord de la cunette quelques mètres en amont de l'exutoire du collecteur 13, à 10 cm au dessus de la hauteur d'eau maximale atteinte par temps sec. Ce tuyau est relié à 3 bidons de 200 l placés dans l'émissaire en contrebas sur un bateau-vanne. Lors d'un événement pluvieux la montée

des eaux dans le collecteur 13 précède généralement la montée des eaux dans l'émissaire ; ce système peut alors s'amorcer, et assurer le remplissage des bidons par écoulement gravitaire. Ce dispositif a prouvé son efficacité lors de son utilisation pour les deux épisodes pluvieux du 11/09/1989 et 19/10/1989,

- le second schéma de prélèvement consiste à prélever les grands volumes dans la chambre à sable de la rue Rouvière par remplissage gravitaire de 3 fûts fixés horizontalement dans le sens du courant. L'ouverture de remplissage est disposée à environ 15 cm au dessus du niveau maximum de temps sec. Lors de l'élévation de niveau due à la pluie, les fûts se remplissent gravitairement. Ce dispositif, moins lourd à mettre en place et à gérer que le premier, a donné satisfaction lors de son utilisation au cours de l'épisode pluvieux du 13/10/1990.

Le top horaire du déclenchement est connu par recoupement avec les mesures limnigraphiques.

La représentativité du prélèvement en terme de concentration est cernée par comparaison avec les échantillonnages effectués à pas de temps constant au préleveur automatique 80 mètres en amont.

D'autre part, ces grands échantillons d'eau, prélevés essentiellement pour quantifier les caractéristiques hydrodynamiques des solides en suspension, ont été homogénéisé et un échantillon moyen de quelques litres a été reconstitué. Cet échantillon représentatif de la moyenne de la pollution apportée pendant la pluie subit les analyses physico-chimiques prévues dans le tableau 4.11.

4.4.4 Les mesures

Les échantillons prélevés ont subi toutes les analyses indiquées dans le tableau 4.11.

La séparation des deux phases solide et liquide se fait par décantation suivant le schéma de la figure 4.3.

L'évaluation des paramètres physico-chimiques par classes granulométriques des particules se fait suivant le schéma de la figure 4.2.

Site	Echantillons prélevés	Méthode de prélèvement	Analyses effectuées	Pluies concernées
PERINOT	15 échantillons des boues du fond de bassin	Pelle	- granulométrie - masse volumique par classes granulométriques - vitesse de chute par classes granulométriques	Dépôt provenant de plusieurs pluies
LES BROUILLARDS	Suivi de la vidange des bassins revêtu et en herbe	Préleveur automatique ISCO + seau	MES, MVS	BR1
	6 échantillons des boues du fond de bassin	Pelle	- Paramètres de pollution : MVS, Cu, Zn, Pb, Fe - paramètres hydrodynamiques : granulométrie, masse volumique par classes granulométriques, vitesse de chute par classes granulométriques	BR1
COLLECTEUR 13	Suivi de la qualité des eaux à l'amont du Collecteur 13	Préleveur automatique ISCO	MES, MVS	CO1
	Suivi de la qualité des eaux à l'aval du Collecteur 13	Préleveur automatique ISCO	MES, MVS	CO2
			MES, MVS, DCO, NTK, Pb, Hydrocarbures totaux, $NH4^+$, $NO3^-$ sur les échantillons bruts et filtrés à 0.45 μm	CO3
	Grand échantillon d'eau (600 l) à l'aval du Collecteur 13	Siphonnage ou remplissage direct par gravité	MES, MVS, DCO, Hydrocarbures totaux, Pb sur : - échantillon brut - échantillon tamisé à 250, 100, 50 μm - échantillon tamisé à 250, 100, 50, 30, 20 et 10 μm - échantillon tamisé à 100 μm	CO1, CO2, CO3 CO1 CO2 CO3
			Paramètres hydrodynamiques des solides récupérés par décantation : - granulométrie - masse volumique par classes granulométriques - vitesse de chute par classes granulométriques	CO1, CO2, CO3

Tableau 4.11 : Bilan des prélèvements et mesures effectués sur les sites complémentaires : PERINOT, LES BROUILLARDS et le collecteur 13

4.5. Synthèse sur les échantillons prélevés

Elle apparait à travers les deux tableaux 4.12 et 4.13. Dans le premier, nous faisons le compte des mesures qui ont servi pour caractériser les paramètres hydrodynamiques des solides des rejets pluviaux urbains. Le second tableau montre les événements pluvieux pour lesquels nous disposons des données concernant :

- l'abattement de la pollution par décantation,
- la répartition de la pollution entre phase particulaire et dissoute,
- la répartition de la pollution par classes granulométriques des particules solides.

Site	Evénement pluvial	Granulométrie		Masse volumique	Vitesse de chute	
		Tamisage	CILAS HR 850		Pipette	C. de séd. + éprouvette
BEQUIGNEAUX	BE1	21	10	31	3	9
	BE2a+BE2b	29	20	117	5	19
	BE3	28	20	161	12	12
	Repérage	8	6*	5	-	-
LA MOLETTE	MO1	16	18	57	13	12
	MO2	4	8	12	4	6
COLLECTEUR 13	CO1	1	2	10	1	3
	CO2	1	2	7	1	3
	CO3	1	2	4	1	3
LES BROUILLARDS	BR1	6	4	33	2	2 c. séd.+ 74 éprouvettes
PERINOT	Repérage	7	6*	-	1	1
TOTAL		122	98	437	43	70 c. séd.+ 74 éprouvettes

N.B.
** COULTER COUNTER TAII au lieu de CILAS HR 850*

Tableau 4.12 : Nombre de mesures des paramètres hydrodynamiques effectuées dans notre étude

Caractéristiques étudiées	Evénements concernés
Abattement de la pollution par simple décantation	BEQUIGNEAUX : BE0, BE1, BE2a, BE2b, BE3 LA MOLETTE : MO1
Réparation de la pollution entre fraction particulaire et dissoute	BEQUIGNEAUX : BE1, BE2a, BE2b, BE3 LA MOLETTE : MO1 COLLECTEUR 13 : CO1, CO2, CO3
Répartition de la pollution par classes granulométriques	BEQUIGNEAUX : BE3 COLLECTEUR 13 : CO1, CO2

Tableau 4.13 : Evénements concernés par l'étude de la pollution fixée sur les solides

CHAPITRE 5 :

ACQUISITION DES DONNEES SUR LES EVENTUELLES SOURCES DES SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS

5.1. INTRODUCTION

Dans ce chapitre, nous présentons les protocoles d'expérimentations que nous avons mis en place pour caractériser les éventuelles sources des solides des rejets pluviaux urbains.

Notre objectif ne consiste pas à quantifier la contribution des différentes sources des solides aux rejets urbains pluviaux. Nous essayons, surtout, de donner des ordres de grandeur des caractéristiques hydrodynamiques et parfois physico-chimiques, des solides qui pourront contribuer, au moment de la pluie, aux rejets dans le milieu naturel.

Nous travaillons essentiellement sur les solides :

- entrant par les avaloirs au moment de la pluie (avaloirs de la ville de Toulouse),

- transférés (en suspension), au moment de la pluie à l'aval de petits bassins versants unitaires (bassins MARLY et TRIANON à Bordeaux),

- déposés dans des canalisations en amont d'un réseau unitaire (canalisations amont du bassin versant 13 à Marseille),

- déposés dans un collecteur visitable situé à l'aval d'un réseau unitaire (collecteur 13 - aval du réseau du bassin versant 13 à Marseille),

- transférés, en suspension, par temps sec à l'aval d'un réseau unitaire (aval du collecteur 13 à Marseille).

Pour compléter ces expérimentations, nous menons une recherche bibliographique pour caractériser les solides présents dans les poussières atmosphériques et ceux accumulés, en temps sec, sur les surfaces imperméabilisées des bassins versants urbains.

Ce travail a été conduit en commun avec A. BACHOC et D. LAPLACE.

5.2. EXPERIMENTATIONS MENEES AU NIVEAU DES AVALOIRS DE LA VILLE DE TOULOUSE

Le service d'assainissement de la ville de Toulouse puis la Compagnie Générale des Eaux mènent, depuis 1988, un programme de recherche sur la faisabilité de l'injection des eaux de ruissellement urbain dans les nappes.

Dans cette étude, il est prévu d'effectuer des prélèvements des eaux qui transitent, par temps de pluie, dans les avaloirs, ceci afin de mesurer les paramètres classiques de pollution.

Un rapprochement entre notre équipe CERGRENE-IMFT et l'équipe du service d'assainissement de la ville de Toulouse a permis d'obtenir un échantillon prélevé au niveau d'un avaloir drainant une surface routière de 630 m^2. Il est représentatif des 30 premiers litres d'eaux ruisselées.

Les solides récupérés nous ont été fournis, après élimination des particules supérieures à 500 μm qui sont composées essentiellement de débris végétaux. La séparation des solides a été faite par décantation.

Sur cet échantillon, nous avons effectué une série de mesures des paramètres hydrodynamiques.

5.3. EXPERIMENTATIONS MENEES A L'AVAL DES DEUX PETITS BASSINS VERSANTS UNITAIRES MARLY ET TRIANON A BORDEAUX

5.3.1 Généralités

La section R.T.U. du Laboratoire des Ponts et Chaussées de Bordeaux (CETE) mène une étude sur la différence entre le signal pluie et le signal débit pour différentes caractéristiques du bassin versant (pente, urbanisation, type d'habitat, imperméabilisation). Cette expérimentation porte sur 6 bassins élémentaires à exutoire unique représentatifs de quelques types d'habitat : individuel continu, individuel discontinu, petits collectifs (3 ou 4 étages). Pour chaque site, une reconnaissance approfondie du réseau et de son bassin versant est réalisée et des équipements pluviographiques et débitmétriques sont installés.

Un rapprochement entre la section RTU du Laboratoire Régional de Bordeaux (CETE) et l'équipe CERGRENE-IMFT a permis à ces deux équipes de travailler ensemble sur des échantillons prélevés aux exutoires de 2 des 6 bassins déjà indiqués : MARLY et TRIANON. La section RTU s'occupe du prélèvement d'échantillons et des mesures pluviométriques et débitmétriques. L'équipe CERGRENE-IMFT prend en charge la définition du protocole de prélèvement, les mesures prévues sur les échantillons prélevés et l'exploitation des résultats obtenus.

5.3.2 Caractéristiques des deux sites MARLY et TRIANON [BALADES J.D., LE ROUX J., 1988]

5.3.2.1 Type d'habitat

- Marly : petits collectifs (3 ou 4 étages),
- Trianon : individuel discontinu (lotissements récents de la périphérie bordelaise).

5.3.2.2 Répartition des surfaces

On distingue :

- la surface imperméable directement raccordée (notée ID)
- la surface imperméable indirectement raccordée (notée II)
- la surface perméable directement raccordée (notée PD)
- la surface perméable indirectement raccordée (notée PI)

Notons que :

- perméable : jardin ou pelouses + trottoirs, allées, terrasses en gravier,
- imperméable : toitures, voiries, allées et terrasses couvertes.

Les surfaces estimées selon le classement des sols sont résumées dans le tableau 5.1

Sites	Surface totale (m^2)	Surface ID (m^2)	Surface PD (m^2)	Surface II (m^2)	Surface PI (m^2)
Marly	22326	13377	2420	0	6529
Trianon	57133	22456	9281	2322	23074

Tableau 5.1 : Répartition des surfaces sur les deux bassins versants expérimentaux MARLY et TRIANON à Bordeaux

5.3.3 Equipements des deux sites MARLY et TRIANON

5.3.3.1 Mesures pluviométriques

- un pluviomètre (nommé Marly) se trouve dans la zone de résidence Marly,

- un pluviomètre se situe au Laboratoire des Ponts et Chaussées (CETE) (PLUVIOLABO), à proximité des lotissements Trianon et Marly.

Ces deux pluviomètres sont reliés à un appareil qui réalise l'acquisition et le stockage horodaté, à la minute, des mesures de hauteurs d'eau dans les collecteurs à l'exutoire des bassins, réalisées à l'aide de capteurs à ultrasons ainsi que la mémorisation de basculements d'augets.

5.3.3.2 Mesures débitmétriques

La détermination du débit est réalisée à partir de la mesure de la hauteur d'eau sur un déversoir triangulaire à lame mince.

La mesure de hauteur se fait à l'amont des déversoirs par une sonde à ultrasons implantée en "radier" dans l'eau, intégrée dans un tube tranquillisateur.

5.3.4 Prélèvements et mesures

. événement étudié : il a eu lieu le 16/08/1989. Il possède les caractéristiques suivantes :

- hauteur d'eau tombée : 10,6 mm
- durée de la pluie : 46 min
- intensité moyenne : 13,82 mm/h
- intensité maximale sur 5 min : 98,4 mm/h
- volume d'eau ruisselée : 89 m^3 à MARLY et 221 m^3 à TRIANON

- durée de ruissellement : 95 min à MARLY et 100 min à TRIANON
- débit moyen : 15,6 l/s à MARLY et 36,83 l/s à TRIANON
- débit maximum : 71 l/s à MARLY et 248 l/s à TRIANON

. emplacements de prélèvement : exutoire des deux bassins versants expérimentaux MARLY et TRIANON,

. échantillons prélevés : il s'agit de prélever de grands volumes d'eau représentatifs des différentes tranches de l'hydrogramme de ruissellement,

. méthode de prélèvement : au seau, au niveau d'une chute,

. séparation des solides : décantation suivant le schéma de la figure 4.3,

. mesures effectuées : nous distinguons entre deux types de mesures :

- mesures des paramètres physico-chimiques : ils s'effectuent sur un échantillon moyen (sur toute la crue) reconstitué à partir des prélèvements effectués,
- mesures des paramètres hydrodynamiques : ils s'effectuent sur les solides récupérés dans les grands volumes d'eau prélevés. Nous disposons de résultats de granulométrie et de vitesse de chute par tranches de l'hydrogramme ruisselé. En ce qui concerne les masses volumiques, la quantité de solides disponible n'a permis que d'effectuer des mesures représentatives de toute la pluie.

5.4. EXPERIMENTATIONS MENEES DANS LE RESEAU D'ASSAINISSEMENT DU BASSIN VERSANT 13 A MARSEILLE

5.4.1 Site

5.4.1.1 Le bassin versant 13 (voir figure 3.4)

Ce bassin versant est situé en plein centre de la ville de Marseille. Il est très fortement urbanisé.

Ses caractéristiques sont les suivantes :

- surface totale : 134 ha
- nombre d'habitants : estimé à 30.000 habitants.
- imperméabilisation moyenne : 87 %
- pente moyenne : 0.05 m/m
- débit moyen journalier par temps sec à l'exutoire : 0.22 m^3/h avec une concentration assez faible, MES de l'ordre de 100 mg/l

Son drainage est assuré par un réseau unitaire, en majeure partie ramifié.

5.4.1.2 Canalisations amont

Nous présentons dans le tableau 5.2 les caractéristiques des différentes canalisations qui ont fait l'objet de prélèvements.

Les canalisations étudiées se situent dans le bassin versant 13 qui a pour exutoire le collecteur 13. Elles ont été choisies pour qu'elles représentent une série :

- de diamètres (variant de 300 mm à 500 mm, taille au dessus de laquelle on passe, à Marseille, au collecteur visitable T5 (h = 1.25 m)
- de pentes (de 0.2 % à 7.6 %)
- de surfaces drainées (de 0.2 ha à 3.1 ha)
- de degré de ramification
- de modes d'occupation des sols

Concernant le degré de ramification, nous adoptons le codage suivant :

1 : la canalisation ne reçoit aucune autre canalisation et le tronçon curé d'une longueur de 60 m s'étend de la tête du réseau, qui est l'extrémité amont de cette canalisation au regard de prélèvement, c'est un "tronçon de tête",

2.1 : le tronçon curé se situe sur une canalisation qui n'en reçoit pas d'autres, mais son extrémité amont se positionne au niveau d'un regard ou d'un point, lui même situé à l'aval d'un "tronçon de tête",

2.2,3.2 : ces tronçons sont situés à l'aval de 2 (respectivement 3) tronçons d'une longueur de 40 à 80 m, ces tronçons étant des tronçons de tête ou des tronçons de type 2.1. (respectivement 2.1 ou 2.2).

Endroit de prélèvement (Rue)	Diamètre (mm)	Pente (%)	Degré de ramification	Surface drainée (ha)
D'Isoard	300	1.15	1	0.3
Des 3 Mages	300	2.31	2.2	2
Sibié	300	3.63	2.1	0.5
Du Coq	300	4.88	1	0.2
De la Grande Armée	300	7.58	2.1	0.4
Impasse cl Mages	400	0.2	1	1.2
Jean de Bernardy (--> L. Grobet)	400	1.19	2.1	0.6
Jean de Bernardy (--> Isoard)	400	4	2.1	0.7
Espérandieu (3 Mages --> L. Grobet)	400	4.1	2.2	1
Espérandieu (C. Flammarion --> 3 Mages)	400	5.12	1	0.6
Consolat	500	2.1	3.2	1.7
Isoard (J. de Bernardy -->Long-champs)	500	5.2	4.2	3.1

Tableau 5.2 : Caractéristiques générales des canalisations amont du réseau du bassin versant 13

5.4.1.3 Le collecteur 13

Le collecteur 13 reçoit les eaux usées et les eaux de pluie du bassin versant 13. Il se déverse ensuite dans le grand émissaire qui mène à la station d'épuration de Marseille.

5.4.1.3.1 Caractéristiques géométriques

- longueur : 650 m. Le tronçon expérimental se limite à 460 m, partie où le collecteur 13 est visitable et équipé de banquette,

- pente moyenne (voir figure 4.7):

  . 0.001 m/m du point 3 au point 46

  . 0.018 m/m en amont du point 3

- plan, profils en long et profils en travers (voir figure 4.7)

5.4.1.3.2 Apports

Ils se font de 3 manières :

1. par des collecteurs visitables avec 3 apports principaux :

   - égout du type 2 (voir figure 4.7) en amont du point 1 (pente = 0.018 m/m, $Q_{t.sec.}$ = 0.13 m^3/s, surface du bassin versant associé = 78 ha),

   - collecteur canebière entre les points 14 et 15, joignant le collecteur 13 avec un angle avoisinant 45° (pente = 0.02 m/m, $Q_{t.sec.}$ = 0.071 m^3/s, surface du bassin versant associé = 43 ha),

   - collecteur rouvière au point 42 se déversant dans le collecteur 13 par l'intermédiaire d'une chute en escalier (pente = 0.06 m/m puis 2 m/m, $Q_{t.sec.}$ = 0.021 m^3/s, surface du bassin versant associé = 13 ha),

   - égout type spécial au point 3 entre les points 10 et 11 (apports peu importants).

2. par canalisations sanitaires (ø 300 ou ø 400). Ces apports, répartis le long du collecteur, sont peu importants et ont un caractère épisodiques.

3. par bouches avaloirs non sélectives réparties le long du collecteur. Les avaloirs permettent l'entrée dans le réseau à tout ce qui est lessivé sur les surfaces urbaines lors d'événements pluvieux, du nettoyage de la voirie ou de jets par les passants

5.4.1.3.3 Caractéristiques hydrauliques

Le collecteur 13 est unitaire. Son débit moyen journalier de temps sec est de 0.22 m^3/s à l'exutoire. Ce débit de temps sec suit un cycle journalier (Figure 5.1) : période nocturne entre 1 heure et 6 heures où les débits sont faibles (Q_{min} = 0.17 m^3/s à l'exutoire), augmentation à partir de 6 heures pour atteindre le débit maximum entre 8 heures et 10 heures (Q_{max} = 0.28 m^3/s à l'exutoire).

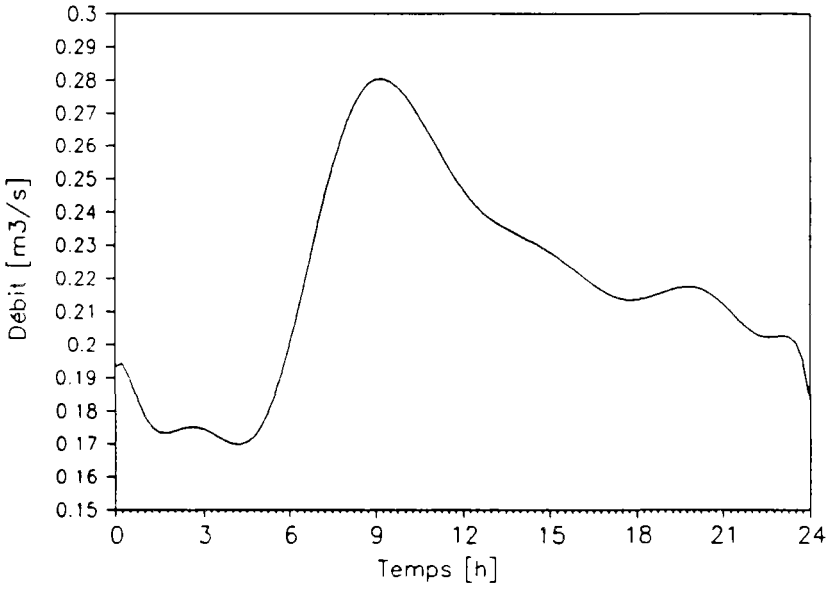


Figure 5.1 : Variations journalières du débit de temps sec à l'exutoire du collecteur 13 à Marseille [LAPLACE D., 1991].

5.4.1.3.4 Aménagement hydraulique

Le collecteur 13 possède deux déversoirs d'eaux pluviales situés :

- au point 12, (dont l'exutoire est dans le collecteur 12)
- au point 33, (dont l'exutoire est dans le grand émissaire).

5.4.2 Prélèvements et mesures

5.4.2.1 Prélèvements d'échantillons de dépôts dans les canalisations amont

5.4.2.1.1 Méthode de prélèvement

Nous avons effectué ces prélèvements par hydrocurage. L'hydrocurage consiste à envoyer, depuis un regard de visite, une tête ou "obus", alimentée par une pompe sous pression (100 bars), via un tuyau souple. La pompe et la réserve (dans notre cas 4 m^3) sont fixées sur un châssis de camion pour constituer une hydrocureuse. Lorsque la pompe est mise en route, des rétro-jets propulsent la tête en avant et le câble se déroule. Au cours de ce trajet "aller", en direction de l'amont, le dépôt est généralement en bonne partie destructuré, décollé ou déplacé, une fraction étant transportée, jusqu'au regard (point de départ) par l'écoulement du débit des jets. Lorsque la tête a atteint un autre regard de visite ou lorsque toute la longueur du tuyau s'est déroulée, celui-ci est rembobinée sur son touret-support, fixé au camion, les jets toujours actifs repoussant devant eux, pendant le trajet retour, les solides qui s'étaient réimmobilisés.

L'opération de prélèvement consiste à recueillir au niveau du débouché de la canalisation, dans le puits du regard de visite, avec un récipient de quelques litres, des fractions représentatives du volume qui s'écoule pendant les trajets aller et retour. La fraction ainsi écopée est déversée dans un bidon de 20 l, périodiquement remonté à la surface pour y être déversé dans une récipient de plus grand volume, pendant qu'un autre bidon de 20 l est rempli. La représentativité du prélèvement est facilitée par le fait que le débit de la pompe à haute pression est assez constant (2.9 l/s), il faut que l'opérateur respecte un rythme d'écopage régulier en l'adaptant pendant les périodes de transition où le débit n'est plus à son maximum.

5.4.2.1.2 Choix sur les prélèvements et mesures

Au niveau du débouché de chacune des canalisations étudiées (voir tableau 5.2) dans le puits du regard de visite, nous avons recueilli un échantillon de solides représentatif du sédiment déposé dans les tronçons situés en amont.

Ces prélèvements ont subi des mesures systématiques de granulométrie, de masse volumique et de matières volatiles par classes de tailles de particules. Seulement trois mesures de vitesse de chute ont été effectuées. Elles concernent les échantillons suivants :

- Rue ISOARD, solides < 50 μm
- Rue CONSOLAT, solides < et > 50 μm

D'autre part, les masses de dépôts ont pu être estimées. Pour cela, la procédure suivante a été adoptée.

Sur le terrain, nous effectuons deux mesures :

- la longueur curée, par la distance entre les deux regards-extrémités ou par la longueur déroulée de tuyau (cette longueur, dans notre cas, varie entre 52 m et 80 m),

- la durée d'hydrocurage (aller + retour), connaissant le débit, on en déduit une valeur approchée du volume d'eau consommé par l'hydrocurage, que nous retenons comme valeur du volume écoulé pendant l'hydrocurage au niveau du regard aval où est effectué le prélèvement ; nous négligeons le débit d'eaux usées qui s'écoule simultanément, car à ce niveau là, il est très intermittent, aléatoirement variable, et aussi parce qu'il ne représente que quelques dixièmes de litres par seconde (contre près de 3 l/s pour l'hydrocurage). En laboratoire, le volume de l'échantillon total (contenu du grand récipient) est mesuré, ainsi que la masse sèche des solides qu'il contient, d'où nous déduisons la concentration moyenne de l'échantillon, considérée comme voisine de celle du volume total écoulé au regard de prélèvement. Connaissant la valeur de ce volume nous en déduisons la valeur de la masse totale mise en mouvement par l'hydrocurage, assimilée à la masse totale préalablement en dépôt dans la canalisation.

Notons enfin que pour la caractérisation des solides en dépôt, nous considérons que ceux de l'échantillon moyen sont assez représentatifs de l'ensemble de ceux qui reposaient dans la canalisation. Au cas où apparait une nette ségrégation dans le mode de déplacement des solides (en suspension, d'une part, et en charriage à l'avant des jets de l'autre), une fraction des solides poussées et prélevée à part, ou ajoutée à l'échantillon au prorata estimé, sur place, des masses totales (estimées) en jeu.

5.4.2.2 Prélèvements d'échantillons de dépôt dans le collecteur 13

5.4.2.2.1 Méthodes de prélèvement

Le choix de la méthode de prélèvement est une opération de première importance car de la qualité et de la performance de la méthode choisie dépend la faisabilité des résultats obtenus ultérieurement lors des analyses.

Ces mesures sont effectuées sur l'échantillon global, ainsi qu'à différents niveaux selon un profil vertical. Ces différentes mesures n'ont pas toutes la même exigence vis à vis de la

technique de prélèvement à employer. Les mesures selon un profil vertical imposent d'extraire un échantillon non remanié alors que les mesures des paramètres hydrodynamiques sur échantillon global ne l'exigent pas.

Une étude bibliographique des différentes méthodes applicables en égout a été réalisée par [D. LAPLACE, D. ROBBE, F. VALENTIAN, 1988] et a fait l'objet d'un rapport intitulé "Protocole de prélèvement de dépôt dans les collecteurs d'assainissement". Il en ressort que deux méthodes donnent satisfaction :

- le prélèvement à la pelle (après détournement des eaux) pour les mesures globales de granulométrie, vitesse de chute et masse volumique,
- le prélèvement par congélation pour les autres mesures.

/ *Prélèvement à la pelle*

C'est une technique simple à mettre en oeuvre et peu onéreuse. Elle permet d'obtenir des volumes importants mais de matériau remanié.

Les opérations de prélèvement ont été effectuées après détournement des eaux et ceci pour éviter un problème d'entraînement des particules par l'écoulement.

Les prélèvements effectués ont permis d'étudier la variabilité spatiale de la granulométrie, masse volumique et vitesse de chute tout au long du dépôt du collecteur 13.

/ *Prélèvement par congélation*

Inspiré des travaux de Morel (1971) [cité dans LAPLACE D., ROBBE D., VALENTIAN F., 1988], D. LAPLACE a développé spécifiquement pour notre étude, une technique de prélèvement de dépôt par congélation.

Cette technique consiste à injecter de l'azote liquide (- 195,7 °C) dans un tube pointu à sa base, préalablement enfoncé dans le dépôt. La congélation d'une carotte d'environ 15 cm de diamètre s'effectue en une dizaine de minutes. Le tube est ensuite arraché à l'aide d'un palan, entraînant le dépôt congelé autour de lui (Figure 5.2).

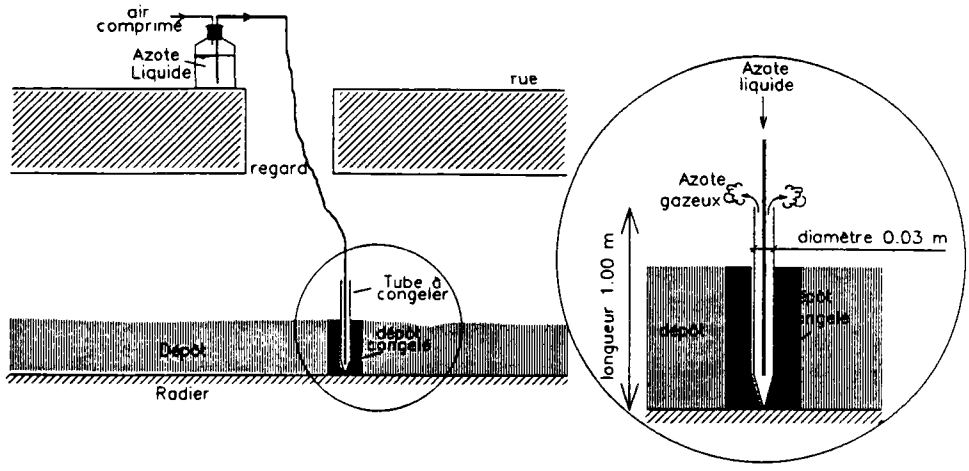


Figure 5.2 : Prélèvements de dépôt par congélation [LAPLACE D., 1991]

L'échantillon ainsi extrait semble parfaitement conserver la structure du dépôt en place. Cependant un remaniement doit quand même avoir lieu suite à l'enfoncement contre les parois du tube, surtout en surface du dépôt. La structure de l'échantillon peut être légèrement modifiée par l'expansion qui fait suite à la transformation de l'eau interstitielle en glace. Il est très difficile de quantifier l'importance de ce phénomène, ainsi que son incidence sur les mesures prévues, mais il est probable qu'elle reste faible dans la masse du dépôt. Les réactions biologiques étant bloquées par le froid, le risque d'évolution de ces paramètres pendant le délai qui sépare le prélèvement des analyses devient extrêmement réduit.

Une fois extrait, l'échantillon est placé dans un congélateur transportable, et peut être ainsi acheminé jusqu'aux laboratoires d'analyse.

5.4.2.2.2 Choix sur les prélèvements et mesures

Cinq campagnes de prélèvements ont été effectuées le jour 16, jour 64, jour 77, jour 330 et jour 517 après le curage du collecteur 13 (13 Juillet 1988), afin de suivre globalement l'évolution dans le temps des caractéristiques des solides déposés. Ces informations sont complétées grâce aux échantillons prélevés par congélation aux points 3 et 10 repérés dans la figure 4.7.

Sur ces différents prélèvements, nous avons effectué systématiquement des mesures granulométriques et de masses volumiques par classes de taille de particules. De plus, un nombre assez important de mesures de vitesse de chute a été menée. A ceux ci, nous ajoutons les mesures des matières volatiles qu'ont subies les échantillons prélevés par congélation.

5.4.2.3 Prélèvements et mesures sur les eaux de temps sec

5.4.2.3.1 Prélèvements aux préleveurs automatiques

Deux campagnes de prélèvements ont été menées le 15-16/02/90 et 5-6/06/90.

Ces prélèvements ont pour but de donner des ordres de grandeur et de situer la variabilité journalière de la charge polluante véhiculée par le collecteur 13.

Les échantillons sont effectués à pas de temps constant grâce à un préleveur automatique ISCO 2700 comprenant 24 flacons d'une contenance de 1 litre.

La cadence d'échantillonnage est de un prélèvement élémentaire toutes les dix minutes :

Pendant 24 h : 1 flacon/heure (6 prélèvements élémentaires) = 24 flacons

Le lieu de prélèvement est situé en aval du collecteur 13 au point 41 (voir figure 4.7). La vitesse et la turbulence locale de l'écoulement semblent provoquer une certaine homogénéisation du profil de répartition des MES. La crépine est placée verticalement, à 40 cm du radier, environ à mi hauteur dans l'écoulement.

La série de prélèvements réalisée en ce point le 15-16/02/1990 était couplée avec des mesures de débits grâce à un seuil rectangulaire placé à l'extrême aval du collecteur (point 47).

Les échantillons prélevés subissent les mesures indiquées dans le tableau 5.3.

5.4.2.3.2 Prélèvements de grands échantillons d'eau

Ces prélèvements ont pour but de caractériser les particules solides transitées en suspension par temps sec.

Une pompe immergée minivortex (600 W, 5 m^3/h, diamètre d'aspiration 30 mm), placée dans la partie basse de l'écoulement permet de remplir trois bidons de 200 litres chacun.

Le lieu de prélèvement est situé à l'aval du collecteur 13 au point 41. Ces prélèvements ont été effectués à la pointe de temps sec entre 8h30 et 9h. Ils ont eu lieu à deux reprises le 18/02/89 et 06/06/90.

La récupération des solides se fait suivant le schéma de la figure 4.3

Les mesures effectuées sont résumées dans le tableau 5.3.

Echantillon	Mesures	Date de prélèvement
Prélèvements automatiques		
Pour chaque flacon	MES, MVS	15-16/02/1990
Echantillon moyen reconstitué à partir des flacons	MES, MVS, DCO, DBO_5, NTK, Hydrocarbures totaux, plomb, pH et conductivité NB. les paramètres soulignés seront mesurés sur : - l'échantillon brut - l'échantillon filtré à 0,45 μm - l'échantillon centrifugé	05-06/06/1990
Prélèvements de grands échantillons d'eau		
Echantillons moyens de quelques litres d'eau	MES, MVS, DCO, DBO5, NTK, Hydrocarbures totaux, plomb, pH et conductivité NB. les paramètres soulignés seront mesurés sur : - l'échantillon brut - l'échantillon filtré à 0,45 μm - l'échantillon centrifugé	18/02/1990 et 06/06/1990 18/02/1990 et 06/06/1990 06/06/1990
Solides contenus dans le grand échantillon prélevé	- granulométrie - masse volumique par classes granulométriques - vitesse de chute par classes granulométriques	18/02/1990 et 06/06/1990

Tableau 5.3 : prélèvements et mesures sur les eaux de temps sec du collecteur 13

5.5. BILAN DES PRELEVEMENTS

Nous présentons dans le tableau 5.4, le nombre de mesures effectuées par nos soins sur les échantillons prélevés. A ceux ci, il faut ajouter les mesures des paramètres classiques de pollution qui ont été effectuées par les laboratoires des organismes associés sur les échantillons suivants :

- eaux transférées par temps de pluie à l'aval des deux bassins versants MARLY et TRIANON,
- eaux usées urbaines transférées par temps sec à l'aval du collecteur 13.

Ces dernières mesures sont en nombre relativement limité.

Sources	Granulométrie		Masse volumique	Vitesse de chute		Matières volatiles
	Tamisage	CILAS HR 850		Pipette	C. séd. (éprouv.)	
Ruissellement urbain (solides entrant dans les avaloirs de la ville de Toulouse)	1	2	2	1	1	-
MES des eaux usées de temps sec (Collecteur 13, Marseille)	2	4	4	2	3	2
MES transférés à l'amont d'un réseau unitaire (TRIANON + MARLY)	9	18	4	6	4	2
Dépôts dans les canalisations amont (Bassin versant 13, Marseille)	18	16	98	3	1	24
Dépôts dans un collecteur visitable (Collecteur 13, Marseille)	65	8	436	2	16 C. Séd. (271 éprouv.)	63
TOTAL	95	48	544	14	25 C. Séd. (271 éprouv.)	91
Notations : - C. Séd. : Colonne de sédimentation - Eprouv. : Eprouvette						

Tableau 5.4 : Mesures effectuées pour caractériser les sources des solides des rejets pluviaux urbains

DEUXIEME PARTIE

RESULTATS DES MESURES

CHAPITRE 6

CARACTERISATION DES SOLIDES EN SUSPENSION DANS LES REJETS PLUVIAUX URBAINS

6.1. INTRODUCTION

Dans ce chapitre, nous étudions les caractéristiques des matières en suspension (MES) dans les rejets pluviaux urbains.

Nous faisons tout d'abord, un rappel sur les sites d'expérimentations et sur les événements pluvieux étudiés.

Nous présentons, ensuite, les résultats concernant d'une part la pollution particulaire, son importance par rapport à la part dissoute et sa répartition par taille de particules et d'autre part la granulométrie, la masse volumique et la vitesse de chute des solides.

Nous avons étudié les écoulements consécutifs à 9 pluies, celles ci étaient réparties sur 4 sites différents. Nous aurions pu concentrer nos efforts sur un seul site, de manière à pouvoir dégager une certaine validité statistique de nos observations. Nous avons choisi au contraire de disperser nos investigations, pour plusieurs raisons :

1. plusieurs organismes d'exploitation de réseaux d'assainissement et plusieurs agences de l'eau étaient prêts à contribuer de manière très significative à l'effort impliqué pourvu que les expérimentations soient menées sur leur territoire,

2. les moyens mobilisables, en finances, en capacités techniques et en disponibilité de personnel qualifié ne permettaient d'envisager de mener qu'un nombre limité d'opérations nécessairement lourdes comme on l'a vu au chapitre 4 : le chiffre de 9 événements n'a pu être atteint que grâce à un montage d'opérations complémentaires du programme initial,

3. avec un tel effectif, on ne pouvait pas avoir de réelles ambitions sur le plan statistique,

4. par contre, il était possible en choisissant des cas assez contrastés de chercher à identifier des stabilités ou des variabilités des paramètres sur lesquels nous nous sommes centrés et c'est ici notre objectif essentiel.

Nous avons donc fait, d'une certaine manière un pari : celui que nous obtiendrions des résultats dont on peut dégager assez clairement et indiscutablement une certaine logique. Nous en tirerons le bilan en fin de chapitre.

6.2. RAPPEL DU CONTEXTE EXPERIMENTAL

6.2.1 Les sites étudiés

Dans ce chapitre, nous exploitons, essentiellement, les résultats obtenus sur les sites présentés dans le tableau 6.1.

Site	S* [ha]	C_{imp}* [%]
BEQUIGNEAUX (Pluvial, Bordeaux)	606	50
LES BROUILLARDS (Pluvial, SSD**)	8310	≈ 14
LA MOLETTE (Surverses d'unitaires, SSD**)	≈ 8000	-
COLLECTEUR 13 (Unitaire, Marseille)	134	87

Notations :

* S : Surface du bassin versant

C_{imp} : Coefficient d'imperméabilisation

** SSD : Seine Saint Denis

Tableau 6.1 : Caractéristiques des sites étudiés

Nous ne tenons pas compte des prélèvements de repérage effectués à BEQUIGNEAUX et à PERINOT, la représentativité des résultats correspondants n'étant pas satisfaisante (voir chapitre 8).

L'étude détaillée des caractéristiques des sites retenus et des protocoles expérimentaux adoptés a été abordée dans le chapitre 4.

6.2.2 Les pluies

Le tableau 6.2 donne les principales caractéristiques des pluies étudiés, le tableau 6.3 celles des crues qu'elles ont généré et le tableau 6.4 celles des pollutogrammes, en MES, associés.

On peut noter tout d'abord :

1. les bilans de volume ruisselé indiquent une probable hétérogénéité dans la répartition spatiale des pluies étudiées à Marseille : les précipitations relevées au pluviomètre Long Champ, sur le bassin versant 13 à l'amont semblent, par rapport à la lame d'eau moyenne :

. surestimées le 11/09/1989

. sous-estimées le 19/10/1989

. légèrement surestimées le 13/10/1990.

2. pour les sites BEQUIGNEAUX, LA MOLETTE et LES BROUILLARDS, les solides prélevés sont représentatifs de la totalité de la crue étudiée.
Dans le collecteur 13, les prélèvements ont été effectués au moment de la montée de l'hydrogramme. Ils sont donc représentatifs de la première partie des crues

3. d'autre part, sur les charges en solides, on peut noter tout de suite :

- l'importance des masses qui peuvent être rejetées à l'occasion des fortes pluies, jusqu'à plus de 25 tonnes de matières en suspension,

- l'amplitude des variations de ces masses rejetées d'un événement à l'autre sur le même site : de 0.7 à 12.3 tonnes à l'aval du bassin versant 13 (de 1 à 17 pour un rapport de volumes de 1 à 8),

- la relative stabilité pour un site donné, des concentrations moyennes en MES : par exemple, sur le collecteur 13, les valeurs obtenues passent de 133 mg/l pour une pluie faible (H = 4.9 mm) à 287 mg/l pour une pluie moyenne (H = 15.9 mm) ou une pluie forte (H = 70.7 mm). Mais les plus fortes valeurs sont obtenues pour les pluies correspondants, dans le cas des pluies étudiées là, aux forts volumes ce qui provoque l'accentuation relevée des différences entre masses rejetées.

4. notons enfin que les concentrations moyennes en MES obtenues au cours des pluies étudiées (sauf peut être la pluie faible du 13/10/1990 sur le bassin versant 13) sont équivalentes aux valeurs moyennes annuelles des eaux des rejets pluviaux urbains. Ces dernières se situent entre 182 et 456 mg/l pour un réseau pluvial et 232-545 mg/l pour un réseau unitaire.

Site	Date de la pluie	H_p* [mm]	D_p*	I_m* [mm/h]	I_{max} sur 6 min* [mm/h]	DTS*
BEQUIGNEAUX (Pluvial, Bordeaux)	30/11-1/12/88	6.6	10h52	0.61	6	3 jours
	2-4/12/88	10.2	6h1	1.7	11	< 1 jours
	(2 pluies successives)	9.8	13h57	0.7	18	5h46
	19/10/89	11.4	2h34	4.44	12	< 1 jour
LES BROUILLARDS (Pluvial, SSD**)	5/12/88	37.4	10h17	3.64	14.4	11h9
LA MOLETTE (Surverses d'unitaires, SSD)	07/08/89	13.8	1h35	8.7	19.2	30h27
	27/6/90	36.4	45	48.5	152	16h7
COLLECTEUR 13 (Unitaire, Marseille)	11/9/89	70.7	1h48	39.28	138	3 jours
	19/10/89	15.9	1h6	14.5	32	38 jours
	13/10/90	4.9	36	8.17	33	< 1 jour

Notations :

* H_p : Hauteur d'eau précipitée mesurée

D_p : Durée de la pluie

I_m : Intensité moyenne = H_p / D_p

Imax sur 6 mn: Intensité moyenne maximale sur 6 min

DTS : Durée de temps sec précédant la pluie

** SSD : Seine Saint Denis

Tableau 6.2 : Caractéristiques des pluies étudiées

Site	Date de la pluie	V* [m³]	Q_m* [m³/s]	Q_{max}* [m³/s]
BEQUIGNEAUX (Pluvial, Bordeaux)	30/11-1/12/88	10467	0.22	1.61
	2-4/12/88 (2 pluies succes-sives)	18191	0.84	2.81
		13489	0.88	4.12
	19/10/89	14329	0.80	-
LES BROUILLARDS (Pluvial, SSD**)	5/12/88	-	-	-
LA MOLETTE (Surverses d'unitaires, SSD)	07/08/89	42000	3.10	4.9-5.1
	27/6/90	-	-	-
COLLECTEUR 13 (Unitaire, Marseille)	11/9/89	42768	6.6	7.7-9.5
	19/10/89	24498	5.23	6.3
	13/10/90	5490	1.09	2.5

Notations :

* V : Volume d'eau de la crue au lieu de prélèvement

Q_m : Débit moyen

Q_{max} : Débit maximum

** SSD : Seine Saint Denis

Tableau 6.3 : Caractéristiques des crues étudiées

Site	Date de la pluie	C_{MES}* [mg/l]	F_{MES}* [kg/s]	M_{MES}* [ton.]	M_{MES}* [ton./ha.imp.]
BEQUIGNEAUX (Pluvial, BORDEAUX)	30/11-1/12/88	277	0.061	2.9	$9.6\ 10^{-3}$
	2-4/12/88 (2 pluies successives)	437	0.367	8	$26.4\ 10^{-3}$
		244	0.215	3.3	$10.9\ 10^{-3}$
	19/10/89	391	0.313	5.6	$18.5\ 10^{-3}$
LES BROUILLARDS (Pluvial, SSD**)	5/12/88	-	-	-	-
LA MOLETTE (Surverses unitaires, SSD)	07/08/89	612	1.9	25.7	-
	27/6/90	-	-	-	-
COLLECTEUR 13 (Unitaire, MARSEILLE)	11/9/89	287	1.9	12.3	$105.1\ 10^{-3}$
	19/10/89	275	1.4	6.7	$57.3\ 10^{-3}$
	13/10/90	133	0.14	0.7	$60\ 10^{-3}$

NOTATIONS

* C_{MES} : Concentration moyenne en MES

F_{MES} : Flux moyen en MES

M_{MES} : Masse rejetée de MES en tonne (ton.) et en tonne/hectare imperméabilisé (ton/ha.imp.)

** SSD : Seine Saint Denis

Tableau 6.4 : Concentrations, flux et masses des matières en suspension (MES) dans les pluies échantillonnées dans le cadre de notre étude

6.3. IMPORTANCE DE LA POLLUTION FIXEE SUR LES SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS

Le tableau 6.5 montre les proportions moyennes de la pollution fixée sur les solides par rapport à la pollution totale (particulaire + dissoute) dans trois sites :

- bassin de retenue BEQUIGNEAUX
- bassin de retenue LA MOLETTE
- collecteur 13

Dans les trois cas, la pollution particulaire est nettement dominante.

Ce résultat qui apparait très important pour le plomb, convaincant pour la DCO et la DBO_5, étonnant pour les hydrocarbures totaux et moins net pour le NTK, concorde bien avec les valeurs obtenues pour l'abattement de la pollution par simple décantation dans les deux bassins BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE (voir tableau 11.9, chapitre 11).

De plus, 93 % des PCB_s d'après MARSALEK J. (1990), 90 % des HAP_s, 97 % du benzopyrène, 85 % du fluoranthène d'après HERREMANN R. et KARI F.G. (1990) semblent être associés aux solides en suspension dans les eaux de ruissellement urbain.

La prédominance très nette de cette pollution particulaire confirme pleinement tout l'intérêt, vis à vis de l'analyse de la pollution des rejets pluviaux urbains, de l'étude de son principal support : les particules solides.

Site	Date de la pluie	Paramètres de pollution (%)				
		DCO	DBO_5	NTK	HC	Pb
BEQUIGNEAUX (Pluvial, Bordeaux)	16-17/3/88	> 85 %	> 81 %	> 75 %	-	-
	30/11-1/12/88	89 %	> 79 %	57 %	> 86 %	96 %
	3/12/88	91 %	> 91 %	72 %	> 87 %	89 %
	4/12/88	84 %	> 77 %	82 %	-	79 %
	19/10/89	89 %	95 %	67 %	-	95 %
LA MOLETTE (Surverses d'unitaires, SSD)	07/08/89	88 %	83 %	48 %	-	99 %
COLLECTEUR 13 (Unitaire, Marseille)	11/9/89	92 %	91 %	80 %	94 %	> 99.98 %
	19/10/89	83 %	-	-	99 %	99.5 %
	13/10/90	91 %	-	70 %	82 %	99.5 %

Tableau 6.5 : Pollution fixée sur les particules solides (en % de la pollution totale)

6.4. GRANULOMETRIE DES SOLIDES EN SUSPENSION

6.4.1 Présentation des résultats

A partir des résultats des mesures sur les différents échantillons prélevés (voir chapitre 4), nous avons reconstitué la granulométrie moyenne des solides en suspension au cours de chacune des crues étudiées.

Les résultats obtenus sont présentés en annexe C.1.1. A chaque événement pluvial correspondent deux feuilles de résultats : la première montre les résultats obtenus sans agitation par ultrasons ; la deuxième correspond aux résultats obtenus après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm à des durées croissantes d'agitation par ultrasons jusqu'à stabilisation de la courbe granulométrique. Dans les deux cas, les particules de dimensions supérieures à 100 μm n'ont pas été exposés au ultrasons. Le jet d'eau et le pinceau utilisés lors du tamisage sont jugés suffisants pour désagglomérer les particules

Les résultats sont présentés sous 4 formes :

1. présentation numérique, sous forme de tableaux des résultats obtenus

2. présentation graphique cumulative avec échelle logarithmique en abscisse et linéaire en ordonnées. En abscisse, nous présentons le diamètre équivalent exprimé en micromètres et en ordonnée le passant cumulé exprimé en pourcentage.
Ce type de présentation permet d'accéder facilement, ou au moins d'avoir un ordre de grandeur de certains indices granulométriques tels que D10, D50, D90 qui sont les mailles fictives par lesquelles "passeraient" respectivement 10, 50 et 90 % de la masse des particules mesurées. Les représentations semi-logarithmiques, recommandées par la norme AFNOR, permettent une manipulation plus facile des courbes. Par contre, elles déforment la vraie étendue des classes granulométriques et par conséquent la forme de la courbe correspondante

3. histogramme de la fraction en masse, où nous présentons en abscisse les numéros accordés aux différentes classes granulométriques (reportés dans les tableaux de résultats en annexe C.1.1 et en ordonnée les pourcentages en masse par classes granulométriques.
Comparée aux tableaux numériques, cette représentation a l'avantage de visualiser les résultats. Mais elle ne traduit pas toute l'information nécessaire : elle ne permet pas de juger de la présence ou non de plusieurs modes dans les courbes granulométriques. En effet, la forme des histogrammes de la fraction en masse dépend, non seulement, des caractéristiques de l'échantillon concerné, mais aussi

de la largeur (étendue) des classes granulométriques qui, dans notre cas, varient de quelques microns (cas du CILAS HR 850 pour les particules < 100 μm) à plusieurs centaines de microns (cas du tamisage pour les particules > 100 μm)

4. histogramme de densité de distribution dans lequel nous présentons en abscisse les numéros attribués aux différentes classes granulométriques (reportés dans les tableaux de résultats en annexe C.1.1) et en ordonnée la densité de distribution considérée comme homogène dans une classe granulométrique et donc égale au pourcentage de la masse des particules de la classe divisée par la largeur de cette classe.

Dans ces graphiques, nous éliminons l'influence des largeurs des classes granulométriques sur la forme des courbes. Ce type de représentation nous permet donc de juger de l'éventuelle présence de plusieurs modes dans les courbes granulométriques.

6.4.2 Ordre de grandeur

6.4.2.1 Les indicateurs utilisés

Les tableaux 6.6 et 6.7 synthétisent les principales caractéristiques des courbes granulométriques obtenues. Les indices % < 100 μm, D10, D50 et D90 ont été utilisés.

Le pourcentage en masse des particules de dimension inférieure à 100 μm (noté : % < 100 μm) est utile parce que d'une part il peut être un indicateur de la proportion des particules relativement fines et d'autre part il nous permet de comparer globalement les caractéristiques des échantillons ayant subi une analyse partielle (tamisage seulement) et ceux qui ont subi une analyse complète (tamisage + CILAS HR 850).

D10 et D90 sont respectivement des indicateurs des extrémités de la plage où l'on trouve l'essentiel des particules.

Le diamètre médian (noté D50) est un paramètre caractérisant la globalité de l'échantillon, autour duquel se situe la plage évoquée plus haut.

Dans ce paragraphe, nous essayons de présenter et d'interpréter les résultats obtenus et leurs variabilités suivant :

- les différents sites et leurs caractéristiques
- les différentes pluies et leurs importances.

Site	Type du réseau	Surface du B.V.	Date de la pluie	Intensité moyenne	D10 [μm]	D50 [μm]	D90 [μm]	% < 100μm
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	1/12/88	0.6 mm/h	8	29.4	265	85
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	2-4/12/88 (2 pluies)	1.7 mm/h 0.7 mm/h	7.4	32.9	1375	80
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	19/10/89	4.44 mm/h	8.6	37.5	428	76
LES BROUILLARDS, SSD	PLU	8310 ha	5/12/88	3.64 mm/h	5.7	28.7	400	82
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	7/8/89	8.7 mm/h	3.7	25.1	403	82
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	27/6/90	48.5 mm/h	5.4	32.0	243	76
BV 13, Marseille	UN	134 ha	11/9/89	39.28 mm/h	7.1	38.3	328	66
BV 13, Marseille	UN	134 ha	19/10/89	14.5 mm/h	4.8	31.3	183	79
BV 13, Marseille	UN	134 ha	13/10/90	8.17 mm/h	12.9	43.8	497	73
Moyenne générale, réseau pluvial					7.4	32.1	617	81
Ecart type, réseau pluvial					1.1	3.5	442	3.3
Moyenne générale, réseau unitaire					6.78	34.1	331	75
Ecart type, réseau unitaire					3.25	6.4	112	5.5
Moyenne générale					7.1	33.2	458	78
Ecart type					2.5	5.4	338	5.4

Tableau 6.6 : Valeurs des indicateurs granulométriques D10, D50, D90 et % < 100 μm pour différentes pluies sur divers bassins versants (B.V.) drainés par des réseaux unitaires (UN) ou pluviaux (PLU). Résultats obtenus sans exposition des particules de dimension inférieure à 100 μm aux ultrasons

Site	Type du réseau	Surface du B.V.	Date de la pluie	Intensité moyenne	D10 [μm]	D50 [μm]	D90 [μm]	% < 100μm
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	1/12/88	0.6 mm/h	5.9	32.2	240	86
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	2-4/12/88 (2 pluies)	1.7 mm/h 0.7 mm/h	5.1	42.8	1375	79
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	19/10/89	4.44 mm/h	3.4	33.3	428	76
LES BROUILLARDS, SSD	PLU	8310 ha	5/12/88	3.64 mm/h	3.3	32.0	400	82
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	7/8/89	8.7 mm/h	2.5	25.7	403	82
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	27/6/90	48.5 mm/h	3.2	35.1	243	75
BV 13, Marseille	UN	134 ha	11/9/89	39.28 mm/h	3.8	35.7	328	67
BV 13, Marseille	UN	134 ha	19/10/89	14.5 mm/h	3.2	34.6	188	78
BV 13, Marseille	UN	134 ha	13/10/90	8.17 mm/h	4.6	40.5	497	74
Moyenne générale, réseau pluvial					4.4	35.1	611	81
Ecart type, réseau pluvial					1.1	4.5	447	3.7
Moyenne générale, réseau unitaire					3.5	34.3	332	75
Ecart type, réseau unitaire					0.7	4.8	110	5.0
Moyenne générale					3.9	34.7	456	78
Ecart type					1.0	4.7	339	5.2

Tableau 6.7 : Valeurs des indicateurs granulométriques D10, D50, D90 et % < 100 μm pour différentes pluies sur divers bassins versants (B.V.) drainés par des réseaux unitaires (UN) ou pluviaux (PLU). Résultats obtenus après exposition des particules de dimension inférieure à 100 μm aux ultrasons

6.4.2.2 analyse des résultats

Les résultats présentés dans les deux tableaux 6.6 et 6.7 montrent :

1. une prédominance des fines (< 100 μm) parmi les solides transférés en suspension à l'aval des réseaux d'assainissement. Le pourcentage massique des particules de dimension inférieure à 100 μm est de l'ordre de 66-86 %, le diamètre médian variant entre 25 et 43 μm

2. pour les 4 sites étudiés et les 9 pluies échantillonnées, les résultats granulométriques sont assez stables. Les différences observées dans les valeurs de D90 n'influencent pas beaucoup cette stabilité, vu que les pourcentages des particules grossières (> 100 μm) sont faibles. Cependant, il semble apparaître que :

- la proportion massique des particules de dimension supérieure à 100 μm est plus forte dans les réseaux unitaires (moyenne de 24.8 % pour un écart type de 5.5 %) que dans les réseaux séparatifs (moyenne de 19.2 % pour un écart type de 3.3 %)
- les caractéristiques granulométriques des solides transférés en suspension dépendent un peu des caractéristiques de l'événement pluvial : les pluies les plus importantes en hauteur d'eau précipitée et en intensité entraînent une plus grande proportion de particules moins fines au niveau aussi bien du ruissellement en surface que des écoulements en réseau

Les fluctuations du second ordre d'une pluie à l'autre ou d'un site à un autre sont difficilement interprétables sur la base des données disponibles, d'autant plus qu'elles peuvent être en partie, le reflet des différences qui existent entre les protocoles expérimentaux adoptés sur les différents sites. Sur le collecteur 13, par exemple, il risque d'être vain d'élaborer des explications concernant les variations secondaires entre différentes pluies dans la mesure où ces résultats sont peut être plus le reflet des variations au cours de la crue.

Les faibles différences constatées entre écoulements supports (séparatifs ou unitaires) sont dues (comme nous le verrons dans le chapitre 10) au fait que la granulométrie des fines (< 100 μm) dans les eaux usées urbaines et dans les dépôts au fond des réseaux d'assainissement est assez proche de celle des fines entraînées sur les surfaces urbaines.

L'homogénéité des résultats entre divers sites et différentes pluies peut s'expliquer, en partie par :

- le fait que la ville est un filtre qui produit des particules solides de toutes tailles, mais les plus fines susceptibles d'être entraînées en surface ou en réseau possèdent des caractéristiques granulométriques qui semblent être assez stables indépendamment de la situation géographique

- la valeur des seuils de maintien en suspension qui peut expliquer, partiellement bien sur, que le pourcentage des particules grossières est toujours relativement faible [BACHOC A., CHEBBO G., LIN H., LAPLACE D., 1991]

- un éventuel phénomène d'agglomération permettant aux fines (< 100 μm) d'atteindre une répartition granulométrique "d'équilibre" quelque le soit le site ou l'événement pluvial

Les différences très faibles entre les valeurs obtenues au début de la crue dans le collecteur 13 et les valeur centrales trouvées sur les autres sites peuvent être dues au fait qu'à l'aval du bassin versant 13, les solides transitant à un instant donné ont suivi des trajets de longueurs, et donc de durées, très variées. En effet, pour des pluies et des crues dont la base de temps est du même ordre de grandeur que le temps de concentration, on peut considérer que pendant l'essentiel de la crue les solides transportés à un moment donné ont été dans les parties amont plus ou moins éloignées, transportées plus ou moins tôt dans la crue.

3. les résultats obtenus après exposition des particules de dimension inférieure à 100 μm à des durées d'ultrasons de quelques minutes présentent des valeurs de D10 nettement plus faibles que celles obtenues sans utilisation d'ultrasons. Dans les deux cas, les D50 conservent les mêmes ordres de grandeur et les D90 du fait qu'ils sont supérieurs à 100 μm, restent pratiquement inchangés.

Pour mieux interpréter l'effet des ultrasons, nous avons effectué, pour quelques échantillons, les analyses granulométriques des fines particules (< 100 μm) suivant trois procédures :

- procédure n° 1 :
  - . agitateur en marche
  - . sans ultrasons
- procédure n° 2 :
  - . agitateur en marche
  - . durée croissante d'ultrasons jusqu'à stabilisation de la courbe granulométrique
- procédure n° 3 : il reprend la procédure n° 2, mais en faisant la mesure, cinq minutes après la fin de l'exposition de l'échantillon aux ultrasons

Le tableau 6.8 présente quelques résultats qui nous semblent assez typiques du comportement général des fines particules en suspension dans les rejets strictement pluviaux ou unitaires. Il en ressort que les particules fines (< 100 μm) ont sans doute tendance à s'agglomérer. En effet, l'utilisation des ultrasons (procédure n° 2) provoque une réduction importante de D10 et D50

dans certains cas. Un repos (sans ultrasons) de 5 minutes (procédure n° 3) a suffi pour que les D10 et D50 redeviennent proches de leurs valeurs initiales (procédure n° 1). Ce retour rapide de D10 et D50 à leurs valeurs initiales semble montrer que les ultrasons ne cassent pas les particules mais qu'ils favorisent leur désagglomération, celle-ci étant réversible.

Evénement pluvial	Procédure de mesure	Caractéristiques granulométriques		
		D10 [μm]	D50 [μm]	D90 [μm]
BEQUIGNEAUX 2-4/12/88	1	3.9	22	53
	2	1.8	13	36
	3	2.5	18	37
BEQUIGNEAUX 19/10/89	1	12	40	119
	2	3	38	118
	3	9	40	104
COLLECTEUR 13 19/10/89	1	4	25	68
	2	2.6	28	77
	3	6.4	31	62
LA MOLETTE 10/8/89	1	3.2	20	62
	2	1.6	12	42
	3	2.2	23	52
LA MOLETTE 28/6/90	1	4.7	24	79
	2	2.2	19	63
	3	4.8	26	57

N.B. :
- Procédure de mesure n° 1 : agitateur en marche + 0 min. d'ultrasons
- Procédure de mesure n° 2 : agitateur en marche + durée croissante d'ultrasons jusqu'à stabilisation de la courbe granulométrique
- Procédure de mesure n° 3 : procédure de mesure n° 2, mais en faisant la mesure, cinq minutes après l'exposition de l'échantillon de solides aux ultrasons

Tableau 6.8 : Caractéristiques granulométriques des particules traversant un tamis de 100 μm ; mesures effectuées au CILAS HR 850, suivant trois procédures différentes

6.4.3 Distributions granulométriques

Dans le paragraphe précédent, nous avons donné des ordres de grandeur des valeurs moyennes et de la dispersion des caractéristiques granulométriques des solides transférés en suspension par temps de pluie dans les réseaux d'assainissement. Des indices granulométriques (D10, D50, D90, % < 100 μm) ont été utilisés. Ces indices jugés suffisants pour transmettre l'essentiel des informations contenues dans les courbes, nous ont permis de tirer certaines conclusions.

Dans ce paragraphe, nous allons étudier ces courbes granulométriques obtenues, d'une part pour renforcer les conclusions déjà formulées mais aussi pour aller plus loin.

Les figures 6.1 à 6.12 représentent les courbes (obtenues sur les divers sites étudiés) :

- de répartitions granulométriques cumulées en passant à travers à chaque maille,
- de répartitions par classes granulométriques (fractions en masse),
- de répartitions en densité de distribution (fraction en masse unitaire).

Ces figures confirment bien ce que nous avons annoncé dans le paragraphe précédent et montrent de plus que :

1. le mode qui se distingue, parfois (événement pluvieux étudiés à LA MOLETTE le 27/6/1990 et sur le bassin versant 13 le 11/9/1989, 19/10/1989 et 13/10/1990) autour de la classe granulométrique 100−160 μm, dans les figures 6.7 et 6.8 n 'est qu'apparent ou n'a pas trop d'importance parce qu'il disparait presque totalement sur les diagrammes de densité de distribution

2. comparé aux résultats obtenus à BEQUIGNEAUX (site urbain), le diagramme de densité de distribution correspondant à la pluie du 5/12/1988 sur le site "LES BROUILLARDS" (site partiellement rural) présente des quantités plus importantes de particules solides dans les classes granulométriques très fines (< 1.6 μm surtout)

3. pour la pluie du 7/8/1989 à LA MOLETTE, les "masses unitaires" dans les classes granulométriques très fines (< 4 μm) sont plus importantes que celles trouvées pour les autres événements pluvieux unitaires

4. dans les histogrammes de densité de distribution, les classes granulométriques contenant le maximum de "masse unitaire" sont les suivantes :

a. cas d'un réseau séparatif

- mesures sans ultrasons

  • mode n° 1 = 1−1.6 μm. Ce mode apparait seulement sur le site "LES BROUILLARDS"

  • mode n° 2 = 10−15 μm

- mesures avec ultrasons

    * mode principal = 1-1.6 μm (parfois 1.6-2.6 μm)
    * mode moins important = 25-40 μm

b. cas d'un réseau unitaire

- mesures sans ultrasons

    * mode n° 1 : 2.6-4 μm (parfois 1.6-2.6 μm)
    * mode n° 2 : 10-15 μm ou 25-40 μm

- mesures avec ultrasons

    * mode principal : 1.6-2.6 μm
    * mode moins important : 25-40 μm

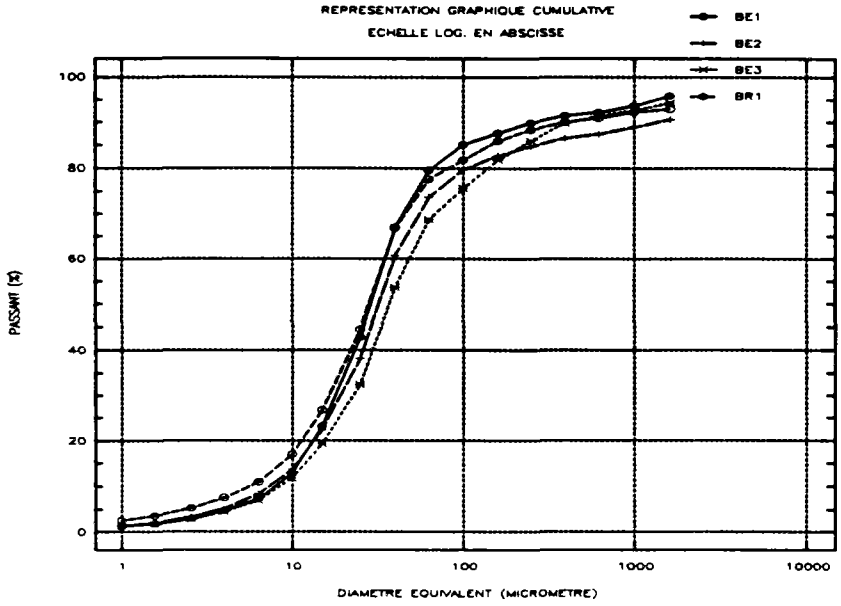


Figure 6.1 : Répartitions granulométriques cumulatives pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs (mesures effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons)

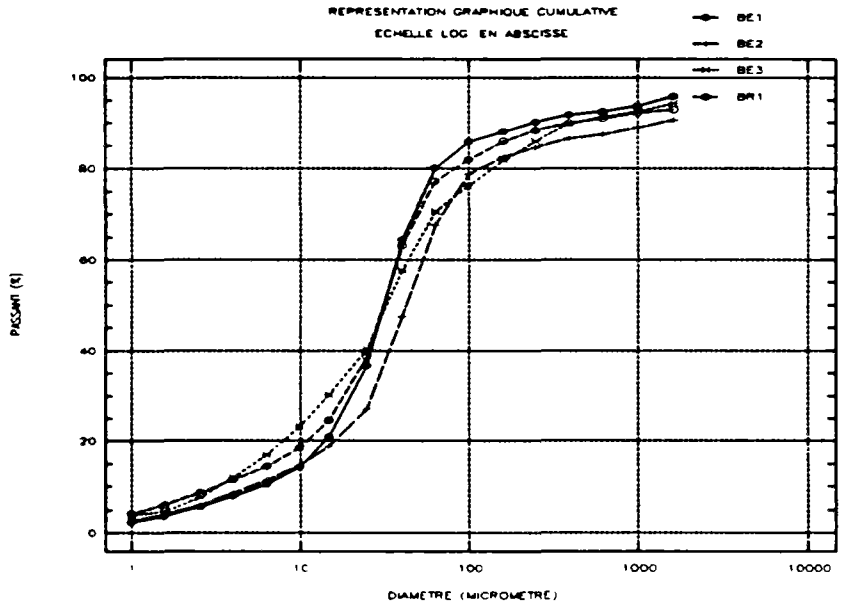


Figure 6.2 : Répartitions granulométriques cumulatives pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs (mesures effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons - procédure de mesure n° 2)

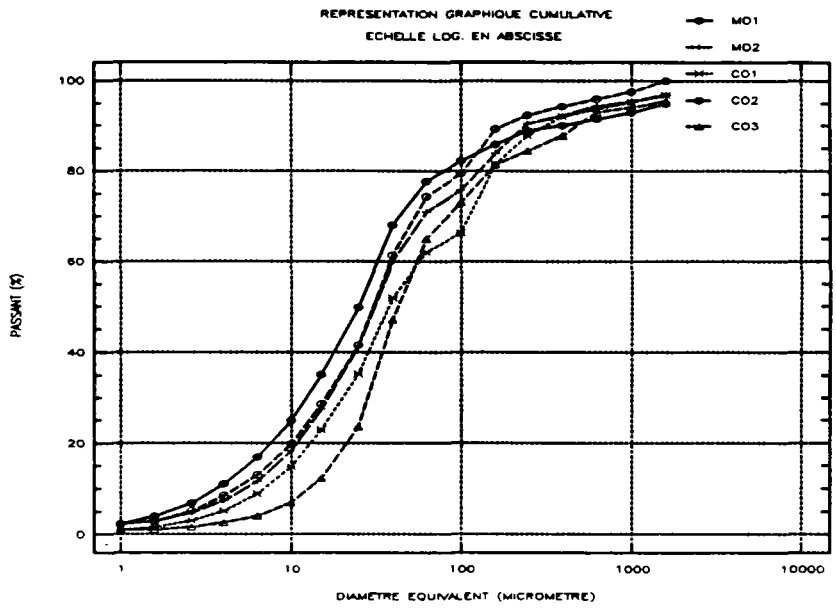


Figure 6.3 : Répartitions granulométriques cumulatives pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires (mesures effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons - procédure de mesure n° 1)

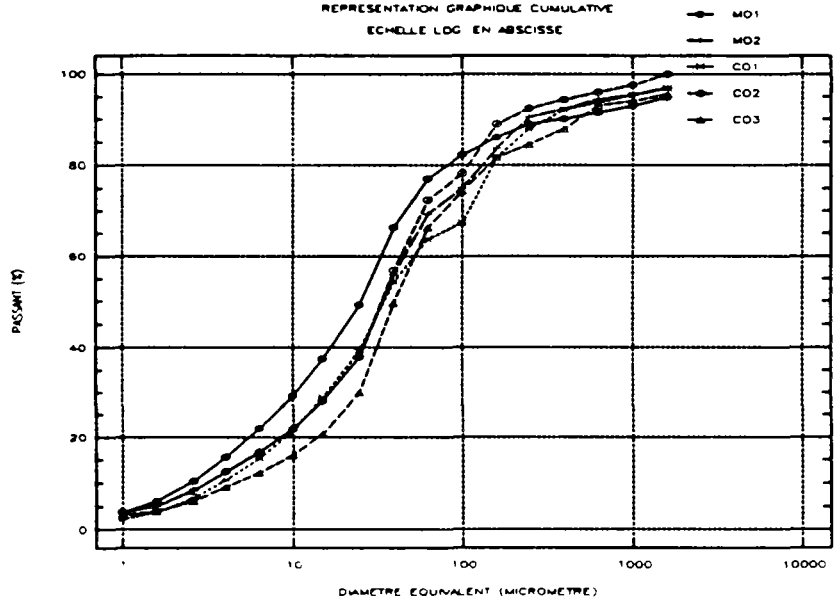


Figure 6.4 : Répartitions granulométriques cumulatives pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires (mesures effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons - procédure de mesure n° 2)

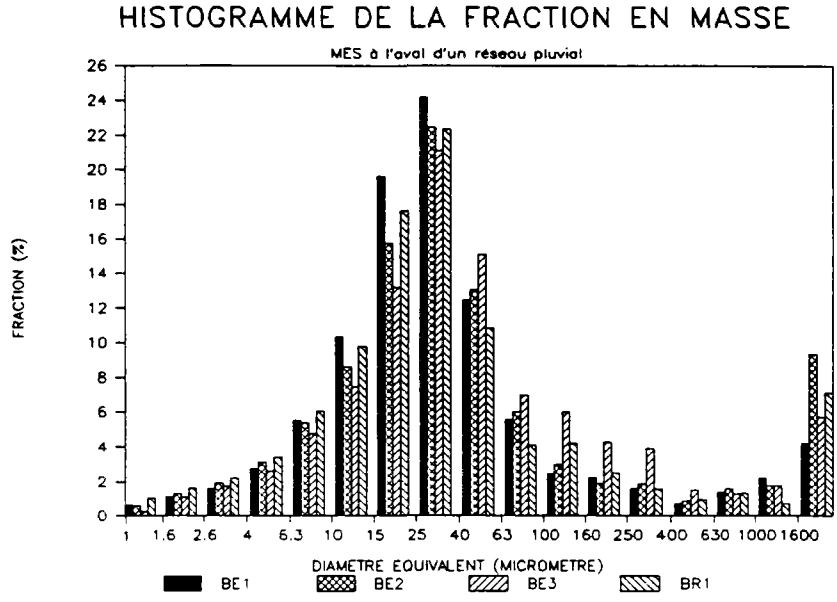


Figure 6.5 : Histogrammes granulométriques de la fraction en masse pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs (mesures effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons - procédure de mesure n° 1)

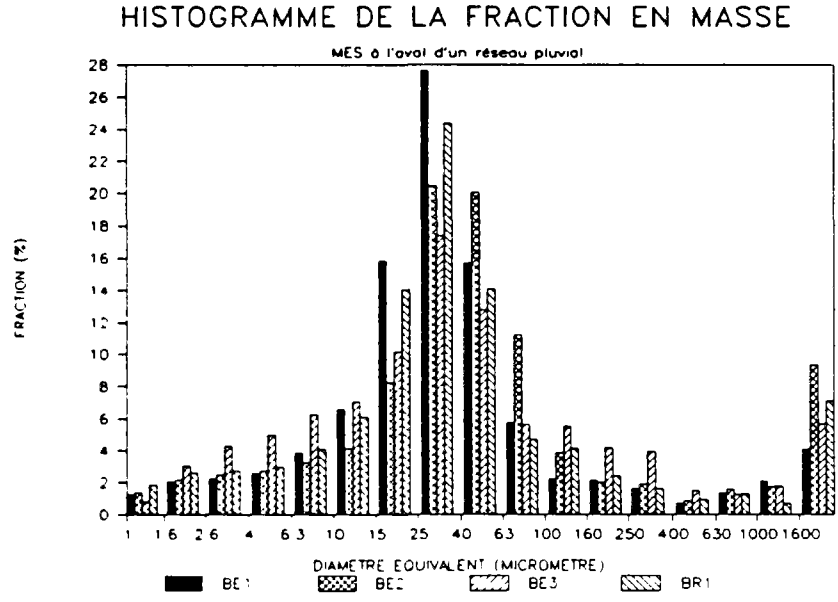


Figure 6.6 : Histogrammes granulométriques de la fraction en masse pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs (mesures effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons - procédure de mesure n° 2)

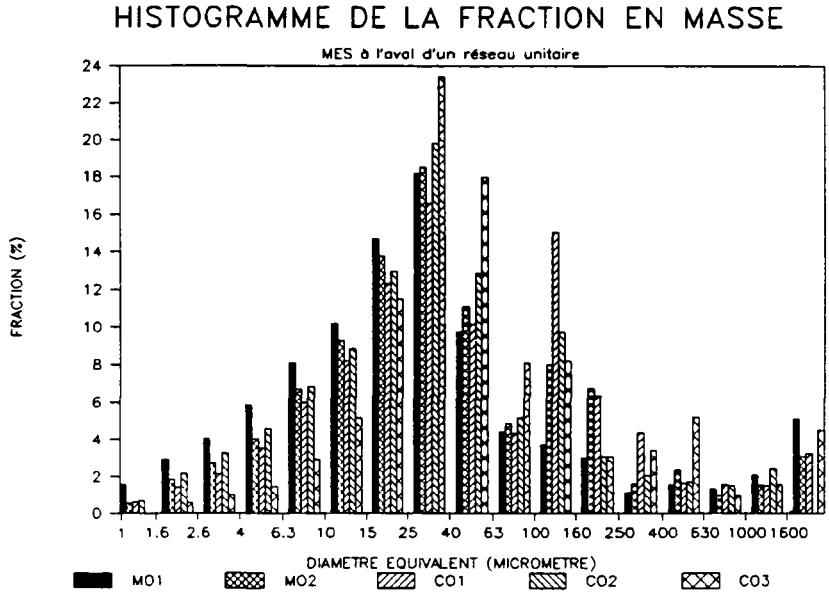


Figure 6.7 : Histogrammes granulométriques de la fraction en masse pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires (mesures effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons – procédure de mesure n° 1)

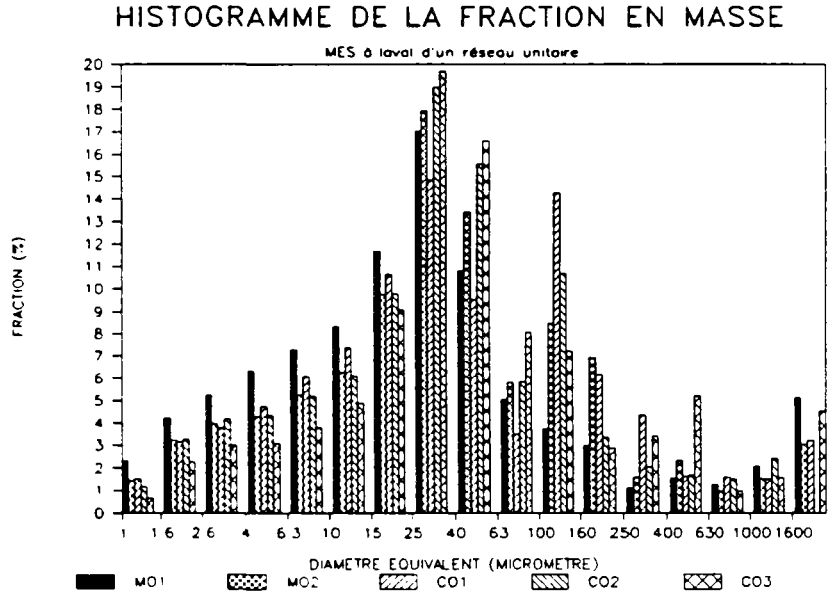


Figure 6.8 : Histogrammes granulométriques de la fraction en masse pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires (mesures effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons – procédure de mesure n° 2)

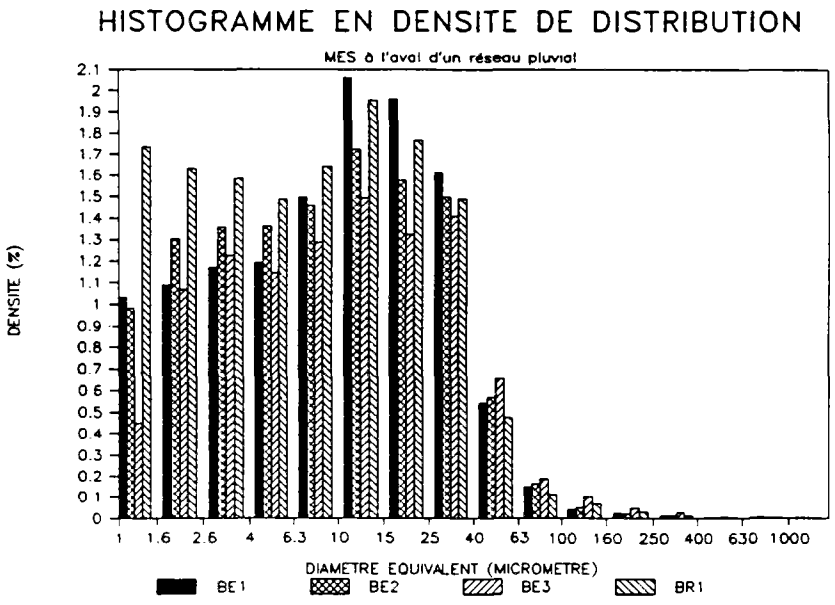


Figure 6.9 : Histogrammes granulométriques de densité de distribution pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs (mesures effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons – procédure de mesure n° 1)

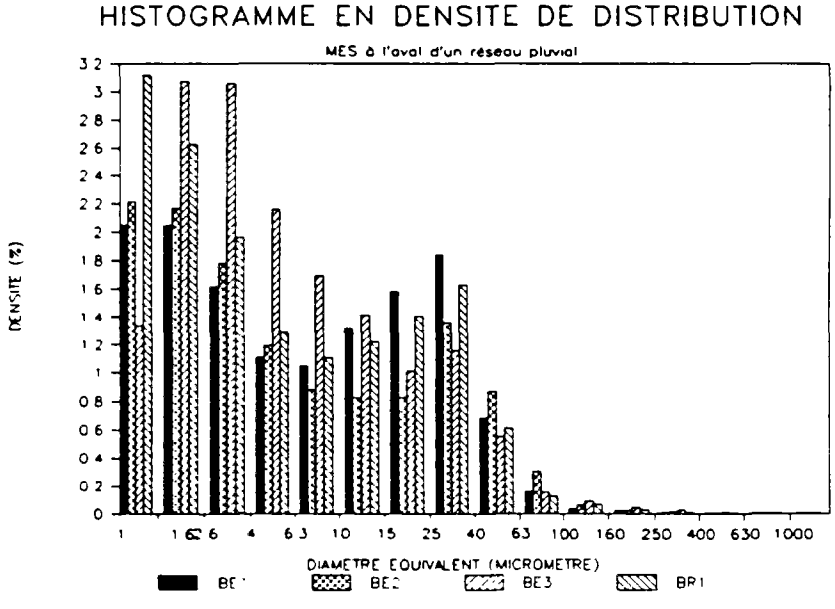


Figure 6.10 : Histogrammes granulométriques de densité de distribution pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs (mesures effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons – procédure de mesure n° 2)

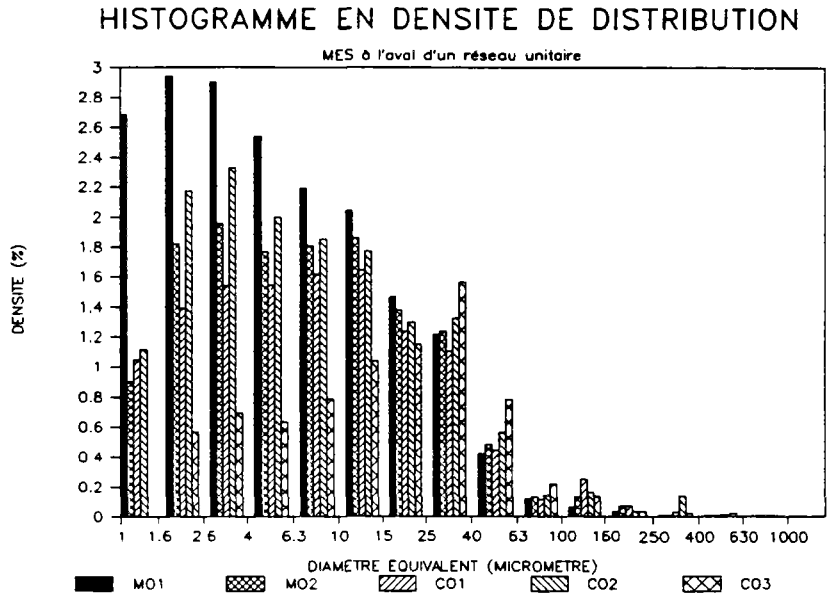


Figure 6.11 : Histogrammes granulométriques de densité de distribution pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires (mesures effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons – procédure de mesure n° 1)

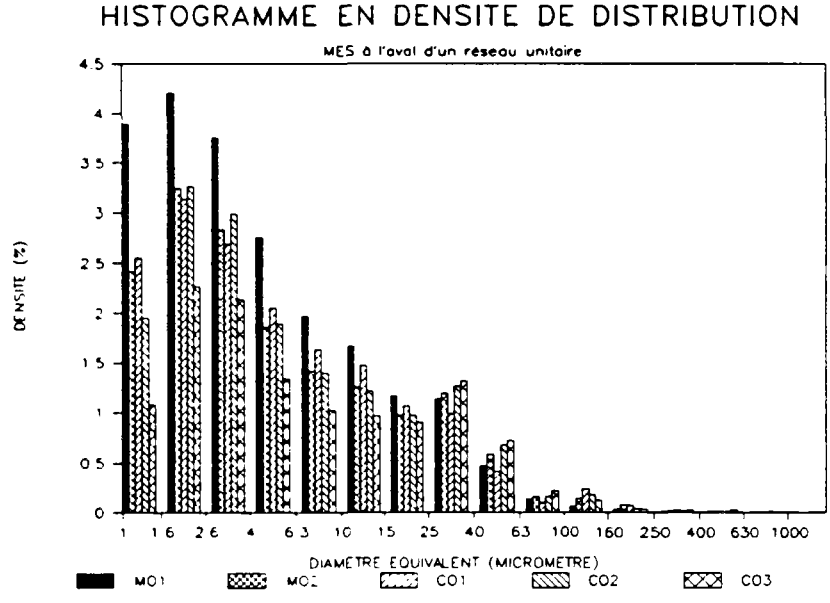


Figure 6.12 : Histogrammes granulométriques de densité de distribution pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires (mesures effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons – procédure de mesure n° 2)

6.4.4 Comparaison avec les données bibliographiques

Le tableau 6.9 présente une synthèse bibliographique concernant la granulométrie des matières en suspension dans les rejets pluviaux urbains.

Nous remarquons que :

1. les valeurs trouvées pour les pourcentages massiques des particules de dimension inférieure à 100 μm concordent bien avec nos résultats. Elles varient entre 66 et 95 %. les MES des rejets pluviaux urbains sont donc en grande proportion fines

2. les valeurs de D10, D50 et D90 annoncées par VERBANCK M. et al. (1988a) son généralement du même ordre de grandeur que celles que nous avons obtenues dans le cadre de nos expérimentations.

En examinant de près les protocoles de mesure adoptés par VERBANCK M. et al., (1988a), nous nous rendons compte que cette ressemblance dans les résultats est peut être plus apparente que réelle. En effet, pour les particules de dimension inférieure à 45 μm, les répartitions granulométriques ont été reconstituées à partir des résultats des mesures de vitesse de chute en utilisant la formule de stockes et en adoptant la valeur 2.65 g/cm^3 pour la masse volumique de ces solides. Or, comme nous le verrons dans les paragraphes suivants, d'une part la masse volumique des MES dans les réseaux unitaires est souvent plus faible que 2.65 g/cm^3 et d'autre part, la formule de Stockes ne peut pas tenir compte des éventuels phénomènes d'agglomération des particules au cours de leur sédimentation.

3. les ordres de grandeur données par [ELLIS J.B., HAMILTON R., ROBERTS A.H., 1981] sont très faibles. Ceci peut être plus le reflet de la méthodologie utilisée que d'une hétérogénéité des résultats en fonction du site ou de l'événement pluvial.
Le matériel de prélèvement utilisé, le préleveur automatique, peut induire une ségrégation au profit des fines particules.
L'appareil de mesure utilisé le COULTER TA II privilégie les très fines particules au détriment des plus grosses. Ces dernières risquent, comme nous l'avons expérimenté au cours de la sélection des méthodes de mesure, de se sédimenter dans le bac d'alimentation et d'échapper à la mesure

4. les résultats présents par KLEMETSON S.L. (1985) sont différents des autres et semblent montrer une granulométrie relativement plus grossière. Ne possédant aucune indication sur les caractéristiques des sites et sur les protocoles expérimentaux adoptés, nous préférons ne pas trop discuter ces résultats et nous conseillons au lecteur d'être prudent dans l'interprétation de ces ordres de grandeur

Référence	Caractéristiques granulométriques	Sites, méthodes et remarques
[1°]	% moy < 100 µm = 66 % (nombre de mesures : 6)	Site : Intercepteur à côté de "Tsubuka Science City" B.V. : 178 ha (urbain) Type de réseau : unitaire Méthode de mesure : tamisage + filtration Méthode de prélèvement : pompe immergée
[2°]	Site 1 : (nombre de mesures : 7 tamisages + 2 pipettes) % < 100 µm : 73-86 %, moy. = 78 % D10 : 2.7-4.4 µm, moy. = 3.6 µm D50 : 15-23 µm, moy. = 19 µm D90 : 696-872 µm, moy. = 784 µm	Sites : 1 : collecteur Uccle (bv:1680 ha) 2 : collecteur Brockbeek (bv:730 ha) 3 : collecteur Neerpedebeek (bv:2345 ha)
	Site 2 : (nombre de mesures 10 tamisages + 2 pipettes) % < 100 µm : 77-95 %, moy. = 84 % D10 : 5-5.3 µm, moy. = 5.2 µm D50 : 30-41 µm, moy. = 36 µm D90 : 227-424 µm, moy. = 325 µm	Réseaux : unitaires Méthode de prélèvement : préleveur automatique Méthode de mesure : > 45 µm : tamisage < 45 µm : pipette Hypothèse ρ_s : 2.65 g/cm^3
	Site 3 : (nombre de mesures : 5 tamisages + 1 pipette) % < 100 µm : 81-87 %, moy. = 84 % D10 : 4.3 µm D50 : 25 µm D90 : 157 µm	
	Site 1+2+3 : (nombre de mesures : 22 tamisages + 5 pipettes) % < 100 µm : 73-95 %, moy. = 82 % D10 : 2.7-5.3 µm, moy. = 4.3 µm D50 : 15-41 µm, moy. = 27 µm D90 : 157-872 µm, moy. = 475 µm	
[3°]	nombre de mesures : 3 % < 100 µm : 64-85 %, moy. = 78 % D90 : 132-365 µm, moy. = 213 µm	Site : retenue des Ulis Sud (bv:308 ha , 38 % rural) Réseau : pluvial + déversements réguliers d'eaux usées Mode de prélèvement : dépôt au fond de la retenue Caractéristiques diverses : - retenue sans eau - efficacité de décantation : 90.1 % des MES
	nombre de mesures : 9 % < 100 µm : 68-89 %, moy. = 78 % D90 : 112-418 µm, moy. = 211 µm	Site : retenue des Ulis Nord Réseau : pluvial + branchements eaux usées (bv:46.7 ha,urbain) Mode de prélèvement : dépôt au fond de la retenue Caractéristiques diverses : - retenue sous eau - efficacité de décantation : 74 % des MES
[4°]	Distribution bimodale avec deux pics : à 2 et 20 µm Etendue granulo. : 1-50 µm D50 < 10 µm au début de l'hydrogramme D50 = 18 µm au pic de l'hydrogramme	Site : "Outer metropolitan area of NW London" (bv:420 ha) Réseau : séparatif Méthode de prélèvement : préleveur automatique Méthode de mesure : COULTER TA II
[5°]	Site n° 1 : D50=67 µm ; D90=542 µm Site n° 2 : D50=91 µm ; D90=2052µm	Surverses d'unitaires Site n° 1 : Lancaster, Pa Site n° 2 : San Francisco, Calif. (bassin de retenue)
[6°]	% < 100 µm = 71-76 % D90 = 240-400 µm	Site:retenue des Brouillards Situation:SSD-FranceRéseau :séparatif Méthode de prélèvement:boues Méthode de mesures:tamisage à sec après séchage à 105°C et broyage des solides

Références :

[1°] : [NAKAMURA E., KAWAI T., OZAWA N., 1987]
[2°] : [VERBANCK M. et al., 1988a]
[3°] : [LROP Trappes, CEMAGREF Antony, CEMAGREF LYON, 1984]
[4°] : [ELLIS J.B., HAMILTON R., ROBERTS A.H., 1981]
[5°] : [KLEMETSON S.L., 1985]
[6°] : [CHOPARD P., PAITRY A., 1986]

Tableau 6.9 : Synthèse bibliographique concernant la granulométrie des matières en suspension dans les rejets pluviaux urbains.

5. le protocole de mesure adopté par CHOPARD P. et PAITRY A. (1986) consiste à effectuer les opérations suivantes :

- Séchage des solides à 105 °C,
- Broyage des solides séchés,
- tamisage à sec sur des tamis de mailles supérieures à 80 (parfois 100) μm.

Cette procédure présente les inconvénients suivants :

- les répartitions granulométriques obtenues sont incomplètes parce qu'elles concernent les particules de tailles supérieures à 80 μm (ou 100 μm) qui ne représentent que 24 à 29 % de la totalité des solides,
- le séchage à 105 °C, ainsi que le broyage provoquent une modification dans la structure granulométrique de la matière organique contenue dans l'échantillon analysé,
- le broyage risque de casser les particules minérales.

Malgré ceci nous remarquons que les valeurs de % < 100 μm et de D90 données par ces auteurs sont proches de nos résultats. Ceci est du très probablement au fait que les échantillons analysés sont très minérales (MVS/MES = 17 à 24 %]

6.5. REPARTITION DE LA POLLUTION PARTICULAIRE PAR CLASSES GRANULOMETRIQUES

Pour répartir la pollution entre différentes classes granulométriques nous avons procédé à une séparation par tamisage humide. Les paramètres de pollution ont été mesurés sur l'échantillon brut et sur les filtrats de 100, 50 et 40 μm (parfois 30 μm), 25 μm (parfois 20 μm), 10 μm et enfin à 0.45 μm (pollution dissoute). Les résultats obtenus sur les particules passant à travers les tamis de mailles 50 μm, 40 μm (ou 30 μm), 25 μm (20 μm) et 10 μm sont non représentatifs de l'état dans lequel les solides étaient dans l'écoulement pendant la pluie, ceci étant dû au fait (mis en évidence, voir chapitre 8) que le processus de séparation utilisé, le tamisage provoque une désagglomération et peut être une cassure des particules très fines. C'est pour cela que nous nous limitons dans ce paragraphe à la présentation (tableau 6.10) et à l'étude des résultats concernant seulement les fractions granulométriques > 100 μm et < 100 μm.

Pour l'événement pluvial du 19/10/1989 à BEQUIGNEAUX, les particules de taille inférieure à 100 μm sont le véhicule de 73 à 77 % de la pollution particulaire totale pour les demandes en oxygène, 81 % pour le NTK, 68 % pour le plomb et 79 % pour les matières volatiles.

Pour la pluie du 11/9/1989 sur le bassin versant du collecteur 13, une forte proportion d'hydrocarbures (71 %) ne passent pas par une maille de tamis de 100 μm. Elle est, peut être, fixée sur les particules plus grosses ou elle se présente sous forme de gouttelettes de taille supérieure, ne passent pas par une maille de tamis de 100 μm. La bonne réduction de la teneur en hydrocarbures obtenue par décantation montre tout de même qu'ils sont en bonne partie fixées sur les solides. Le plomb, la DCO, le DBO_5, le NTK et les matières volatiles semblent au contraire véhiculés à 52-69 % par les particules fines (< 100 μm).

Evénements pluviaux	Fraction granulo. [μm]	MES [%]	Paramètres de pollution					
			MVS [%]	DCO [%]	DBO_5 [%]	NTK [%]	HC [%]	Pb [%]
BEQUIGNEAUX,	> 100 μm	21	21	27	23	19	-	32
19/10/1989	< 100 μm	79	79	73	77	81	-	68
COLLECTEUR 13,	> 100 μm	37	45	31	39	48	71	31
11/9/1989	< 100 μm	63	55	69	61	52	29	69
COLLECTEUR 13,	> 100 μm	8	21	8	-	-	30	≈ 0
19/10/1990	< 100 μm	92	79	91	-	-	70	≈100

Tableau 6.10 : Répartition de la pollution particulaire (en % massique de la pollution particulaire totale)

Pour l'épisode pluvieux du 19/10/1990 sur le bassin versant du COLLECTEUR 13, une très grande partie de la pollution en DCO (91 %) et en plomb (≈100) semble être portée par les particules de dimension inférieure à 100 μm. Ces solides semblent véhiculer 70 % des hydrocarbures totaux et 79 % des matières volatiles.

Dans l'état actuel de nos connaissances, nous ne pouvons ni confirmer, ni trop pousser l'interprétation de ces résultats et de leurs variations d'un événement pluvieux à un autre. Cependant, plusieurs remarques pourront être formulées :

1. pour les 3 pluies étudiées, il semble apparaître qu'une partie importante (> 52 % en masse) de la pollution en MVS, DCO, DBO5, NTK et plomb est véhiculée par les solides de dimension inférieure à 100 μm. Ceci est dû en grande partie au fait que ces fines particules (< 100 μm) représentent entre 79 et 92 % de la masse totale des suspensions en question.

Le tableau 6.11 présente, pour chaque paramètre de pollution, les valeurs du rapport : % en masse de pollution / % en masse des MES, représentatif de la quantité de pollution par unité de masse des solides (pollution unitaire). Ceci permet d'éliminer l'influence sur les résultats du paramètre "masse des solides dans chaque fraction granulométrique".

Il en ressort que dans la plupart des cas, la "pollution massique unitaire" des particules supérieures à 100 μm est plus importante (parfois équivalente) à celle des particules plus fines (< 100 μm).

Il semble apparaître aussi que pour les solides relativement grossiers (> 100 μm) la "pollution massique unitaire" diminue (sauf dans certains cas pour le plomb et l'azote Kjeldahl) avec l'importance de la pluie.

Evénements pluviaux	Fraction granulo. [μm]	Paramètres de pollution					
		% MVS / % MES	% DCO / % MES	% DBO_5 / % MES	% NTK / % MES	% HC / % MES	% Pb / % MES
BEQUIGNEAUX, 19/10/1989	> 100 μm	1	1.29	1.10	0.90	-	1.52
	< 100 μm	1	0.92	0.97	1.03	-	0.86
COLLECTEUR 13, 11/09/1989	> 100 μm	1.22	0.84	1.05	1.30	1.91	0.84
	< 100 μm	0.87	1.10	0.97	0.83	0.47	1.10
COLLECTEUR 13, 19/10/1990	> 100 μm	2.63	1	-	-	3.75	0
	< 100 μm	0.86	0.99	-	-	0.89	1.09

Tableau 6.11 : Pollution unitaire liée aux particules de dimension inférieure à 100 μm

2. l'éventuelle possibilité d'une formation d'un film d'hydrocarbures autour de la grille des tamis peut fausser les résultats concernant ce paramètre

3. les résultats présentés dans le tableau 6.11 ont été obtenus à la base d'une séparation par tamisage qui n'est pas la même que celle qui a permis d'établir les courbes granulométriques.

Il semble apparaître que le pourcentage des particules de dimension inférieure à 100 μm obtenu lors du tamisage "pollution" de l'échantillon prélevé le 19/10/1990 dans le COLLECTEUR 13 est beaucoup plus important que celui obtenu lors des analyses granulométriques mesurées sur le même échantillon (tableau 6.12). Ceci nous oblige à manipuler avec beaucoup de prudence les résultats correspondants à cet événement pluvial-là.

Evénement pluvial	% massique des particules < 100 μm obtenus lors de:	
	l'analyse granulométrique	la répartition de la pollution en différentes classe granulométrique
BEQUIGNEAUX, 19/10/1989	76 %	79 %
COLLECTEUR 13, 11/9/1989	67 %	63 %
COLLECTEUR 13, 19/10/1990	79 %	92 %

Tableau 6.12 : Comparaison des pourcentages massiques des particules de dimension < 100 μm obtenus lors de deux procédures de séparation par tamisage : la première pour analyser la répartition granulométrique des solides, la seconde pour répartir la pollution entre les différentes classes granulométriques

De tout ce qui précède émanent deux conclusions :

1. nécessité de changer le mode opératoire de séparation des particules en différentes classes granulométriques pour les faibles tailles et d'en adopter un autre plus représentatif de l'état dans lequel les solides se présentent dans l'écoulement au moment de la pluie

2. dans l'attente de ces nouvelles mesures, avec un nouveau mode opératoire, les résultats de ce paragraphe ne pourront être manipulés qu'avec prudence

6.6. LES MASSES VOLUMIQUES ET LES TENEURS EN MATIERES VOLATILES

6.6.1 Mesures de masses volumiques

Pour les différentes pluies étudiées, le tableau 6.13 donne les valeurs des masses volumiques de l'ensemble des solides (moyenne calculée) transférés en suspension et de chacune des fractions de taille supérieure et inférieure à 100 μm.

Site	Type du réseau	Surface du B.V.	Date de la pluie	Intensité moyenne en mm/h	ρ_s < 100 μm	ρ_s > 100 μm	ρ_s moyen	% < 100μm
BEQUIGNEAU X, Bordeaux	PLU	606 ha	1/12/88	0.6	2.36	1.50	2.20	85
BEQUIGNEAU X, Bordeaux	PLU	606 ha	2-4/12/88 (2 pluies)	1.7 0.7	2.56	1.38	2.19	80
BEQUIGNEAU X, Bordeaux	PLU	606 ha	19/10/89	4.44	2.51	1.90	2.36	76
LES BROUILLARDS, SSD	PLU	8310 ha	5/12/88	3.64	2.57	2.54	2.56	82
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	7/8/89	8.7	2.10	1.76	2.04	82
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	27/6/90	48.5	2.16	1.90	2.12	76
BV 13, Marseille	UN	134 ha	11/9/89	39.28	2.23	2.00	2.15	66
BV 13, Marseille	UN	134 ha	19/10/89	14.5	2.1	1.73	2.01	79
BV 13, Marseille	UN	134 ha	13/10/90	8.17	1.84	1.3	1.66	73
Moyenne générale, réseau pluvial					2.5	1.83	2.33	81
Ecart type, réseau pluvial					0.084	0.45	0.15	3.3
Moyenne générale, réseau unitaire					2.09	1.74	2.00	75
Ecart type, réseau unitaire					0.13	0.24	0.18	5.5
Moyenne générale					2.27	1.78	2.14	78
Ecart type pour l'ensemble					0.23	0.35	0.23	5.4

Tableau 6.13 : Masses volumiques des fines (< 100 μm) des plus grossiers (> 100 μm) et des échantillons totaux de solides en suspension dans les eaux de temps de pluie à l'exutoire de bassins versants unitaires et pluviaux

Les tendances générales suivantes semblent s'en dégager :

6.6.1.1 pour l'ensemble des solides

Les masses volumiques moyennes apparaissent assez stables :

- supérieures à 2.19 g/cm^3 (moyenne = 2.33 g/cm^3, écart type = 0.15 g/cm^3) pour les écoulements strictement pluviaux avec même une valeur de 2.56 g/cm^3 pour le bassin versant (encore un peu rural) alimentant le bassin de retenue "LES BROUILLARDS"

- inférieures à 2.15 g/cm^3 (moyenne = 2.00 g/cm^3, écart type = 0.18 g/cm^3) pour les écoulements unitaires, avec une plongée jusqu'à 1.66 g/cm^3 pour la pluie du 13/10/1990 sur le bassin versant 13 de Marseille.

On sait que cette dernière pluie, assez faible et survenue pendant la journée, a généré des écoulements où la part d'eaux usées est notable, ce qui peut expliquer ce décalage

6.6.1.2 pour les fines particules (< 100 µm)

- elles possèdent les plus fortes masses volumiques : les solides de taille supérieure à 100 µm devant être assez nettement plus organiques

- elles sont moins denses en réseaux unitaires, qu'en réseaux séparatifs, ce qui est normal puisque l'on a dans le premier cas présence de solides des eaux usées urbaines (sous forme d'apport pendant la pluie, ou différés, via les dépôts) qui ont une masse volumique nettement plus faible que ceux apportés par les eaux pluviales

- pour un type donné de réseau (séparatif ou unitaire) les masses volumiques de ces particules paraissent assez homogènes d'un site à un autre

- sur un site donné, les valeurs de masse volumique semblent croître avec l'importance de la pluie.

6.6.1.3 pour les particules grossières (> 100 µm)

A l'exception des résultats concernant le bassin versant (assez rural) alimentant le bassin de retenue "LES BROUILLARDS" les masses volumiques ne semblent pas plus fortes dans les réseaux pluviaux que dans les réseaux unitaires. Elles apparaissent par contre plus groupées.

Ces valeurs de masse volumique croissent avec l'importance de la pluie ; la plus faible, pour la pluie du 13/10/1990 sur le bassin versant 13 à Marseille, se rapproche de celle des particules de même taille en suspension dans les eaux usées urbaines (voir chapitre 10).

Ces variations semblent traduire :

- que les particules moins fines transportées en suspension :

. entraînées en surface ne sont pas très denses, sauf exception (bassin versant encore un peu rural en amont du bassin de retenue des BROUILLARDS), leur masse volumique croissant avec l'intensité de la pluie

. entraînées dans les collecteurs ne sont pas moins denses que celles qui l'ont été en surface

- au cours d'une pluie faible, dans un réseau unitaire, une proportion importante de ces moins fines particules provient des eaux usées, l'énergie des écoulements en surface ou en réseau ne permettant d'entraîner que peu de solides de cette taille, en tout cas seulement les moins denses.

6.6.2 Mesures de teneur en matières volatiles

Des mesures des teneurs en matières volatiles ont été effectuées :

- sur des solides des échantillons totaux et des fractions < 100 µm et > 100 µm prélevés au fond des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE,

- sur des solides totaux et de dimensions < 100 µm contenus dans les échantillons d'eau prélevés dans le collecteur.

A BEQUIGNEAUX et à LA MOLETTE, les solides plus grands et plus petits que 100 µm ont été séparés, par tamisage humide, suivant la même procédure qui a permis d'une part d'établir les valeurs de répartition granulométrique des classes de taille supérieure et inférieure à 100 µm et d'autre part de mesurer les masses volumiques des fines et des autres.

Dans le COLLECTEUR 13, la séparation des solides est faite suivant le protocole expérimental conçu pour répartir la pollution particulaire par classes granulométriques.

6.6.3 Masses volumiques et teneurs en matières volatiles

En nous appuyant sur les éléments positifs de comparabilité de deux modes de séparation utilisés, établis dans le paragraphe 6.5, nous établissons dans le tableau 6.14 un rapprochement entre les valeurs concernant d'une part les masses volumiques et d'autre part les teneurs en matières volatiles pour les fines (< 100 μm), pour les particules plus grossières et pour les fractions d'échantillon brut.

Evénement pluvial	Total		< 100 μm		> 100 μm	
	ρ_s [g/cm^3]	MVS/MES [%]	ρ_s [g/cm^3]	MVS/MES [%]	ρ_s [g/cm^3]	MVS/MES [%]
BEQUIGNEAUX, 19/10/1989	2.36	36	2.51	33	1.90	51
LES BROUIL-LARDS, 5/12/88	2.56	10	2.57	-	2.54	-
LA MOLETTE, 7/8/89	2.04	30* - 70**	2.10	-	1.76	-
LA MOLETTE, 27/6/90	2.12	24	2.16	21	1.90	39
B.V. 13, 11/9/89	2.15	28	2.23	24	2.00	35
B.V. 13, 19/10/89	2.01	69	2.1	59	1.73	> 100 ?
B.V. 13, 13/10/90	1.66	53	1.84	47	1.3	70

N.B. :

* Dépôt du fond
* solides prélevés, par une pompe minivortex à l'entrée

Tableau 6.14 : Rapprochement des masses volumiques et des teneurs en matières volatiles des solides des échantillons totaux et des fractions < 100 μm et > 100 μm prélevés à Bordeaux, à Seine-Saint-Denis et à Marseille

Notons tous de suite que les fines apparaissent à la fois moins organiques et plus denses que les particules plus grossières.

Ces résultats présentent par contre d'autres particularités conduisant à des interrogations nouvelles :

1. la première remarque concerne pour la pluie du 19/10/1989 sur le bassin versant 13, le calcul de la teneur des matières volatiles de la fraction des particules de dimension supérieure à 100 μm, mené à partir des valeurs mesurées respectivement sur les solides d'une fraction de l'échantillon brut et sur ceux du tamisat à 100 μm.
Le résultat est aberrant, que l'on considère que la proportion des fines est celle du tamisage "pollution" (92.2 %) ou celle du tamisage "granulométrie - masse volumique" (79.5 %). Cela engage à remettre en cause les résultats de la mesure de MVS/MES pour cette pluie du 19/10/1989 (sur le bassin versant 13)

2. pour les pluies étudiées dans le collecteur 13, on peut constater une divergence entre :

- l'ordre régulièrement croissant des masses volumiques avec l'importance de la pluie
- l'ordre des teneurs en matières volatiles qui n'est pas régulièrement décroissant avec l'importance de la pluie

Cela peut s'estomper si on remet en cause, comme juste plus haut, les teneurs en matières volatiles mesurées pour la pluie du 19/10/1989, mais en partie seulement, car les valeurs de masses volumiques obtenues pour la pluie du 13/10/1990 laisseraient attendre des teneurs en matières volatiles nettement plus élevées que celles qui ont été mesurées. Il faudrait alors, peut être remettre en cause aussi les mesures de MVS/MES pour la pluie du 13/10/1990.

Il est vrai que cette mesure de MVS/MES, qui dans le cas des pluies étudiées dans le collecteur 13 porte sur des masses de matériau assez faibles, peut être entachée d'une assez grande incertitude, augmentée par la perte de masse du support, qui est ici un filtre lorsque celui ci est porté à 105 °C (mesure des MES) puis à 525 °C (mesure des MVS). Ce problème ne se pose pas pour les autres sites où les mesures ont été effectuées sur une quantité de matériau beaucoup plus importantes avec comme support de mesure un creuset en porcelaine (de masse bien connue et stable.

Il est important de noter dans ce paragraphe que les valeurs de MVS/MES et de masses volumiques (qui lui est très liée) obtenus dans le collecteur 13, ne doivent pas être considérés que comme ponctuelles dans le temps :

Si on considère que les solides étudiés sont un mélange de matières organiques de masse volumique ρ_{mo} fixée et de matières minérales de masse volumique ρ_{mm} fixée, nous pouvons écrire que :

volume total = volume des matières organiques + volume des matières minérales

===>

$$\frac{M}{\rho_s} = \frac{M.MV'S}{\rho_{mo}} + \frac{M.(1-MV'S)}{\rho_{mm}}$$

avec :

M : masse totale de l'échantillon en "g"

$\rho_s, \rho_{mo}, \rho_{mm}$: masses volumiques respectivement du mélange, de la fraction organique et de la fraction minérale en "g/cm^3"

MVS : teneur du mélange en matières organiques, en fraction (la masse organique est égale à M.MVS)

Cette formule peut s'écrire sous la forme:

$$\frac{1}{\rho_s} = a \,.\, MVS + b$$

avec $$a = \frac{1}{\rho_{mo}} - \frac{1}{\rho_{mm}}$$

et

$$b = \frac{1}{\rho_{mm}}$$

avec les données les moins douteuses obtenues sur les solides de dimensions inférieures à 100 μm, récupérés dans les grands échantillons (pluies du 11/9/1989 et 13/10/1990), nous avons un système de 2 équations à 2 inconnues :

$$\frac{1}{2.23} = a \,.\, 0.244 + b$$

$$\frac{1}{1.84} = a \,.\, 0.469 + b$$

ce qui donne a = 0.422 et b = 0.345, coefficients donnant sur les autres crues unitaires des valeurs raisonnablement proches des mesures.

Connaissant les valeurs moyennes de MVS/MES pour chacune des pluies étudiées dans le collecteur 13 (calculées à partir des mesures effectuées sur les échantillons du préleveur automatique), les formules permettent de proposer des valeurs plus significatives pour la masse volumique moyenne représentative de toute la crue (tableau 6.15).

Date des crues étudiées dans le collecteur 13	MVS/MES moyenne sur toute la crue [%]	ρ_s calculée pour toute la crue [g/cm^3]	ρ_s mesurée sur les grands échantillons [g/cm^3]
11/9/1989	38.8	1.97	2.15
19/10/1989	36.3	2.01	2.01
13/10/1990	54.9	1.73	1.66

Tableau 6.15 : masse volumique calculée comme valeur moyenne pour la crue et mesurée sur le grand prélèvement pour chacune des trois pluies échantillonnées sur le bassin versant 13 à Marseille

3. pour des valeurs de MVS/MES assez proches, les masses volumiques des solides sont beaucoup plus importantes dans les réseaux séparatifs que dans les réseaux unitaires. Ceci voudrait dire que dans les suspensions unitaires les particules minérales (et peut être organiques aussi) en provenance des eaux usées urbaines et du dépôt dans le réseau, possèdent une(des) masse(s) volumique(s) plus faible(s) que celle(s) des solides en suspension dans les eaux lessivant les surfaces urbaines

4. nous présentons dans le tableau 6.16 quelques valeurs trouvées dans la bibliographie concernant les teneurs des matières volatiles en suspension (MVS) dans les rejets pluviaux urbains

Nous remarquons tout d'abord que les valeurs citées dans la bibliographie sont du même ordre de grandeur que celles données dans les tableaux 6.14 et 6.15.

Référence	MVS/MES [%]	Sites et remarques
[1*]	Site 1 (nb de mesures : 2) MVS/MES = 47-48 %, moy=47.5 %	Sites : 1 : Collecteur Brockbeek (bv:730 ha) 2 : Collecteur Uccle (bv:1680 ha) 3 : Collecteur Neerpedebeek (bv:2345 ha) Réseaux unitaires Prélèvements : préleveur automatique
	Site 2 (nb de mesures : 2) MVS/MES = 27-33 %, moy=30 %	
	Site 3 (nb de mesures : 1) MVS/MES = 32 %	
	Site 1+2+3 (nb de mesures : 5) MVS/MES = 27-48 %, moy=38 %	
[2*]	nb de mesure : 3 MVS/MES moy. = 25 %	Site : retenue des Ulis Sud (bv:308 ha à 38 % rural) Réseau : pluvial + déversement régulier d'eaux usées Mode de prélèvement : dépôt au fond de la retenue Caractéristiques diverses : - retenue sous eau - efficacité de décantation : 90.1 % en MES
	nb de mesures : 9 MVS/MES moy. = 32 %	Site : retenue des Ulis Nord Réseau : pluvial + branchements eaux usées (bv:46.7 ha) Mode de prélèvement : dépôts au fond de la retenue Caractéristiques diverses : - retenue sous eau - efficacité de décantation : 74 % de MES
[3*]	Montée de l'hydrogramme : fines organiques Pic de l'hydrogramme : particules relativement grosses et inorganiques	
[4*]	MVS/MES = 16.7 % en moyenne	Site : "Former Hendon aerodrome in North West London", urbain Réseau : pluvial Temps de concentration: 30-40 min
[5*]	MVS/MES = 25-86 %	Surverses d'unitaires
[6*]	MVS/MES = 17-24 %	Site : retenue des Brouillards Réseau : séparatif Prélèvements : boues

Références :
[1*] : [VERBANCK M. et al., 1988a]
[2*] : [LROP Trappes, CEMAGREF Antony, CEMAGREF Lyon, 1984]
[3*] : [ELLIS J.B. et al., 1981]
[4*] : [ELLIS J.B., 1977]
[5*] : [DALRYMPLE R.J., HODD S.L., MORIN D.C., 1975]
[6*] : [CHOPARD P., PAITRY A., 1986]

Tableau 6.16 : Synthèse bibliographique concernant la teneur en matières volatiles dans les MES des rejets pluviaux urbains

Les teneurs en matières volatiles dans les solides échantillonnées à BEQUIGNEAUX sont beaucoup plus élevées que celles mesurées par ELLIS J.B. (1977) sur des solides prélevés à l'aval d'un réseau séparatif drainant un bassin versant britannique de taille moyenne (temps de concentration = 30 à 40 min). Elles sont, par contre, assez proches des valeurs concernant les deux retenues des Ulis Sud et Ulis Nord qui reçoivent des eaux pluviales contaminées par des eaux usées.

Ceci ne peut pas remettre en cause le caractère séparatif du réseau alimentant le bassin de retenue BEQUIGNEAUX pour les deux raisons suivantes :

1. les eaux transitant en temps sec au niveau du bassin BEQUIGNEAUX sont peu polluées (voir chapitre 4)

2. les résultats trouvés à BEQUIGNEAUX concordent assez bien avec les valeurs moyennes annuelles des MVS/MES dans les eaux lessivant des surfaces urbaines. Ces dernières se situant autour de 25 % (voir chapitre 10)

6.7. LES VITESSES DE CHUTE

6.7.1 Les résultats des mesures

A partir des résultats des mesures sur les différents échantillons prélevés, nous avons reconstitué pour chaque pluie, les répartitions moyennes de vitesse de chute correspondant à la totalité des solides en suspension et aux fractions de particules de dimensions inférieures et supérieures à 50 μm.

Pour cela nous avons affecté à chaque prélèvement de solides un poids "p" traduisant la représentativité de l'échantillon prélevé vis à vis de la masse totale des solides transférés au cours de la crue étudiée.

Les résultats obtenus sont présentés en annexe C.1.2 sous forme de tableaux des résultats numériques et de représentations graphiques cumulatives avec échelle logarithmique en abscisse.

Les figures 6.13 à 6.18 représentent les résultats obtenus pour divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires ou pluviaux.

Les tableaux 6.17, 6.20 et 6.21 synthétisent les principales caractéristiques des courbes obtenues. Les indices V10, V50 et V90 sont utilisés. Ils indiquent les vitesses de chute qui sont atteintes, ou non dépassées, respectivement par 10, 50 et 90 % de la masse des particules.

Dans ce paragraphe, nous présentons et interprétons les résultats obtenus et leurs variabilités suivant les différentes pluies et leurs caractéristiques.

6.7.2 Analyse des résultats

6.7.2.1 particules < 50 μm

A la base des résultats présentés dans le tableau 6.17 et les figures 6.13 et 6.14, nous constatons plusieurs points :

1. les valeurs des vitesses de chute médiane des particules < 50 μm semblent :

   - pour les eaux strictement pluviales se situer entre 3 m/h et 5.7 m/h

   - pour les eaux unitaires varier nettement plus d'une pluie à l'autre sur un même site que d'un site à l'autre

2. les courbes de répartition de vitesse de chute obtenues pour les fines suspensions pluviales des réseaux unitaires recouvrent avec un décalage vers le haut la plage correspondant aux eaux strictement pluviales. Le décalage le plus faible correspond aux deux pluies très fortes échantillonnées à LA MOLETTE le 27/6/1990 et dans le collecteur 13 le 11/9/1989.

Site	Type du réseau	Surface du B.V.	Date de la pluie	Intensité moyenne [mm/h]	V10 [m/h]	V50 [m/h]	V90 [m/h]	% < 50 μm
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	1/12/88	0.6	0.25	5.70	11.26	73
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	2-4/12/88 (2 pluies)	1.7 0.7	0.14	3.80	10.70	66
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	19/10/89	4.44	0.019	2.96	9.28	60
LES BROUILLARDS, SSD	PLU	8310 ha	5/12/88	3.64	0.1	3.95	14.49	71
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	7/8/89	8.7	<<0.0503	1.35	8.04	72
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	27/6/90	48.5	0.0094	4.28	11.72	65
BV 13, Marseille	UN	134 ha	11/9/89	39.28	< 0.0503	3.43	14.99	57
BV 13, Marseille	UN	134 ha	19/10/89	14.5	<<0.0212	0.70	15.09	65
BV 13, Marseille	UN	134 ha	13/10/90	8.17	<<0.0503	2.29	11.87	56
Moyenne générale, réseau pluvial					0.13	4.10	11.43	68
Ecart type, réseau pluvial					0.083	1.00	1.91	5
Moyenne générale, réseau unitaire					<<0.0363	2.41	12.34	63
Ecart type, réseau unitaire					-	1.31	2.60	6

Tableau 6.17 : Valeurs des indicateurs de vitesse de chute V10, V50 et V90 pour les particules de dimension inférieure à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires ou pluviaux

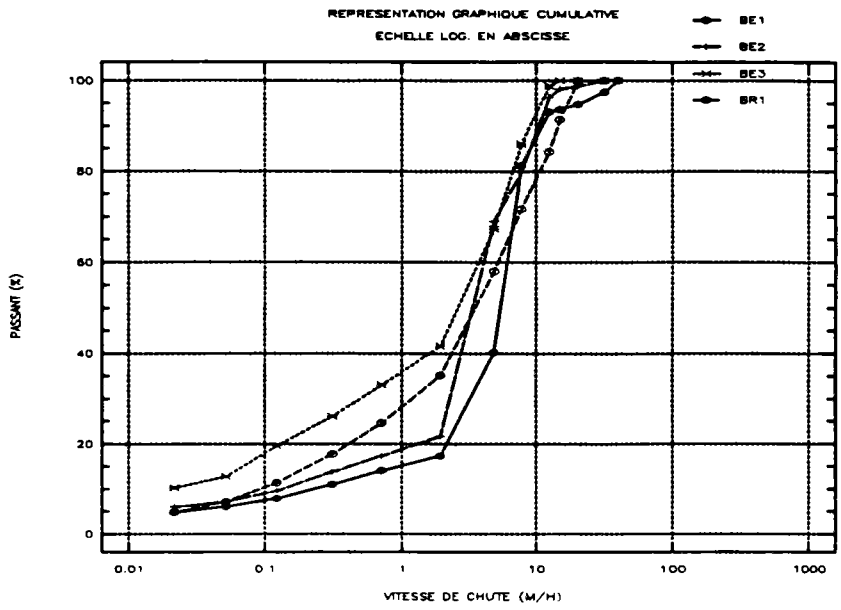


Figure 6.13 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour les particules de dimensions inférieures à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux pluviaux

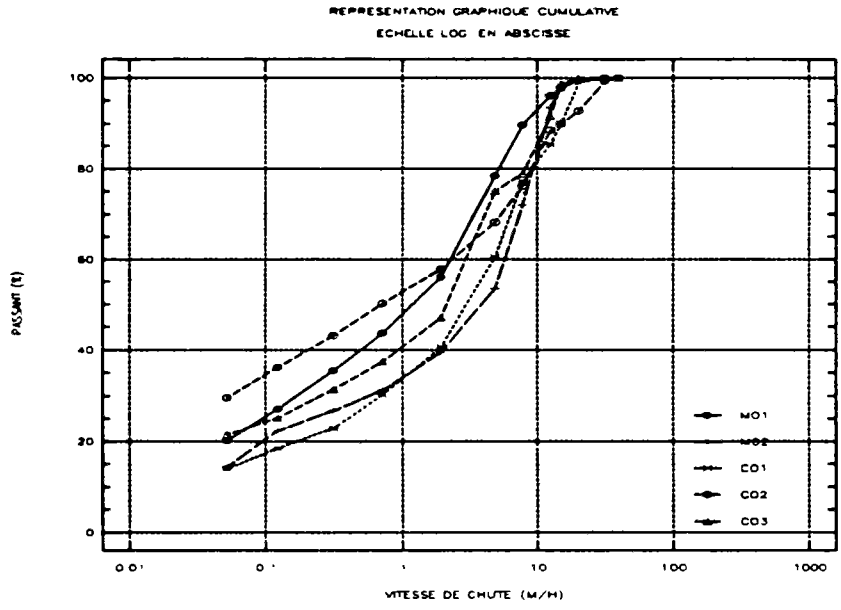


Figure 6.14 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour les particules de dimensions inférieures à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires

Les valeurs de V10 (représentant des rendements de décantation de 90 %) étant inférieures à 0.0363 m/h en cas de réseau unitaire et égales à 0.13 m/h pour des réseaux séparatifs. Les valeurs de V90 se situant entre 8 et 15 m/h aussi bien pour les réseaux pluviaux que pour les réseaux unitaires.

3. les différences sensibles des masses volumiques et des valeurs des MVS/MES des suspensions pluviales en réseau unitaire ou pluvial se trouvent gommées dans leur traduction en vitesse de chute, les effets cohésifs des teneurs organiques compensent peut être les déficits de densité au moins dans certains cas

4. pour quantifier d'éventuels effets d'accélération de la sédimentation des particules, on peut essayer de comparer les vitesses de chute médianes mesurées avec celles que donne la formule de STOCKES, valables pour les solides fins et granulaires en l'absence d'effets cohésifs.

La formule de STOCKES traduit, pour une particule isolée en chute libre, l'équilibre entre la force de gravité et la force de traînée qui lui est opposée. Elle peut s'écrire sous la forme suivante :

$$W_s = \frac{1}{18}(\rho_s - \rho) g \frac{d^2}{\eta}$$

où :

W_s est la vitesse de chute des particules solides, en eau calme, exprimée en m/s
ρ_s est la masse volumique des particules solides en kg/m^3
ρ est la masse volumique du liquide porteur, l'eau en kg/m^3 (ρ = 1000 kg/m^3)
g est l'accélération de la pesanteur : 9.81 m/s^2
d est le diamètre des particules, ici assimilé à D50, en m
η est la viscosité dynamique de l'eau à la température de l'eau au moment des mesures exprimée en Pascal-seconde : (η = 10^{-3} Pa.s)

Les tableaux 6.18 et 6.19 donnent les valeurs comparées de W_{st}, résultats du calcul par la formule de STOCKES (basés sur les évaluations des diamètres médians avec et sans utilisation des ultrasons) et $V50_{mes}$, résultats de mesure. Ils donnent aussi les valeurs du rapport $V50_{mes}/W_{st}$ ainsi que les diamètres équivalents que l'on peut déduire, via la formule de STOCKES, des mesures de vitesse de chute.

Evénement pluvial	dmoy<50 μm	ρ_s < 50 μm	W_{st} [m/h]	$V50_{mes}$ [m/h]	$V50_{mes}/W_{st}$	MVS/MES [%]	$d_{éq.}$ [μm]
BEQUIGNEAUX, 1/12/88	21.62	2.36	1.25	5.70	4.56	-	39.72
BEQUIGNEAUX, 5/12/88	21.81	2.56	1.46	3.80	2.60	-	35.24
BEQUIGNEAUX, 19/10/89	23.19	2.51	1.59	2.96	1.86	33	31.61
LES BROUIL-LARDS, 5/12/88	20.09	2.57	1.24	3.95	3.19	moy.=10	35.81
LA MOLETTE, 7/8/89	15.67	2.10	0.53	1.35	2.55	moy.=30	25.01
LA MOLETTE, 27/6/90	18.48	2.16	0.78	4.28	5.49	21	43.37
COLLECTEUR 13, 11/9/89	19.19	2.23	0.89	3.43	3.85	24	37.70
COLLECTEUR 13, 19/10/89	18.74	2.10	0.76	0.70	0.92	59	18.01
COLLECTEUR 13, 13/10/90	27.43	1.84	1.24	2.29	1.85	47	37.28

Tableau 6.18 : Comparaison pour les particules de taille inférieure à 50 μm, des vitesses de chute mesurées (W_{mes}) et calculées par la formule de STOCKES (W_{st}), ces particules provenant des rejets pluviaux urbains; les mesures étant effectuées sans ultrasons

Evénement pluvial	dmoy<50 μm	ρ_s < 50 μm	W_{st} [m/h]	$V50_{mes}$ [m/h]	$V50_{mes}/W_{st}$	MVS/MES	$d_{éq}$ [μm]
BEQUIGNEAUX, 1/12/88	24.29	2.36	1.57	5.70	3.63	-	39.72
BEQUIGNEAUX, 5/12/88	25.77	2.56	2.03	3.80	1.87	-	35.24
BEQUIGNEAUX, 19/10/89	16.19	2.51	0.78	2.96	3.79	33	31.61
LES BROUIL-LARDS, 5/12/88	22.10	2.57	1.50	3.95	2.63	moy.=10	35.81
LA MOLETTE, 7/8/89	13.76	2.10	0.41	1.35	3.29	moy.=30	25.01
LA MOLETTE, 27/6/90	17.72	2.16	0.71	4.28	6.03	21	43.37
COLLECTEUR 13, 11/9/89	15.38	2.23	0.57	3.43	6.02	24	37.70
COLLECTEUR 13, 19/10/89	18.80	2.10	0.76	0.70	0.92	59	18.01
COLLECTEUR 13, 13/10/90	23.31	1.84	0.90	2.29	2.54	47	37.28

Tableau 6.19 : Comparaison pour les particules de taille inférieure à 50 μm, des vitesses de chute mesurées (W_{mes}) et calculées par la formule de STOCKES (W_{st}), ces particules provenant des rejets pluviaux urbains; les mesures étant effectuées avec ultrasons

Les valeurs qui sont supérieures à 1 du rapport entre les vitesses de chute mesurées et calculées montrent qu'en général il y a un effet d'accélération de la décantation. Cet effet atteint son maximum pour des valeurs de MVS/MES situées aux alentour de 20 %. Au delà de cette limite, l'indicateur d'accélération décroît pour devenir inférieure à 1, mais de très peu (=0.92), pour une valeur de MVS/MES égale à 59 % obtenue au cours de la pluie du 19/10/1989 sur le bassin versant 13.

Tout se passe comme s'il existe deux valeurs repères de teneurs en matières volatiles, notées dans la suite MVS/MES seuil et MVS/MES optimal tels que :

- MVS/MES optimal est le taux de matières volatiles pour lequel l'accélération sans doute due à l'agglomération des particules atteint sa valeur maximale

Pour MVS/MES < MVS/MES optimal, une augmentation de la teneur en matières volatiles entraîne une amplification de l'agglomération des particules. Au delà de cette valeur optimale, tout en restant au dessous de MVS/MES seuil, le phénomène inverse semble se produire

- MVS/MES seuil : en dessous de cette valeur, la présence des matières organiques favorise l'agglomération des particules, les nouvelles entités chutant plus vite. Mais lorsque ce seuil est dépassé la matière organique jouerait plutôt un rôle contraire.

D'autre part, une autre remarque peut être formulée concernant les solides en suspension au début de la troisième pluie échantillonnée le 13/10/1990 dans le collecteur 13 : du fait d'une granulométrie un peu plus forte que pour les autres, la vitesse calculée ici est supérieure à celle qui correspondant aux autres pluies, mais elle reste assez nettement inférieure à celle qui a été mesurée.

On constate, en tout cas, la grande sensibilité de la formule de STOCKES à la dimension des particules. On pourrait tenter de conclure que le taux optimal de matières organiques évoqué plus haut, n'est pas très loin de 20 % et que la valeur seuil de ce même paramètre se situe entre 47 et 59 %. Mais nous avons à faire à un matériau bien composite, chacune des composantes recelant sans doute encore bien des complexités.

6.7.2.2 particules > 50 µm

Les résultats apparaissent sur le tableau 6.20 et dans les figures 6.15 et 6.16

Site	Type du réseau	Surface du B.V.	Date de la pluie	Intensité moyenne [mm/h]	V10 [m/h]	V50 [m/h]	V90 [m/h]	% > 50 μm
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	1/12/88	0.6	10.07	52.05	354.84	27
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	2-4/12/88	1.7 0.7	6.21	24.3	63.26	34
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	19/10/89	4.44	19.31	55.02	171.02	40
LES BROUILLARDS, SSD	PLU	8310 ha	5/12/88	3.64	16.54	68.91	713.06	29
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	7/8/89	8.7	11.89	35.34	230.40	28
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	27/6/90	48.5	17.56	45.79	221.09	35
BV 13, Marseille	UN	134 ha	11/9/89	39.28	14.57	48.58	149.65	43
BV 13, Marseille	UN	134 ha	19/10/89	14.5	12.74	33.14	84.18	35
BV 13, Marseille	UN	134 ha	13/10/90	8.17	14.66	29.8	72.09	44
Moyenne générale, réseau pluvial					13.03	50.07	325.55	32
Ecart type, réseau pluvial					5.17	16.18	246.83	5
Moyenne générale, réseau unitaire					14.28	38.53	151.48	37
Ecart type, réseau unitaire					1.95	7.34	66.2	5.86

Tableau 6.20 : Valeurs des indicateurs de vitesse de chute V10, V50 et V90 pour les particules de dimension supérieure à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires ou pluviaux

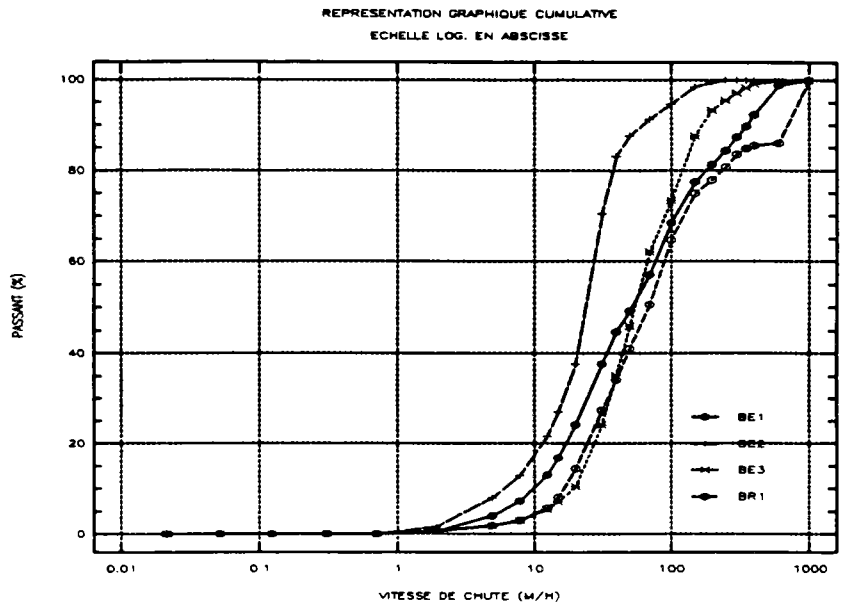


Figure 6.15 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour les particules de dimensions supérieures à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux pluviaux

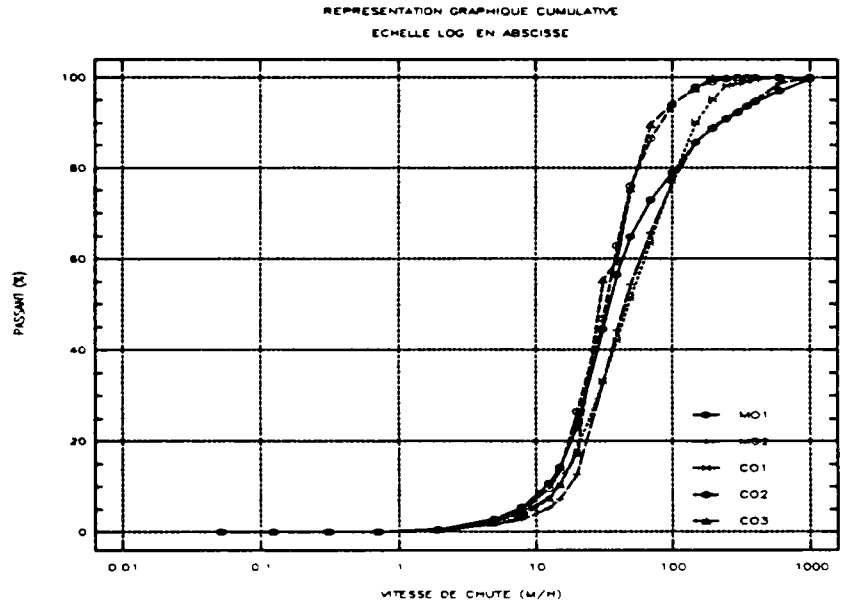


Figure 6.16 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour les particules de dimensions supérieures à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires

Les vitesses de chute médianes se situent en moyenne à 50 m/h pour les réseaux strictement pluviaux et à 39 m/h pour les réseaux unitaires.

Les répartitions de vitesse de chute pour ces moins fines présentent des étalements assez importants, les écarts entre V10 et V90 étant dans la plupart des cas plus élevés en réseaux séparatifs qu'en réseaux unitaires.

A l'exception des résultats relativement faibles obtenus pour la pluie du 2-4/12/1988 à BEQUIGNEAUX, nous remarquons une faible variation des valeurs de V10 et de V50 d'une pluie à l'autre, d'un site à l'autre et même suivant qu'il s'agit de réseaux unitaires ou pluviaux.

Les valeurs de vitesse de chute médiane de ces particules semblent croître légèrement avec la valeur de la masse volumique.

Des écarts plus importants apparaissent dans les valeurs de V90. Ils peuvent être le reflet des caractéristiques spécifiques à chaque site et de l'hétérogénéité dans la composition granulométrique de ces solides relativement grossiers.

Malgré toutes ces variations, les répartitions de vitesse de chute semblent être assez regroupées, les courbes obtenues en cas de réseaux unitaires s'inscrivent assez bien dans le fuseau correspondant aux réseaux séparatifs.

6.7.2.3 totalité des solides

A la base des résultats obtenus (répartition des vitesses de chute, % en masse < et > 50 μm) pour les particules de dimension inférieure et supérieure à 50 μm, nous avons reconstitué pour chaque pluie, une courbe moyenne de répartition des vitesses de chute, représentative de la totalité des solides.

Les résultats obtenus sont synthétisés dans le tableau 6.21 et les figures 6.17 et 6.18.

Site	Type du réseau	Surface du B.V.	Date de la pluie	Intensité moyenne [mm/h]	V10 [m/h]	V50 [m/h]	V90 [m/h]
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	1/12/88	0.6	0.67	6.85	87.27
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	2-4/12/88 (2 pluies)	1.7 0.7	0.46	5.53	31.38
BEQUIGNEAUX, Bordeaux	PLU	606 ha	19/10/89	4.44	0.092	7.16	105.20
LES BROUIL-LARDS, SSD	PLU	8310 ha	5/12/88	3.64	0.24	9.06	132.87
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	7/8/89	8.7	<0.0503	3.69	49.40
LA MOLETTE, SSD	UN	≈ 8000 ha	27/6/90	48.5	0.060	8.64	86.43
BV 13, Marseille	UN	134 ha	11/9/89	39.28	0.11	10.97	98.02
BV 13, Marseille	UN	134 ha	19/10/89	14.5	<0.0212	7.21	46.46
BV 13, Marseille	UN	134 ha	13/10/90	8.17	<0.0503	10.05	52.64
Moyenne générale, réseau pluvial					0.37	7.15	89.18
Ecart type, réseau pluvial					0.22	1.26	37.11
Moyenne générale, réseau unitaire					<0.058	8.11	66.59
Ecart type, réseau unitaire					-	2.55	21.34

Tableau 6.21 : Valeurs des indicateurs de vitesses de chute V10, V50 et V90 pour l'ensemble des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires ou pluviaux

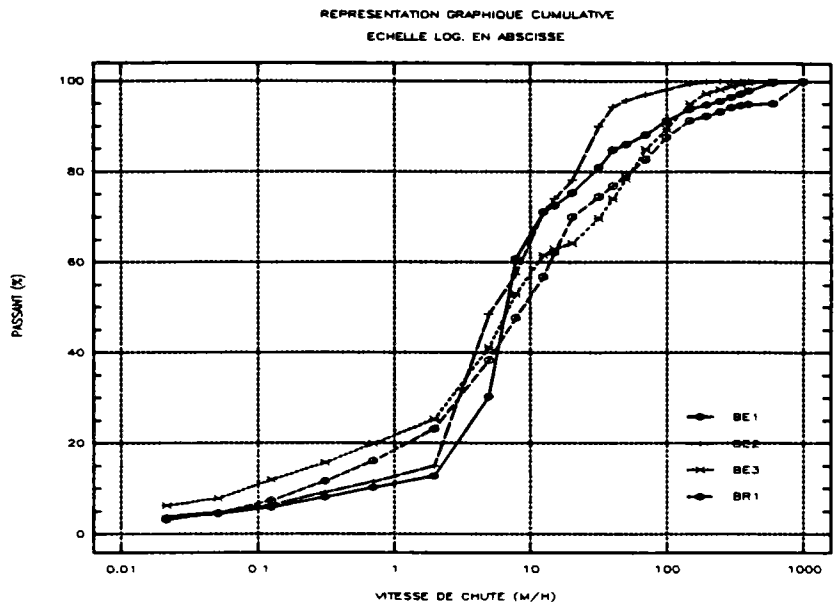


Figure 6.17 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour l'ensemble des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux pluviaux

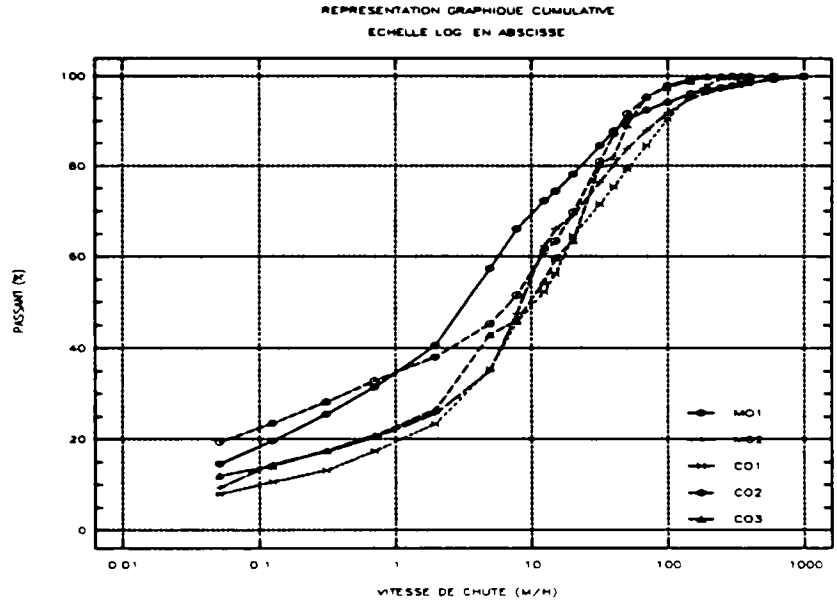


Figure 6.18 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour l'ensemble des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires

Les valeurs de vitesses de chute médiane présentent des variations faibles d'un site à l'autre, d'une pluie à l'autre et suivant qu'il s'agit de réseau unitaire ou séparatif. A l'exception des résultats faibles trouvés pour la pluie du 7/8/89 à LA MOLETTE, les V50 se situent entre 7 et 11 m/h.

Les valeurs de V90 sont plus faibles en cas réseau unitaires. Mais elle restent du même ordre de grandeur que celles trouvées pour les réseaux séparatifs.

Par contre, les résultats concernant les V10 sont très différents d'une pluie à l'autre et surtout en fonction du type de réseau. Les valeurs les plus faibles correspondent aux sites unitaires.

Les courbes de répartitions cumulatives obtenues pour les différentes pluies étudiées sont assez regroupées dans la zone correspondant à des vitesses de chute assez élevées (> 7 m/h). En dehors de cette zone, les résultats obtenus pour des pluies moyennes dans des réseaux unitaires sont décalés vers le haut par rapport à ceux correspondant à des réseaux pluviaux.

6.7.3 Vérifications des résultats de mesure de vitesse de chute

6.7.3.1 par mesure d'efficacité de la décantation dans des bassins de retenue

Pour la plupart des pluies étudiées à BEQUIGNEAUX et à LA MOLETTE, nous avons effectué des prélèvements aux moments de l'alimentation et de la vidange de ces deux bassins. Des bilans des MES ont été effectués. Ils ont permis d'évaluer l'efficacité d'une décantation pendant quelques heures vis à vis de la réduction de la masse des solides en suspension.

Les résultats obtenus sont présentés et discutés dans le chapitre 11 portant sur le dimensionnement et la gestion des capacités de stockage-décantation. Ils confirment la bonne décantabilité des particules en suspension à l'aval d'un réseau unitaire ou séparatif, l'abattement moyen des MES étant égal à 87 %.

6.7.3.2 par mesure de la vitesse de décantation avec un cône d'Imhoff

La mesure de vitesse de décantation ave un cône d'IMHOFF s'effectue comme suit :

1. homogénéiser la suspension à analyser
2. verser la suspension dans le cône d'IMHOFF
3. laisser les particules décanter
4. noter, en fonction du temps, le volume des particules déposées au fond du cône.

Ceci est possible du fait que le cône d'IMHOFF est transparent et gradué en volume

Les résultats que nous obtenons avec cet appareil ne sont pas très précis. Mais ils permettent d'avoir un ordre de grandeur global de la décantabilité des solides étudiés.

Dans le cadre de notre étude, quelques mesures de ce type (avec un cône de 43 Cm) ont été effectuées sur les eaux brutes entrants dans le bassin BEQUIGNEAUX au cours des 3 événements pluvieux étudiés : les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 6.22. Ils confirment la décantabilité des particules transférés en suspension à l'aval d'un réseau assez strictement pluvial et montrent sa rapidité.

Durée de décantation	10 min.	20 min.	30 min.	60 min.	120 min.
Efficacité volumique de la décantation	60-90 %	75-90 %	78-100 %	78-100 %	100 %
Efficacité massique de la décantation	79- 89 %	83-91 %	84-92 %	87-94 %	100 %

N.B. :

* : valeurs obtenues à la base des mesures effectuées avec un cône d'IMHOFF

** : valeurs calculées à partir des courbes de répartition des vitesses de chute données dans le chapitre 6, en supposant que la suspension est au départ homogène et que la profondeur de sédimentation est de 43 cm

Tableau 6.22 : Comparaison des valeurs des efficacités de décantation obtenues de deux façons différentes (1. mesures avec un cône d'IMHOFF (hauteur de sédimentation = 43 Cm - 2. valeurs calculées à partir des courbes de répartition de vitesse de chute)

D'autre part et à la base des courbes de répartition de vitesse de chute données dans le chapitre 6, nous avons simulé la décantation des particules solides dans de l'eau calme en supposant que la suspension est homogène au départ et que la hauteur de sédimentation est de 43 cm. Les résultats de calcul sont donnés dans le tableau 6.22. Ils sont de même ordre de grandeur que ceux obtenus avec le cône d'IMHOFF.

6.7.3.3 par analyse bibliographique

Nous présentons dans le tableau 6.23 quelques résultats trouvés dans la bibliographie concernant la vitesse de chute des solides transférés en suspension dans des réseaux d'assainissement unitaires.

Référence	Vitesse de chute	Sites, méthodes et remarques
VERBANCK M. et al 1988 a	Particules < 45 μm Site 1 : (nombre de mesures = 2) V_{50} = 0.25 - 0.29 m/h , moy = 0.27 m/h Site 2 : (nombre de mesures = 2) V_{50} = 0.77 - 1.63 m/h, moy = 1.2 m/h Site 3 : (nombre de mesures = 1) V_{50} = 0.60 m/h Sites 1+2+3 : (nombre de mesures = 5) V_{50} = 0.25 - 1.63 m/h, moy = 0.71 m/h	Sites : 1 : Collecteur Brockbeek (b.v. = 730 ha) 2 : Collecteur Uccle (b.v. = 1680 ha) 3 : Collecteur Neerpedebeek (b.v. = 2345 ha) Réseaux : unitaires Prélèvement : préleveur automatique Mesure : pipette (+ dispersant)
BENOIST A.P. LIPKLEMA L. 1989	V_{50} [m/] = 0.054 m/h-0.72 m/h, moy = 0.56 m/h	Site : surverses d'unitaires dans le réseau du village Loenenin, The Netherlands (b.v. = 16 ha) Prélèvements : préleveur automatique Mesure : pipette (avec bac de sédimentation de H = 40 cm et D = 8 cm)

Tableau 6.23 : Synthèse bibliographique concernant la vitesse de chute des M.E.S. des rejets pluviaux urbains

Concernant ces résultats, les remarques suivantes pourront être faites :

1. le mode opératoire adopté par VERBANCK M. et al. (1988a) représente les particularités suivantes :

Pour éviter la floculation des particules, VERBANCK M. et al. (1988a) ont utilisé un dispersant. Ceci peut modifier l'état de l'interface solide-liquide et peut donc influencer notablement les vitesses de sédimentation des particules non seulement en diminuant les valeurs car on empêche les agglomérations mais peut être aussi en les augmentant.

A la base de cette remarque, nous ne pouvons manipuler ces résultats qu'avec beaucoup de prudence, même s'ils aboutissent parfois aux mêmes ordres de grandeur que les nôtres.

2. pour les pluies de faibles à moyenne importance, les valeurs de vitesse médiane trouvées par [BENOIST A.P. et LIJKLEMA L., 1989]. concordent bien avec nos résultats.

De plus, nous voyons, comme à BEQUIGNEAUX et à LA MOLETTE se dessiner une certaine décroissance des valeurs de V50 quand les caractéristiques de la pluie deviennent faibles. Les vitesses médianes étant très proches de celle des eaux usées pour les pluies très faibles.

Nous avons essayé de quantifier cet effet en cherchant la droite de régression de la forme :

$(V50) = \alpha MES + b \qquad (n = 8)$

Nous avons obtenu : V50 = 0.002, MES = 0.109 avec un coefficient de corrélation de 0.91.

Ce type de relation nous parait très intéressant, pour les raisons suivantes :

1. la mesure des MES est beaucoup plus facile et moins coûteux qu'une mesure de vitesse de chute,

2. les concentrations en MES pourront être mesurées en continu

6.8. CONCLUSIONS

6.8.1 L'essentiel des résultats

Nous nous sommes proposés, dans ce chapitre, de présenter et d'analyser les résultats, obtenus dans le cadre de notre programme de recherche, concernant les caractéristiques hydrodynamiques et de pollution des solides des rejets pluviaux urbains.

Les résultats étudiés sont issus de 9 pluies échantillonnées dans plusieurs villes (PARIS, BORDEAUX, MARSEILLE) à l'aval de réseaux de types différents (unitaire, séparatif).

De cette étude émergent les conclusions suivantes :

1. Importance de la pollution fixée sur les solides des rejets pluviaux urbains :

Les particules solides apparaissent comme le principal vecteur de la pollution des rejets pluviaux urbains. Elles fixent 83 à 92 % de la pollution totale en DCO, 77 à 95 % de la DBO_5, 48 à 82 % de NTK, 82 à 99 % des hydrocarbures, 80 à 100 % du plomb, de même que d'après d'autres auteurs 93 % des PCB_s, 90 % des HAP_s, 97 % du benzopyrène et 85 % du fluoranthène.

2. Taille des solides :

On remarque :

- une prédominance des fines (< 100 μm) parmi les solides transférés en suspension à l'aval d'un réseau d'assainissement (% < 100 μm = 66 à 86 %, D50 = 25 à 43 μm)

- pour les 9 pluies étudiés, les résultats obtenues sont relativement stables.

Il semble apparaître, avec des variations limitées, une certaines dépendance des caractéristiques granulométriques vis à vis de celles de l'événement pluvial.

La quantité des solides de dimension supérieure à 100 μm est un peu plus forte dans les réseaux unitaires que dans les réseaux pluviaux

- les fines particules (< 100 μm) ont tendance à s'agglomérer, ce que nous avons mis en évidence par des mesures sans, avec ou après agitation avec des ultrasons

- les histogrammes de densité de distribution présentent dans la plupart des cas deux modes : le premier se situe en dessous de 2.6 μm, le second dans les classes 10-15 μm ou 25-40 μm

3. Répartition de la pollution particulaire par classes granulométriques

Les particules de dimension inférieures à 100 μm semblent être le véhicule d'une partie importante (> 50 %) de la pollution en MVS, DCO, DBO_5, NTK et le Plomb.

Par contre, les moins fines (> 100 μm) présentent dans la plupart des cas les valeurs les plus importantes de "pollution unitaire massique".

4. Masses volumiques et teneurs en matières volatiles

- les masses volumiques varient entre 2.19 et 2.56 g/cm^3 (moyenne = 2.33 g/cm^3) pour les écoulements strictement pluviaux et entre 1.66 g/cm^3 et 2.16 g/cm^3 pour les écoulements unitaires (moyenne = 2.00 g/cm^3)

- dans tous les cas, les masses volumiques décroissent lorsque croit la taille des particules

- les fines particules présentent des masses volumiques fort différentes suivant le type du réseau. Par contre, pour un type de réseau donné les résultats sont assez homogènes d'une ville à une autre

- les masses volumiques des particules moins fines (> 100 μm) ne se distinguent pas beaucoup suivant qu'il s'agit d'un réseau unitaire ou pluvial, elles sont relativement faibles, variant de 1.3 g/cm^3 à 2 g/cm^3 sauf exception (2.54 g/cm^3 pour le bassin DES BROUILLARDS.

- les teneurs en matières volatiles se situent entre 10 et 36 % pour les réseaux pluviaux et entre 24 et 55 % pour les réseaux unitaires

- pour des teneurs en matières volatiles assez proches, les masses volumiques des solides sont moins importants dans les réseaux unitaires que dans les réseaux séparatifs

5. Vitesses de chute

- les vitesses de chute des particules transférées en suspension, par temps de pluie, sont en général très élevées sauf, peut être, pour les pluies très faibles en réseaux unitaires.
Cette bonne décantabilité a été confirmée lors des mesures plus globales dans des cônes d'IMHOFF et à grande échelle à l'occasion de la décantation, pendant quelques heures, dans des bassins de retenue.

- les écarts constatés sur les masses volumiques entre solides des réseaux pluviaux et solides des réseaux unitaires (plus légers) se resserrent beaucoup : les vitesse médianes se situent entre 5.5 m/h et 9 m/h (sans doute plus pour des pluies importantes) en réseau pluvial et entre 3.69 m/h et 11 m/h (pour une très forte pluie) en réseau unitaire.

Cette réduction d'écart est peut être due pour une petite part, à une granulométrie "unitaire" un peu plus grossière mais surtout sans doute au rôle d'accélérateur de chute que joue probablement la matière organique, lorsque sa proportion massique se situe entre 15 et 35 % dans les fines.

6.8.2 Retour sur les options prises en matière d'échantillonnage et priorités pour les futures investigations

Un certain nombre de résultats apparaissent relativement stables, d'une ville à une autre, d'un type de réseau à l'autre, d'une pluie à une autre. On peut avancer des ordres de grandeur déjà assez faibles et assez stables, en matière :

- de répartition de la pollution entre fractions particulaire, dominante, et dissoute,
- de granulométrie, fine,
- de vitesse de chute, forte,

D'autres éléments s'avèrent plus variables notamment :

- les masses volumiques assez contrastées suivant qu'il s'agit d'écoulements pluviaux en collecteurs strictement pluviaux ou unitaires et semblent croître avec l'importance de la pluie

- les relations entre masse volumique et teneur en matières volatiles

- les relations entre vitesses de chute, granulométries et masses volumiques

Au vu de ces résultats, nous pensons avoir réussi en partie notre pari : avec seulement 9 pluies sur 4 sites, nous pouvons avec une certaine sûreté proposer des ordres de grandeurs et des tendances de variation suivant la nature du réseau et le type de pluie.

Nous avons pu aussi dégager des interrogations plus précises :

- quelle est la fraction polluante correspondant aux particules chutant le moins vite ou aux plus fines, celles qui resteront le plus facilement en suspension dans les milieux récepteurs et qu'on interceptera que difficilement dans des ouvrages de traitement ?

- quelle est réellement la part des hydrocarbures fixés sur les particules plus ou moins fines ?

- quelle est l'explications des augmentations (parfois des diminutions) de vitesse de chute que nous pouvons noter ?

- quels sont les facteurs de variation des teneurs en matière volatile ou d'autres paramètres, d'une pluie à l'autre ?

Les réponses complémentaires correspondantes pourraient être obtenues par des expérimentations lourdes, à l'aval d'un réseau unitaire où il est par exemple envisagé un traitement. On devrait s'y donner les moyens de prélever de façon représentative de grands échantillons d'eau correspondant à la totalité de chaque crue pluviale pendant une longue durée.

Elles impliquent aussi de développer :

- des protocoles originaux spécifiques pour séparer :

  * les particules chutant le moins vite, ou les plus fines
  * les hydrocarbures fixés sur les particules fines ou moins grossières

- des procédures d'allégement progressif de certaines mesures, sachant que pour un premier temps, sur un site encore mal connu, elles nous semblent toutes nécessaires.

CHAPITRE 7 :

SPECIATION CHIMIQUE DE TROIS "METAUX LOURDS" (PLOMB, ZINC, CADMIUM) DANS LES REJETS PLUVIAUX URBAINS

7.1. INTRODUCTION

La spéciation chimique se définit comme la séparation et la quantification des diverses espèces métalliques dissoutes ou associées aux sédiments [FLORES-RODRIGUEZ J., THEVENOT D., 1988].

La connaissance des concentrations métalliques "totales", en solution ou dans le sédiment, ne constitue qu'un indicateur de contamination et ne peut nullement nous renseigner sur la ressolubilisation potentielle, la disponibilité biologique ou les dommages effectifs causés aux écosystèmes.

La spéciation est une méthode susceptible d'apporter de précieuses informations, inaccessibles par les méthodes usuelles, sur la nature des associations métalliques et des liaisons existantes dans une solution ou un sédiment. De ce fait, cette approche peut avoir, indirectement les intérêts suivants :

1. La connaissance des processus physiques et chimiques conduisant à la fixation, nous renseigne indirectement sur les supports possibles des métaux [WELTE B., BLES N., MONTIEL A., 1983].

2. La distinction entre les métaux libres ou faiblement adsorbés (facilement biodisponibles) et ceux qui sont très fortement liés (non biodisponibles) nous informe sur la possibilité d'absorption des métaux pour les êtres vivants [FAUCON N., 1987].

3. Par le biais de cet outil d'analyse, on simule les modifications des conditions physico-chimiques du milieu auxquelles les associations métalliques peuvent être confrontées [FAUCON N., 1987], d'où estimation des échanges entre phase dissoute et particulaire et donc des risques potentiels pour le milieu récepteur [NIREL P., 1987].

4. La connaissance des formes chimiques des métaux présents dans l'eau brute, peut guider le choix du processus à mettre en oeuvre pour éliminer la pollution métallique.

5. La spéciation permet de donner des renseignements utiles sur l'efficacité des moyens mis en oeuvre jusqu'à maintenant pour traiter la pollution métallique dissoute et pour détoxiquer les sédiments pollués.

6. Indépendamment de la teneur totale des métaux lourds dans le sédiment, la spéciation permet, en identifiant les sources (chaque phase pourra être représentative d'une source des métaux [ROBBE D., 1984 - FAUCON N., 1987]) de mettre en évidence la présence ou l'absence d'une pollution métallique.

Tous ces intérêts, ainsi que l'absence, à l'heure actuelle, de ce type d'informations nous ont conduits à étudier, dans le cadre de notre programme de recherche, la spéciation chimique des métaux lourds présents, sous forme dissoute ou particulaire, dans les eaux brutes des rejets pluviaux urbains. Nous nous intéressons essentiellement au plomb (Pb), Zinc (Zn) et Cadmium (Cd), et ceci en raison de leurs teneurs globales

non négligeables dans les rejets pluviaux urbains, de la toxicité potentielle qu'ils représentent, de leur non biodégradabilité et de leur possible relargage massif à partir des sédiments lors des modifications physico-chimiques du milieu aqueux.

Nous avons commencé cette étude par une recherche bibliographique sur les métaux lourds en milieu aqueux : principales formes chimiques en solution, associations possibles avec les particules solides, affinités aux constituants des sédiments et mobilisations en cas de variations physico-chimiques environnementales. Ceci a permis d'établir une synthèse des connaissances actuelles que nous présentons dans l'annexe A2.

Dans ce chapitre nous nous consacrons à la présentation, la discussion et l'interprétation des résultats que nous avons obtenus lors de l'étude de deux événements pluvieux piégés au niveau des deux bassins de retenue "BEQUIGNEAUX" (site plutôt pluvial, Bordeaux) et "LA MOLETTE" (eaux des surverses d'unitaires, Seine Saint Denis).

A ce niveau deux remarques pourront être signalées:

1. Pour mieux comprendre le contenu de ce chapitre nous conseillons le lecteur (surtout ceux qui ne connaissent pas beaucoup ce domaine) de voir tout d'abord l'annexe A2.

2. Le nombre de pluies étudiées est faible. Ceci est dû essentiellement, au fait que les moyens disponibles sont, malgré leur importance, très limités devant les investissements (en argent, personnes, temps) nécessaire pour mener ce type d'études.

Les conclusions auxquelles nous aboutirons nécessitent d'être confirmés pour d'autres événements pluvieux. En tout cas, elles constituent une première base dans ce domaine. De plus, elles peuvent servir d'hypothèses de travail permettant de mieux guider des expérimentations futures.

Cette étape n'aurait pas pu avoir lieu sans l'étroite collaboration que notre équipe "CERGRENE-IMFT" a eue avec le Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu (LABAM) de l'Université Paris XII, Val de Marne. La répartition du travail s'est faite comme suit :

- définition des protocoles de prélèvement : G. CHEBBO, A. BACHOC et al. (équipe CERGRENE-IMFT),
- définition des protocoles de mesure : J. FLORES-RODRIGUEZ et al. (équipe LABAM),
- prélèvements : G. CHEBBO et al.,
- mesures : J. FLORES-RODRIGUEZ et al.,
- interprétation des résultats présentée dans ce chapitre : G. CHEBBO et J. FLORES-RODRIGUEZ.

7.2. PRESENTATION DES RESULTATS, DISCUSSION ET COMPARAISON AVEC LES DONNEES BIBLIOGRAPHIQUES

7.2.1 RAPPEL SUR LES EXPERIMENTATIONS MENEES

Nous présentons dans ce chapitre les résultats des mesures du Plomb, du Zinc et du Cadmium effectuées sur les échantillons prélevés au cours des deux événements pluvieux survenus à BEQUIGNEAUX le 19/10/1989 et à LA MOLETTE le 07/08/1989. Les caractéristiques pluvio-métriques et hydrauliques correspondants, ainsi que les protocoles expérimentaux adoptés, sont détaillés dans le chapitre 4.

Nous nous concentrons, dans ce qui suit, sur l'étude des résultats moyens sur toute la durée de la crue. Ces valeurs ont été reconstituées à partir d'un nombre important de mesures effectuées. Elles sont de deux types :

1) concentrations totales dissoutes ou particulaires,

2) répartition de la pollution métallique (dissoute ou particulaire) entre les différentes phases identifiées lors de l'application du schéma de minéralisation sélective adopté dans cette étude.

Nous nous intéressons aussi aux différences qui pourront être constatées entre les résultats obtenus pour les échantillons prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange des bassins de retenue étudiés.

7.2.2 CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX

En plus du plomb, du zinc et du cadmium, nous avons mesuré un certain nombre de paramètres physico-chimiques. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 7.1.

Site	Béquigneaux		La Molette	
Pluie	19/10/1989		07/08/1989	
Echantillon	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
pH	7	6.9	6.6	6.4
Eh (mV)	333-433	450-462	-	-
Conductivité (μs/cm)	145-205	155-170	333-458	296-399
MES (mg/l)	391	50	618	48
MVS/MES (%)	35	-	70	-
DCO (mg/l)	269	82	618	65
DBO_5 (mg/l)	79	20	65	14
Pb (mg/l)	0.188	0.0499	0.58	0.075
Zn (mg/l)	1.522	0.274	1.08	0.17
Cd (mg/l)	0.182	0.0301	0.00716	0.000845

Tableau 7.1 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des eaux écoulées au cours des pluies de 19/10/1989 à BEQUIGNEAUX et de 7/8/1989 à LA MOLETTE

Les valeurs de pH, Eh et conductivité sont susceptibles d'expliquer la présence de telle ou telle forme métallique. La connaissance des concentrations en MES permet d'une part de donner une idée de l'importance relative des capacités d'accueil ou de fixation disponibles pour les métaux et d'autre part d'évaluer les charges totales en métaux particulaires. Les MVS et le DBO_5 (rapportée à la DCO) sont des indicateurs de la matière organique.

Nous remarquons qu'à l'exception du cadmium mesuré à BEQUIGNEAUX, les concentrations moyennes obtenues au cours des pluies étudiées (tableau 7.1) sont équivalentes à légèrement supérieures aux valeurs moyennes annuelles des eaux de rejets pluviaux urbains (tableau 7.2). La pollution très importante en cadmium à BEQUIGNEAUX est d'origine industrielle. Elle est due à la présence d'une industrie de traitement de surface à l'amont de ce site (elle a considérablement amélioré son rejet depuis).

Paramètres de pollution	Nature de l'effluent		Référence
	Réseau pluvial	Réseau unitaire	
MES (mg/l)	182-456	232-545	[1*]
DCO (mg/l)	83-339	172-425	[1*]
DBO_5 (mg/l)	13-48	41-113	[1*]
Pb (mg/l)	0.1-0.47	0.16-0.43	[1*]
Zn (mg/l)	0.908-1.920	0.429-0.883	[2*]
Cd (mg/l)	0.0054-0.0449	0.00475-0.00572	[2*]
MVS/MES (%)	24-26	39-64	[3*]

Références :
[1*] : notre étude
[2*] : [PAITRY A., RENARD D., 1984 - LHM Montpellier, 1985- cités dans FLORES-RODRIGUEZ J., THEVENOT D., 1988]
[3*] : [PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987 - BACHOC A., SAGET A., CHEBBO G., HABABOU C., 1991]

Tableau 7.2 : Concentrations moyennes annuelles (mg/l) des eaux de rejets pluviaux urbains

7.2.3 METAUX DISSOUS

7.2.3.1 Métaux totaux dissous

Le tableau 7.3 présente les résultats de l'analyse des métaux dissous. Nous constatons que la fraction dissoute constitue un pourcentage très faible (< 5 %) de la pollution métallique totale, ceci indépendamment du paramètre recherché et du site étudié. Les solides apparaissent donc, comme le principal vecteur des métaux lourds (Pb, Zn, Cd) des rejets pluviaux urbains.

Paramètres de pollution	BEQUIGNEAUX		LA MOLETTE	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Plomb				
- concentration (μg/l)	9.46	8.5	6.07	5.5
- charge (gr)	131.12	117.81	254.94	231
- % du plomb total entrant	5.03	4.52	1.04	0.94
Zinc				
- concentration (μg/l)	14.93	58	27.67	42.5
- charge (gr)	206.92	803.88	1162.14	1785
- % du plomb total entrant	0.98	3.81	2.56	3.93
Cadmium				
- concentration (μg/l)	1.49	5.9	0.37	0.15
- charge (gr)	20.69	81.77	15.54	6.3
- % du plomb total entrant	0.82	3.23	5.17	2.10

Tableau 7.3 : métaux totaux dissous (après filtration à 0.45 μm) dans les eaux prélevées pendant le remplissage et la vidange des bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Il est pour l'instant difficile , voire impossible, d'avancer des hypothèses concernant la variabilité des résultats obtenus en fonction du type du réseau (pluvial ou unitaire). En effet, les pluies ou les sites étudiés sont en nombres très limités et de caractéristiques très différents.

Il est intéressant de comparer les teneurs métalliques dissoutes observées :

Pb : 6 à 9 ppb ; Zn : 15 à 28 ppb ; Cd : 0.4 à 1.5 ppb

à celles :

- des normes de potabilité (ou à ne pas dépasser dans une eau superficielle destinée à être transformée en eau de boisson)
Pb : 50 ppb ; Zn : 5 ppm (tolérable jusqu'à 100) ; Cd 1 (à 5) ppb,

- des eaux courantes non polluées,
Pb : 0.2 à 1 ppb ; Zn : 0.5 à 30 ppb ; Cd : 0.02 à 0.07 ppb,

- trouvées dans la Seine
Pb : 7.5 ppb ; Zn : 80 ppb ; Cd : 10 ppb

En teneurs dissoutes, les échantillons étudiés sont significativement pollués en Pb et en Cd si on les compare aux valeurs des cours d'eau de bonne qualité, mais ne peuvent pas aggraver les choses, en région parisienne, pour le milieu récepteur (déjà fortement pollué) et pour les activités de production d'eau potable. Ceci dit, il ne faut pas oublier que la majeure partie de la pollution

métallique est fixée sur les solides qui pourront, en cas de modifications de conditions physico-chimiques environnementales, relarguer une partie plus ou moins importante du stock qu'ils retiennent.

En comparant les résultats obtenus sur les échantillons prélevés pendant le remplissage et au moment de la vidange des deux bassins de retenue étudiés, il semble apparaître que la rétention de quelques heures, des eaux pluviales urbaines :

- ne fait changer que très faiblement les concentrations en plomb dissous,
- provoque le relargage d'une faible partie du zinc particulaire,
- implique, suivant le site, des phénomènes de relargage ou de résorption d'un faible pourcentage du cadmium.

Ces derniers constats semblent montrer que :

1. comparé au zinc et au cadmium, le plomb est probablement un peu plus fortement lié aux particules solides puisqu'il a résisté aux variations des conditions environnementales que peut induire la rétention,

2. par rapport aux eaux entrantes, les concentrations dissoutes en zinc ont doublé à LA MOLETTE et ont quadruplé à BEQUIGNEAUX. Elles ont atteint des valeurs supérieures à celles trouvées dans les cours d'eau non pollués. Le relargage observé ne touche que 2 % de la charge totale,

3. concernant le cadmium, c'est à BEQUIGNEAUX que nous avons rencontré le phénomène de relargage. En sachant que sur ce site, nous avons trouvé des teneurs exceptionnellement importantes en cadmium, l'hypothèse d'une diminution de la force de liaisons métal-solides avec l'augmentation du rapport "concentration métallique/concentration en MES" peut d'ores et déjà être formulée. Il faut toutefois relativiser cette hypothèse, puisque la quantité du cadmium échangé est égale à 2.4 % de la charge totale. Mais cette petite quantité relarguée a été suffisante pour faire augmenter la concentration dissoute jusqu'à des valeurs légèrement supérieures aux normes de potabilité. A LA MOLETTE, la concentration en cadmium dissous dans les eaux de vidange est égale à la moitié de celle trouvée dans les eaux entrantes. La quantité du métal adsorbée par les particules solides est égale à 3 % de la masse totale en cadmium entrante dans le bassin.

7.2.3.2 Spéciation des métaux dissous

Les figures 7.1 et 7.2 présentent les résultats de spéciation des métaux dissous. Les lettres "L" et "S" ont été utilisées pour indiquer les fractions "labiles" et "stables" respectivement.

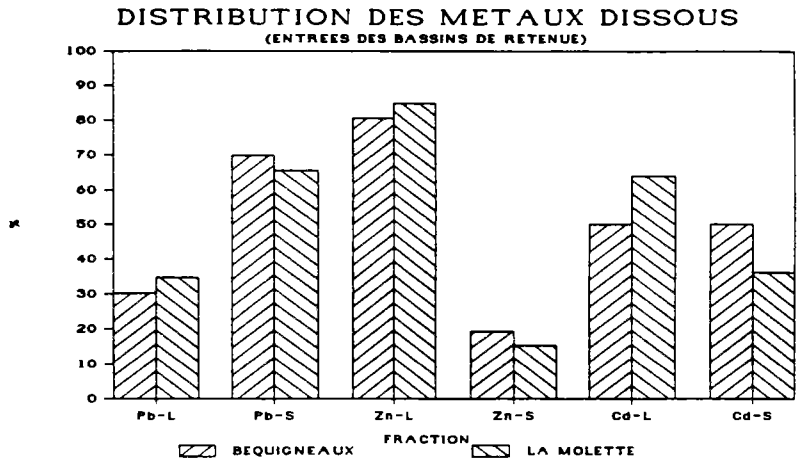


Figure 7.1 : Résultats de spéciation des métaux (Pb, Zinc, Cadmium) dissous obtenus sur les eaux prélevées, par temps de pluie, pendant l'alimentation des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

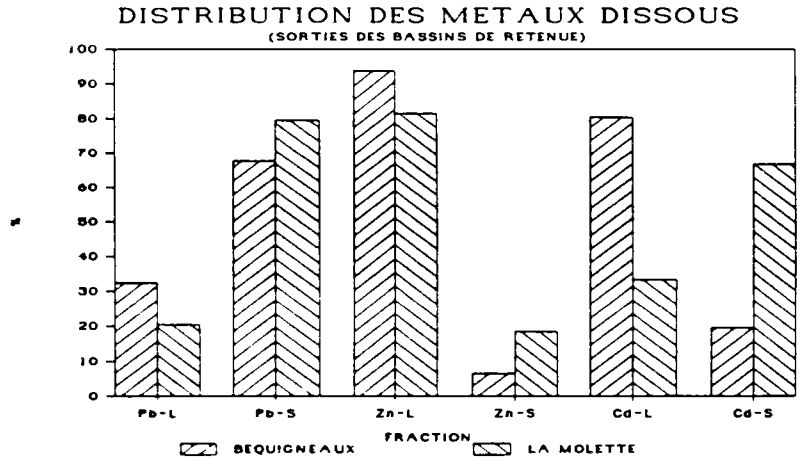


Figure 7.2 : Résultats de spéciation des métaux (Pb, Zinc, Cadmium) dissous obtenus sur les eaux pendant la vidange (après décantation de quelques heures) dans les deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Les affinités respectives des métaux dissous pour former des complexes stables peuvent être classées dans l'ordre suivant :

$$Pb > Cd > Zn$$

Les résultats obtenus pour les deux sites étudiés, sont du même ordre de grandeur : la fraction dite "stable" représente 65-70 % de la concentration en plomb dissous, ce pourcentage passe à 36-50 % pour le cadmium et à 15-19 % pour le zinc. Ceci est conforme avec le fait que parmi les trois métaux recherchés, le plomb est le seul à pouvoir déclencher des liaisons multidentales lors de sa complexation avec les groupes fonctionnels OH, le zinc et le cadmium ne pouvant avoir que des liaisons unidentales.

Il est intéressant de comparer les résultats obtenus sur les échantillons prélevés pendant le remplissage et au moment de la vidange des bassins étudiés : la rétention pendant quelques heures dans un bassin de retenue n'influe pas beaucoup les résultats de spéciation du plomb et du zinc. Par contre, pour le cadmium, nous avons eu un enrichissement en métaux libres à BEQUIGNEAUX et un appauvrissement à LA MOLETTE.

L'augmentation ou la diminution du cadmium labile est due très probablement aux échanges "solution-particules solides" qui ont eu lieu pendant la rétention. A BEQUIGNEAUX, les particules solides ont relargué en solution une quantité supplémentaire de cadmium labile. à LA MOLETTE, le phénomène inverse s'est produit.

Nous avons présenté dans le tableau 7.4, les résultats de spéciation des métaux dissous obtenus par MORRISON G.M.P., REVITT D.M., ELLIS J.B. (1984). Ils concernent des solides prélevés, par temps de pluie, à l'exutoire de deux bassins versants situés en Suède (Bergston, S = 15.4 ha) et en Angleterre (Oxhey, S = 204 ha). Sur chacun des sites, 2 événements pluvieux ont été étudiés. Les valeurs obtenues varient dans des plages étendues. A l'exception du cadmium trouvé à BEQUIGNEAUX, nos résultats sont du même ordre de grandeur.

Paramètre	Echantillons	Fraction métallique		Référence
		Labile (%)	Stable (%)	
Pb	Solides transportés par temps de pluie à l'exutoire d'un B.V. de :			
	S = 15.4 ha (pluvial)	43-69	31-57	[1*]
	S = 240 ha (pluvial)	35-64	36-65	[1*]
	S = 606 ha (pluvial)	30	70	[2*]
	S = 8000 ha (surverses d' unitaires)	35	65	[2*]
Zn	Solides transportés par temps de pluie à l'exutoire d'un B.V. de :			
	S = 15.4 ha (pluvial)	55-85	15-45	[1*]
	S = 240 ha (pluvial)	70-84	16-30	[1*]
	S = 606 ha (pluvial)	81	19	[2*]
	S = 8000 ha (surverses d' unitaires)	85	15	[2*]
Cd	Solides transportés par temps de pluie à l'exutoire d'un B.V. de :			
	S = 15.4 ha (pluvial)	71-79	21-29	[1*]
	S = 240 ha (pluvial)	79-93	7-21	[1*]
	S = 606 ha (pluvial)	50	50	[2*]
	S = 8000 ha (surverses d' unitaires)	64	36	[2*]
Références : [1*] : MORRISON G.M.P., REVITT D.M., ELLIS J.B., 1984] [2*] : [notre étude]				

Tableau 7.4 : Résultats bibliographiques concernant la spéciation des métaux dissous

7.2.4 METAUX PARTICULAIRES

7.2.4.1 Métaux totaux particulaires

Le tableau 7.5 présente les résultats de mesures des métaux particulaires obtenus sur les solides prélevés pendant le remplissage et au moment de la vidange des bassins de retenue étudiés.

Paramètres de pollution	BEQUIGNEAUX		LA MOLETTE	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Plomb				
- concentration mg/kgm.s	456.31	836.13	945.8	948.37
- charge (gr)	2475.06	573.22	24307.06	2920.98
- % du plomb total entrant	94.97	21.99	98.96	11.89
Zinc				
- concentration mg/kgm.s	3850.80	4374.69	1722.20	1737
- charge (gr)	20887.15	2999.11	44260.56	5350
- % du zinc total entrant	99.02	14.22	97.44	11.78
Cadmium				
- concentration mg/kgm.s	462.33	489.55	11.09	9.48
- charge (gr)	2507.72	335.62	285.08	29.21
- % du cadmium total entrant	99.18	13.27	94.83	9.72

Tableau 7.5 : Métaux totaux particulaires mesurés sur les solides prélevés pendant le remplissage et la vidange des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Les concentrations métalliques particulaires ont été obtenues avec une bonne précision (< ± 10 %), à partir des mesures directes sur les échantillons solides. Les résultats correspondants aux eaux de vidange ont été reconstitués en faisant la somme des quantités totales (du métal recherché) présents dans chacune des 5 fractions obtenus par extractions séquentielles (échangeable, acido-soluble, réductible, oxydable, résiduelle). Dans ce dernier cas, les incertitudes peuvent atteindre 20 %.

En terme de concentrations et de charges, les résultats obtenus sont très différents en fonction du site et du paramètres étudié. Ceci est du, très probablement aux différences entre :

- les caractéristiques des bassins versants, essentiellement l'importance du trafic routier et la présence ou non d'activités industrielles. Par exemple, nous savons que la teneur élevée du cadmium à BEQUIGNEAUX, à ce moment là, est due à la présence d'une industrie de traitement de surface à l'amont de ce site,
- les caractéristiques pluviométriques et hydrauliques des événements étudiés. Rappelons, à titre d'exemple quelques caractéristiques des pluies étudiées :

  * à BEQUIGNEAUX : HP = 11.4 mm, Imoy = 4.44 mm/h, Imax sur 6 min = 12 mm/h, DTS < 1 jour,

  * à LA MOLETTE : HP = 13.8 mm, Imoy = 8.7 mm/h, Imax sur 6 min = 19.2 mm/h, DTS = 30h. 27min,

avec :

HP : Hauteur d'eau tombée

Imoy : Intensité moyenne sur toute la pluie

Imax sur 6 min : Intensité maximale sur 6 minutes

DTS : Durée de temps sec précédant la pluie

A partir de ces résultats, nous ne pouvons avancer aucune hypothèse sur les différences qui peuvent avoir lieu, en terme de concentration, entre réseau pluvial et réseau unitaire.

Il apparait très nettement que les solides constituent le vecteur principal de la pollution métallique des rejets pluviaux urbains. Pour les deux pluies étudiées, la fraction particulaire en Pb, Zn et Cd représente plus de 95 % de la concentration totale.

En comparant les résultats concernant d'une part les solides entrant dans le bassin et d'autre part ceux qui restent dans les eaux de vidange, nous constatons que :

1) une décantation de quelques heures dans un bassin de retenue suffit pour éliminer 77 à 90 % de la pollution métallique. La valeur la plus faible concerne l'abattement du plomb à BEQUIGNEAUX (Tableau 7.6),

2) en terme de concentration, les tendances varient suivant le site étudié :

* à LA MOLETTE, les concentrations métalliques particulaires sont du même ordre de grandeur avant et après décantation,

* à BEQUIGNEAUX, les solides des eaux de vidange sont beaucoup plus chargées en plomb, un peu plus chargé en Zn que ceux des eaux entrantes ; les concentrations en cadmium étant équivalentes. Ceci permet d'expliquer le fait qu'à BEQUIGNEAUX le pourcentage de l'abattement de la charge particulaire en plomb est inférieure au taux d'élimination des matières solides.

Paramètre	Site	Réduction de la pollution par décantation (%)
MES	BEQUIGNEAUX	87
	LA MOLETTE	88
Pb	BEQUIGNEAUX	77
	LA MOLETTE	88
Zn	BEQUIGNEAUX	86
	LA MOLETTE	88
Cd	BEQUIGNEAUX	87
	LA MOLETTE	90

Tableau 7.6 : Abattement de la pollution particulaire des rejets pluviaux urbains par simple décantation de quelques heures dans un bassin de retenue

Le tableau 7.7 présente les teneurs en métaux dans les boues récupérées au fond des bassins étudiés ainsi que les concentrations maximales autorisées en France pour l'utilisation agricole. Ces boues se caractérisent par des teneurs en Pb, Zn et Cd assez importantes. A l'exception des valeurs de cadmium trouvées à BEQUIGNEAUX et qui sont dues à une pollution industrielle, les concentrations sont inférieures à légèrement supérieures aux normes requises pour l'utilisation agricole.

Elément	BEQUIGNEAUX	LA MOLETTE	Cmax pour utilisation agricole [LEGRET M, DIVET L., MARCHANDISE P., 1987]
Pb	465	885	800
Zn	3030	1693	3000
Cd	446	12	20

Tableau 7.7 : Teneurs en métaux lourds des boues ($mg.Kg^{-1}$ de matières sèches)

7.2.4.2 Spéciation des métaux particulaires

7.2.4.2.1 Présentation et discussion des résultats

A partir des résultats obtenus sur les différents échantillons prélevés, nous avons reconstitué les moyennes illustrées par les graphiques des figures 7.3 à 7.5.

Chaque figure représente les pourcentages de la quantité totale de métal présent dans chacune des 5 fractions obtenues par extraction séquentielle (échangeable, acido-soluble, réductible, oxydable résiduelle).

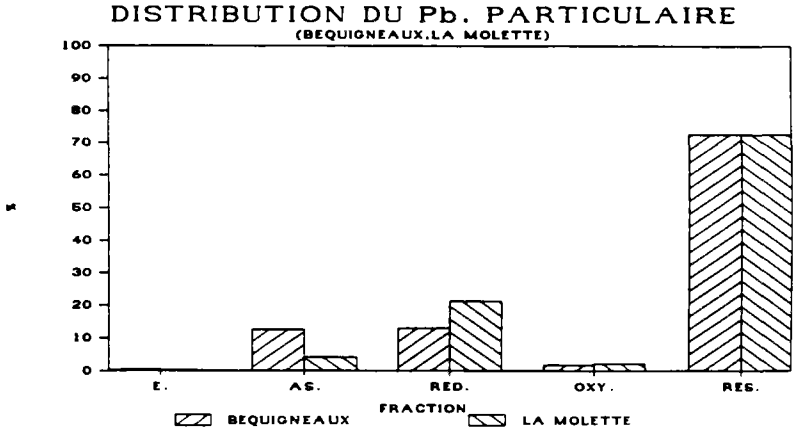


Figure 7.3 : Résultats de spéciation du plomb fixé sur les solides transférés en suspension, par temps de pluie, au niveau des bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

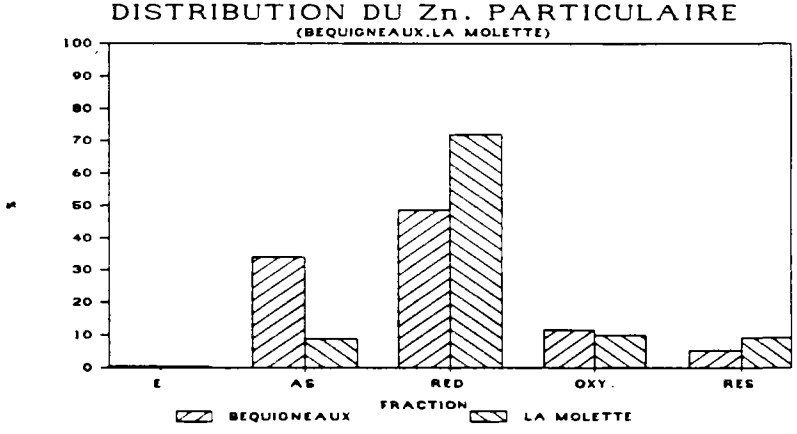


Figure 7.4 : Résultats de spéciation du zinc fixé sur les solides transférés en suspension, par temps de pluie, au niveau des bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

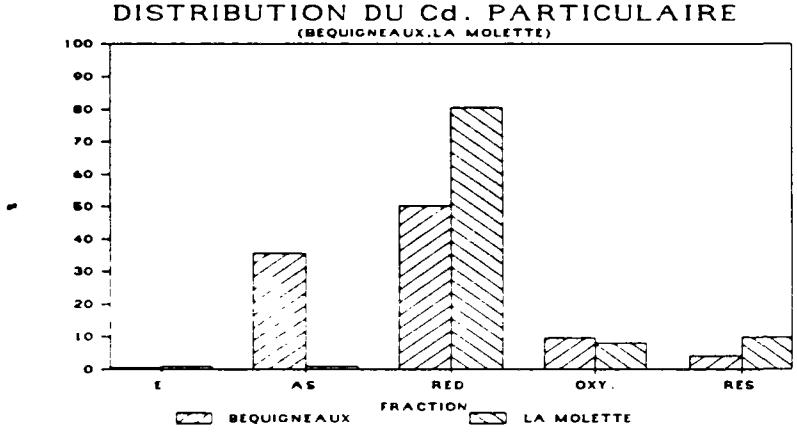


Figure 7.5 : Résultats de spéciation du cadmium fixé sur les solides transférés en suspension, par temps de pluie, au niveau des bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Nous nous apercevons que pour le plomb les concentrations non relargables, c'est à dire celles de la fraction résiduelle, sont nettement supérieures (72 % de la concentration métallique totale) à la somme des concentrations "potentiellement" relargable (échangeable, acido-soluble, réductible, oxydables). En revanche, pour le zinc et le cadmium, la part relative au métal non relargable apparait faible (4 à 10 %). Ce résultat est compatible avec les remarques suivantes, déjà détaillées lors de notre analyse bibliographique (voir annexe A2) :

1. si on considère, comme beaucoup d'autres auteurs, que les oxydes - hydroxydes de fer contrôlent en grande partie, la fixation du plomb, du zinc et du cadmium et si on regarde les constantes d'affinité K_1 des métaux lourds avec l'hydroxyde de fer (K_1 du pb = $10^{4.65}$, K_1 du Zn = $10^{0.99}$, K_1 du Cd = $10^{0.47}$), nous nous attendons à ce que le plomb soit plus fortement lié que le zinc et le cadmium aux particules solides,

2. de plus, si on examine les formes chimiques que peuvent avoir les métaux lors de leurs complexations avec les groupes fonctionnels OH, on remarque que le plomb est capable de déclencher des liaisons "multidentales", le zinc et le cadmium ne pouvant avoir que des liaisons "unidentales" moins fortes. Ceci est une raison de plus pour que le plomb soit le métal le plus fortement lié aux particules solides.

Les répartitions entre formes fortement liées et potentiellement ressolubilisables, obtenues sur les deux sites étudiés sont identiques pour le plomb, légèrement différentes pour le zinc et le cadmium. Ainsi les proportions du Zn et du Cd résiduelles sont plus importantes à LA MOLETTE (environ 10 %) qu'à BEQUIGNEAUX (environ 5 %).

Si l'on compare plus attentivement les répartitions géochimiques des éléments métalliques dans les quatres fractions mobilisables (échangeable, acido-soluble, réductible, oxydable) d'une façon générale, il apparait que :

1. la part relative des métaux dite "échangeable" (ou plus vraisemblablement "aisément extractible") est très faible, voire négligeable (0.5-1.5 %), ceci indépendamment du paramètre recherché et du site concerné. Ce qui, en terme d'écotoxicité, est plutôt positif,

2. les composants dits "réductibles" fixent la plus importante proportion d'éléments métalliques éventuellement ressolubilisables (47-89 %). Les valeurs trouvées sont plus importantes à LA MOLETTE (77-89 %) qu'à BEQUIGNEAUX (47-52 %),

3. les pourcentages des métaux dans la fraction acido-soluble, varient suivant le type du site étudié. A BEQUIGNEAUX, les proportions obtenues sont équivalentes à celles de la fraction réductible. A LA MOLETTE, les valeurs obtenues sont relativement faibles (1 à 15 %),

4. la part relative de la fraction oxydable constitue un pourcentage relativement faible de la concentration totale en métaux mobilisables (7 à 12 %).

En fait, à partir des graphiques 7.3 à 7.5, les pourcentages moyens susceptibles d'être remobilisés peuvent être classés de la façon suivante :

- Plomb : (BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE)

réductible ≥ acido-soluble > oxydable > échangeable

- Zinc :

à BEQUIGNEAUX : réductible > acido-soluble > oxydable > échangeable

à LA MOLETTE : réductible >> oxydable > acido-soluble > échangeable

- Cadmium :

à BEQUIGNEAUX : réductible > acido-soluble > oxydable > échangeable

à LA MOLETTE : réductible > oxydable > acido-soluble > échangeable

En règle générale, les fractions mobilisables sont plus stables à LA MOLETTE qu'à BEQUIGNEAUX.

Nous avons présenté sur les mêmes graphiques (figures 7.6 à 7.11) les résultats obtenus sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange des deux bassins de retenue étudiés.

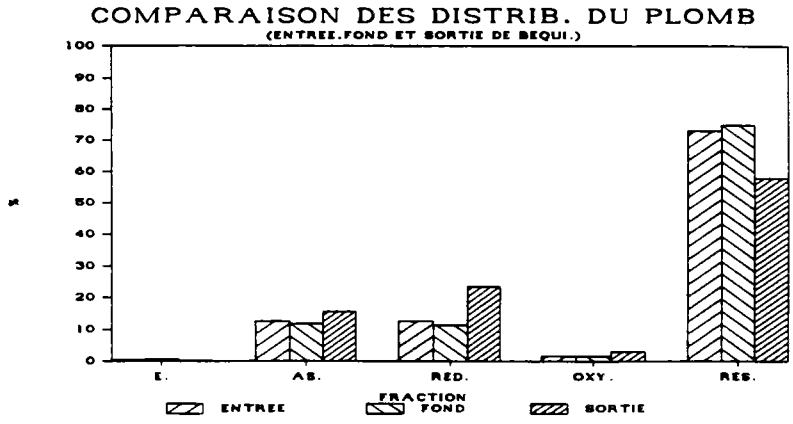


Figure 7.6 : Résultats de spéciation du plomb fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

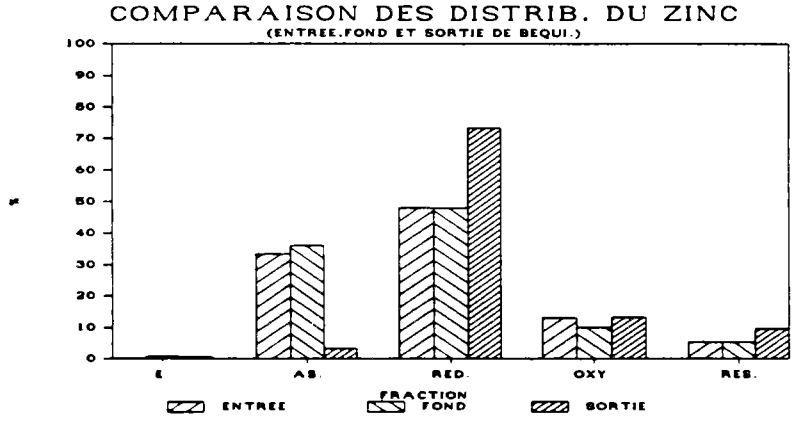


Figure 7.7 : Résultats de spéciation du zinc fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

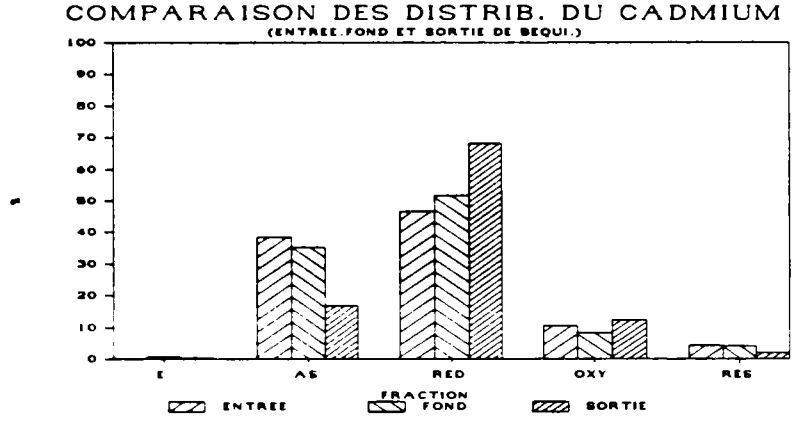


Figure 7.8 : Résultats de spéciation du cadmium fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

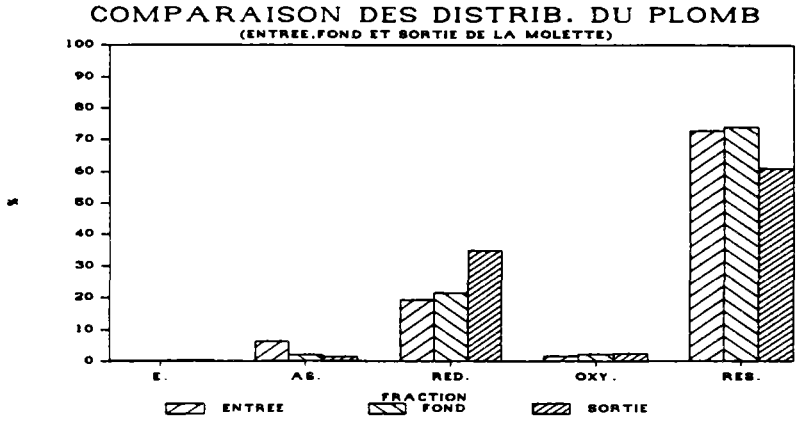


Figure 7.9 : Résultats de spéciation du plomb fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue LA MOLETTE

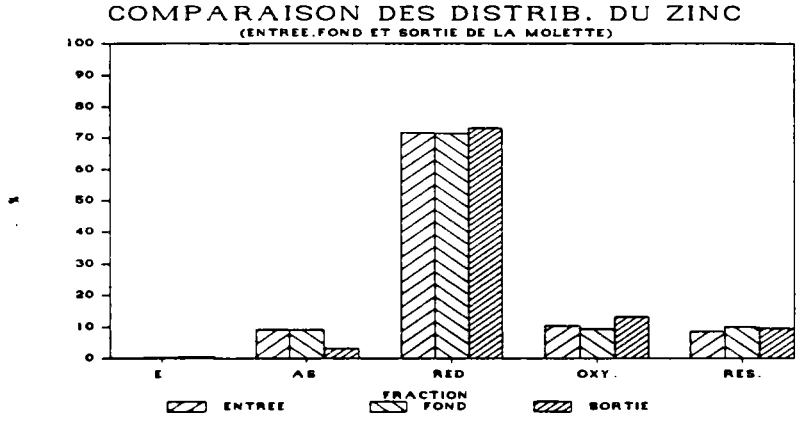


Figure 7.10 : Résultats de spéciation du zinc fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue LA MOLETTE

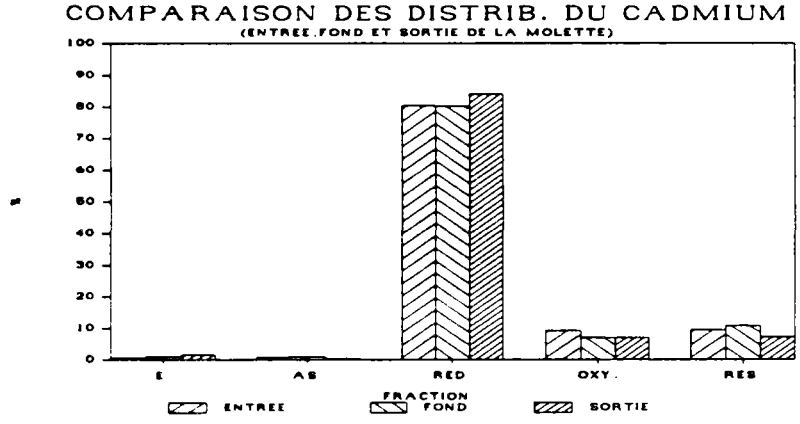


Figure 7.11 : Résultats de spéciation du cadmium fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue LA MOLETTE

Nous nous apercevons que :

1. les boues récupérées, après quelques heures de décantation, présentent des répartitions des métaux particulaires assez semblables à celles obtenues pour les solides prélevés pendant le remplissage, ceci quelque soit le paramètre recherché ou le site examiné,
2. les métaux liés aux solides récupérés dans les eaux de vidange présentent les caractéristiques suivantes :

- pour le plomb :

. fraction résiduelle : sortie < entrée

. fraction réductible : sortie > entrée

Comparé aux résultats obtenus sur les eaux avant décantation, le plomb particulaire retrouvé dans les eaux de vidange présente une fraction mobilisable un peu plus importante. Il est donc un peu plus toxique.

- pour le zinc et le cadmium : si on compare les résultats obtenus avant et après décantation, on remarque qu'à BEQUIGNEAUX, les solides des eaux de vidange contiennent plus de métaux dans la fraction réductible et moins dans la fraction acido-soluble. A LA MOLETTE, les ordres de grandeur sont les mêmes indépendamment du type de prélèvement. Ceci montre qu'une rétention des eaux de rejets urbains pluviaux de quelques heures ne peut induire que des effets positifs en ce qui concerne la mobilité du zinc et du cadmium particulaire.

7.2.4.2.2 Evaluation des risques potentiels pour le milieu récepteur

Les résultats présentés jusqu'ici permettent de simuler les conditions physico-chimiques qui provoquent les relargages des métaux associés aux différentes phases étudiées, d'estimer aussi la quantité des métaux qui passent en solution et donc d'évaluer les risques potentiels pour le milieu récepteur.

Dans le tableau 7.8, nous présentons les concentrations métalliques dissoutes à attendre dans les eaux de vidange des 2 bassins de retenues étudiés en cas où ils rencontrent les conditions physico-chimiques suivantes :

- augmentation de la force ionique : relargage des métaux de la fraction échangeable,

- pH = 5 : relargage des métaux des fractions échangeable et acido-soluble,

- conditions réductrices avec un pH = 2 : relargage des métaux des fractions échangeable, acido-soluble et réductible,

- augmentation de Eh ou dégradation de la matière organique par voie bactérienne : relargage des métaux des fractions échangeable, acido-soluble et oxydable.

Paramètre	Fraction relarguée	Concentrations dissoutes (μg/l)		Valeurs repères
		BEQUIGNEAUX	LA MOLETTE	
Pb	E	8.6	5.7	- Norme de potabilité : 50 ppb - Eaux courantes non polluées : 0.2-1 ppb - Seine : 7.5 ppb
	E + AS	15.1	6.7	
	E + AS + Red	24.7	31	
	E + AS + Oxy	16.3	8.4	
Zn	E	58.5	43.2	- Normes de potabilité : 5 ppm (tolérable jusqu'à 100) - Eaux courantes non polluées : 0.5-30 ppb - Seine : 80 ppb
	E + AS	118	47.4	
	E + AS + Red	239.9	140.9	
	E + AS + Oxy	144	64.3	
Cd	E	6	0.2	- Normes de potabilité : 1 (à 5) ppb - Eaux courantes non polluées : 0.02-0.07 ppb - Seine : 10 ppb
	E + AS	10.1	0.2	
	E + AS + Red	26.6	0.7	
	E + AS + Oxy	13.1	0.2	

Tableau 7.8 : Concentrations métalliques dissoutes en fonction des conditions physico-chimiques du milieu

Ces résultats montrent :

1. Plomb et zinc : pour les quatre cas étudiés, les concentrations dissoutes sont équivalentes à supérieures à celles trouvées dans la Seine, mais ils ne présentent pas de danger pour les activités de production des eaux potables.

2. Cadmium : en mettant à part les valeurs élevées trouvées à BEQUIGNEAUX et qui sont représentatives d'une pollution industrielle à un moment donné, les concentrations en cadmium restent très inférieures à celles trouvées dans la Seine et à celles requises par les normes de potabilité. Ceci pour les 4 conditions physico-chimiques simulées.

3. pour les 2 sites étudiés et les 3 paramètres recherchés, les conditions physico-chimiques étudiées peuvent être classées, suivant leurs effets négatifs, leur efficacité dans la mobilisation des métaux fixés sur les particules, de la façon suivante :

conditions réductrices avec pH = 2 > augmentation de Eh ou dégradation de la matière organique par voie bactérienne > augmentation de l'acidité jusqu'à pH = 5 > augmentation de la force ionique

Il est impossible de dégager une conclusion générale concernant la nécessité ou non d'un traitement tertiaire en série avec la décantation pour éliminer la pollution métallique résiduelle. Cette décision dépend bien évidemment de la qualité du milieu récepteur ; mais il semble qu'en cas des rejets dans une rivière comme la Seine, un traitement tertiaire n'est pas indispensable dans les conditions actuelles.

7.2.4.2.3 Comparaison avec les données bibliographiques sur les pollutions métalliques des solides à divers niveaux du cycle urbain de l'eau

Les extractions séquentielles ont été appliquées à divers types de sédiments. Au cours de notre recherche bibliographique, nous avons recensé un certain nombre de résultats susceptibles de nous fournir quelques données comparatives. Il faut toutefois garder à l'esprit que l'utilisation de protocoles expérimentaux variés (réactifs, ordre et nombre d'attaques, préparation des échantillons) et les natures différentes des sédiments rendent délicates les intercomparaisons.

Partant de là et afin d'éviter de trop fortes différences qui ne seraient imputables qu'à l'hétérogénéité des méthodologies utilisées, nous n'avons sélectionné que les quelques références dans lesquelles les conditions opératoires se rapprochaient suffisamment des nôtres. Les résultats recensés sont résumés dans les tableaux 7.9 à 7.11.

Echantillon	Fractions métalliques (%)					Références
	Echang-eable	Acido-soluble	Réduc-tible	Oxyd-able	Résid-uelle	
Aérosols urbains	27	7	44	22		[1*]
Sédiments de rues						
. Valeurs minimales	1	15		4	4	[2*]
. Valeurs moyennes	14	45		10	31	[3*]
. Valeurs maximales	39	81		20	72	[4*]
Ruissellement auto-routier (surface drai-née : 3 ha)	28	46	14	9	3	[5*]
Solides récupérés par temps de pluie à l'exutoire d'un BV de :						
S=15.4 ha (pluvial)	84	14		2		[6*]
S=214 ha (pluvial)	64	20		16		[6*]
S=364 ha (pluvial)	18	8		10	64	[4*]
S=606 ha (pluvial)	1	12	13	2	72	[7*]
S=8000 ha (surverses d'unitaires)	0	4	21	2	73	[7*]
"Slime" : boue organi-que déposée en col-lecteurs d'eaux usées	1	10	13	11	65	[8*]
Boues fraîches de sta-tions d'épuration	1	12	12	1	74	[9*]

Références :

[1*] : [LEBRETON L., THEVENOT D., 1991]
[2*] : [HARISSON R.M., LAXEN D.P.H., WILSON S.J., 1981]
[3*] : [HAMILTON R.S., REVITT D.M., WARREN R.S., 1984]
[4*] : [WILBER W.G., HUNTER J.V., 1979]
[5*] : [FLORES-RODRIGUEZ J., 1990]
[6*] : [MORRISON G.M.P., REVITT D.M., ELLIS J.B., 1984]
[7*] : [notre étude]
[8*] : [GUTEKUNST B., 1989]
[9*] : [LEGRET M., DIVET L., MARCHANDISE P., 1987]

Tableau 7.9 : Synthèse bibliographique des résultats de spéciation chimique du plomb particulaire : proportion (en %) des classes d'aptitude à la mobilisation dans divers types de solides

Echantillon	Fractions métalliques (%)					Références
	Echang-eable	Acido-soluble	Réduc-tible	Oxyd-able	Résid-uelle	
Aérosols urbains	62	2	25	11		[1*]
Sédiments de rues						
. Valeurs minimales	2	18		8	5	[2*]
. Valeurs moyennes	13	43		12	32	[3*]
. Valeurs maximales	28	87		22	66	[4*]
Ruissellement autoroutier (surface drainée : 3 ha)	24	45	20	5	6	[5*]
Solides récupérés par temps de pluie à l'exutoire d'un BV de :						
S=15.4 ha (pluvial)	66	15		19		[6*]
S=214 ha (pluvial)	59	8		33		[6*]
S=364 ha (pluvial)	20	30		26	24	[4*]
S=606 ha (pluvial)	1	34	48	12	5	[7*]
S=8000 ha (surverses d'unitaires)	0	9	72	10	9	[7*]
"Slime" : boue organique déposée en collecteurs d'eaux usées	0	10	60	13	17	[8*]
Boues fraiches de stations d'épuration	0	41	44	9	6	[9*]

Références :

[1*] : [LEBRETON L., THEVENOT D., 1991]
[2*] : [HARISSON R.M., LAXEN D.P.H., WILSON S.J., 1981]
[3*] : [HAMILTON R.S., REVITT D.M., WARREN R.S., 1984]
[4*] : [WILBER W.G., HUNTER J.V., 1979]
[5*] : [FLORES-RODRIGUEZ J., 1990]
[6*] : [MORRISON G.M.P., REVITT D.M., ELLIS J.B., 1984]
[7*] : [notre étude]
[8*] : [GUTEKUNST B., 1989]
[9*] : [LEGRET M., DIVET L., MARCHANDISE P., 1987]

Tableau 7.10 : Synthèse bibliographique des résultats de spéciation chimique du zinc particulaire : proportion (en %) des classes d'aptitude à la mobilisation dans divers types de solides

Echantillon	Fractions métalliques (%)					Références
	Echangeable	Acido-soluble	Réductible	Oxydable	Résiduelle	
Aérosols urbains	88	2	8	2		[1*]
Sédiments de rues						
. Valeurs minimales	3	65		8	4	[2*]
. Valeurs moyennes	11	68		16	5	[3*]
. Valeurs maximales	20	70		24	6	[4*]
Ruissellement autoroutier (surface drainée : 3 ha)	21	39	30	6	4	[5*]
Solides récupérés par temps de pluie à l'exutoire d'un BV de :						
S=15.4 ha (pluvial)	84	13		3		[6*]
S=214 ha (pluvial)	93	7		0		[6*]
S=364 ha (pluvial)	-	-		-	-	-
S=606 ha (pluvial)	1	35	50	10	4	[7*]
S=8000 ha (surverses d'unitaires)	1	1	80	8	10	[7*]
"Slime" : boue organique déposée en collecteurs d'eaux usées	0	2	33	25	40	[8*]
Boues fraîches de stations d'épuration	3	42	22	27	6	[9*]

Références :
[1*] : [LEBRETON L., THEVENOT D., 1991]
[2*] : [HARISSON R.M., LAXEN D.P.H., WILSON S.J., 1981]
[3*] : [HAMILTON R.S., REVITT D.M., WARREN R.S., 1984]
[4*] : [WILBER W.G., HUNTER J.V., 1979]
[5*] : [FLORES-RODRIGUEZ J., 1990]
[6*] : [MORRISON G.M.P., REVITT D.M., ELLIS J.B., 1984]
[7*] : [notre étude]
[8*] : [GUTEKUNST B., 1989]
[9*] : [LEGRET M., DIVET L., MARCHANDISE P., 1987]

Tableau 7.11 : Synthèse bibliographique des résultats de spéciation chimique du cadmium particulaire : proportion (en %) des classes d'aptitude à la mobilisation dans divers types de solides

1. Aérosols urbains : il s'agit des aérosols d'origine routière qui n'ont jamais touché à l'eau.

D'après LEBRETON L. et THEVENOT D. (1991), il semble apparaître que :

- ces aérosols contiennent d'importantes quantités de métaux lourds (exprimées en milligrammes/kilogramme de matières solides séchées à 105 °C):

Pb : 4800 mg/Kgm.s

Zn : 2500 mg/Kgm.s

Cd : 32.4 mg/kgm.s

- le zinc et le cadmium présentent des comportements assez proches. Ils sont extrêmement mobiles (60 % de la quantité totale des métaux initialement présents dans les aérosols routiers passe en solution en présence d'eau ultrapure) et sont solubilisés en quelques minutes (équilibre atteint après 5 min).

Le plomb apparaît nettement différent. Il se solubilise très peu (14 fois moins de plomb que de zinc après 1 heure dans l'eau pure), de plus après une brève phase de "relargage" dans les premières minutes, il tend généralement à se réabsorber sur les particules en suspension.

- le pourcentage total que représente les fractions mobilisables dépasse 80 %. La valeur la plus faible est trouvé pour le plomb. La cadmium représente le pourcentage le plus fort.

2. Sédiments des rues

Les résultats recensés varient sur des plages étendues d'une étude à une autre. Ceci peut montrer une hétérogénéité des résultats entre les différents sites, comme il peut être le reflet de différences résultant des protocoles expérimentaux utilisés (mode de prélèvement, fraction granulométrique analysée).

Dans la plupart des cas les prélèvements se font par balayage des rues (pinceau, appareils de balayage des rues, aspirateurs, ...). Ceci peut favoriser une ségrégation des solides en faveur des grosses particules. Les résultats obtenus pourront donc ne pas être représentatifs de la totalité des particules fines accumulées sur la chaussée.

En gardant à l'esprit toutes les remarques précédentes, et en se basant sur les résultats des tableaux 7.9 à 7.11, nous pouvons proposer les ordres de grandeurs suivants :

- le pourcentage total des fractions mobilisables est de 28 à 94 % pour le plomb, de 34 à 95 % pour le zinc et de 94 à 96 % pour le cadmium,

- en moyenne, les métaux potentiellement ressolubilisables, se concentrent, en grande partie, dans les fractions acido-solubles et réductibles.

3. Solides en suspension dans les eaux de ruissellement autoroutier

La seule étude que nous avons trouvée dans la bibliographie [FLORES-RODRIGUEZ J., 1990] montre que :

- les teneurs métalliques particulaires sont importantes :

Pb : 1424-2720 mg/kgm.s
Zn : 259-1515 mg/kgm.s
Cd : 4-15 mg/Kgm.s

- le pourcentage total des fractions mobilisables est assez stable indépendamment de l'élément étudié. Il varie entre 94 et 97 % de la charge métallique totale,

- les pourcentages susceptibles d'être mobilisés peuvent être classés de la façon suivante :

. pour le Pb et le Zn : AS > E >= Red > Oxy
. pour le Cd : AS > Red > E > Oxy

4. "Slimes" des canalisations des eaux usées : c'est une couche graisseuse qui peut se former dans la zone de battement de temps sec

Les résultats présentés dans les tableaux 7.10 et 7.11, semblent montrer que :

- le Pb résiduel présente 65 % du métal total. Ce pourcentage baisse à 40 % pour le Cd et à 17 % pour le Zn.

- les métaux potentiellement remobilisables se trouvent en grande partie dans la fraction réductible, le reste se répartie entre les fractions acido-solubles et oxydables.

5. Boues fraîches des stations d'épuration

Elles sont représentatives des matières en suspension dans les eaux usées de temps sec. Il semble apparaître que :

- le plomb est en grande partie (74 %) dans la fraction résiduelle. En revanche pour le zinc et le cadmium, la part relargable est faible (6 %),

- les métaux mobilisables se trouvant en grande partie dans les fractions acido-solubles et réductibles, le reste se trouve, en général, dans la fraction oxydable.

6. Solides en suspension dans les réseaux d'assainissement

Les résultats obtenus par [MORRISON G.M.P., REVITT D.M., ELLIS D.M., 1984] à l'exutoire de deux bassins versants de surface 15.4 et 214 ha montrent un pourcentage très important (59-93 %) des métaux dans la fraction dite "échangeable". Par comparaison aux résultats présentés dans les tableaux 7.9 à 7.11, ces chiffres paraissent très importants et ne peuvent pas servir de valeurs repères pour mener une intercomparaison avec les autres résultats.

Les valeurs annoncées par [WILBER W.G., HUNTER J.V., 1979] ne sont pas très loin des résultats obtenus dans notre étude.

En comparant les différents résultats présentés dans les tableaux 7.9 à 7.11, nous remarquons que :

- dans la majorité des cas le plomb est plus fortement lié aux solides que le zinc et le cadmium,

- la stabilité des liaisons métaux - particules solides semblent augmenter en allant de l'amont à l'aval. Ceci appelle les remarques suivantes :

. les différences entre les concentrations métalliques dissoutes sont faibles. Ceci montre que l'hypothèse d'un relargage des métaux faiblement liés aux particules solides pendant leur trajet de l'amont à l'aval, est à éliminer,

. les variations dans les résultats n'est pas due à des modifications des conditions physico-chimiques entre l'amont et l'aval,

. les répartitions des métaux entre les différentes fractions étudiées sont assez semblables pour les M.E.S. des rejets pluviaux urbains d'une part, et d'autre part pour les "slimes" des canalisations d'eaux usées ainsi que les boues fraîches des stations d'épuration : ceci ne veut pas dire que la dilution des eaux de ruissellement avec les eaux usées et la remise en suspension des "slimes" des canalisations amont sont à l'origine de la diminution de la mobilité des liaisons métal-solide entre l'amont et l'aval d'un réseau unitaire. Ceci pour deux raisons :

1. le pourcentage que représentent les contributions des eaux usées et des dépôts des canalisations amont aux rejets pluviaux unitaires n'est pas suffisant pour expliquer les valeurs obtenues pour le plomb,

2. cette hypothèse ne permet pas d'expliquer les résultats obtenus pour les réseaux séparatifs

- dans le tableau 7.12, nous avons présenté simultanément :

. les concentrations métalliques particulaires
. les concentrations en MES

Nous remarquons (tableau 7.12 d'un part et tableaux 7.9 à 7.11 d'autre part) que l'augmentation de la stabilité des liaisons métaux - particules va en parallèle avec l'augmentation du rapport $C_{MES}/C_{métal}$.

- enfin, il ne faut pas oublier que les résultats présentés dans les tableaux 7.9 à 7.12 concernent un nombre d'études très limitées et très dispersées géographiquement. Cette tendance de stabilisation des liaisons métaux - solides entre l'amont et l'aval pourrait être seulement apparante et due simplement à une hétérogénéité des résultats entre différents sites.

Echantillons concernés	Paramètres recherchés				Références
	Pb (mg/kmg.s)	Zn (mg/kmg.s)	Cd (mg/kmg.s)	MES (mg/l)	
Ruissellement autoroutier	1424-2720	259-1515	4-15	-	[1*]
Exutoire d'un B.V. :					
. Pluvial S=15.4 ha	410-633	272-945	3-7	70-123	[2*]
. Pluvial S=214 ha	939-2064	462-770	9-35	102-114	[2*]
. Pluvial S=606 ha	456	3851	462	391	[3*]
. Surverses d'unitaires	946	1722	11	618	[3*]

Références :
[1*] : [FLORES-RODRIGUEZ J., 1990]
[2*] : [MORRISON G.M.P., REVITT D.M., ELLIS J.B., 1984]
[3*] : [notre étude]

Tableau 7.12 : Concentrations en métaux totaux particulaires et en Matières En Suspension

7.3. CONCLUSION

Après cette présentation et interprétation des résultats obtenus, nous en sommes à l'émergence de quelques idées fortes qui sont les suivantes :

1. concentrations métalliques totales :

- les solides apparaissent comme le principal vecteur des métaux lourds (Pb, Zn, Cd) des rejets pluviaux urbains. Pour les deux pluies étudiées la fraction particulaire en Pb, Zn et Cd représente plus de 95 % de la concentration totale,

- les teneurs métalliques dissoutes observées se situent entre 6 à 9 ppb pour le Pb, 15 à 28 ppb pour le zinc et 0.4 à 1.5 ppb pour le Cd. Ces valeurs montrent une pollution significative en Pb et en Cd si on les compare aux valeurs des cours d'eau de bonne qualité, mais il semble apparaître qu'elles ne présentent pas une aggravation sensible pour des milieux récepteurs assez pollués (comme la Seine par exemple) et pour les activités de production d'eau potable,

- les solides des rejets pluviaux urbains se caractérisent par des teneurs en Pb, Zn et Cd assez importantes. Les valeurs observées sont très différentes en fonction du paramètre recherché et du site étudié :

Pb : 456-946 mg/kgm.s
Zn : 1722-3851 mg/kgm.s
Cd : 11-462 mg/Kgm.s

la concentration maximale en cadmium a été observée à BEQUIGNEAUX. Elle est due à une contamination industrielle momentanée. Elle n'est pas donc représentative des rejets pluviaux urbains.

- les boues récupérées au fond des bassins de retenue présentent aussi des concentrations métalliques assez élevées mais qui restent (à l'exception du Cd trouvé à BEQUIGNEAUX) inférieures à légèrement supérieures aux normes requises pour l'utilisation agricole. Ceci n'est vrai que pour des sites ne présentant pas de contamination industrielle spécifique.

2. Résultats de l'étude de spéciation

- métaux dissous : la fraction dite "stable" représente 65 à 70 % de la concentration en plomb dissous. Ce pourcentage passe à 36-50 % pour le cadmium et à 15-19 % pour le zinc. Les valeurs les plus élevées ont été observées à BEQUIGNEAUX,

- métaux particulaires : pour le plomb la fraction résiduelle, c'est à dire, non relargable représente 72 % de la concentration métallique particulaire. En revanche, pour le zinc et le cadmium la part relative au métal non relargable apparait faible (4 à 10 %) ; les valeurs les plus élevées ont été obtenues à LA MOLETTE.

Les répartitions géochimiques des éléments métalliques dans les quatre fractions mobilisables sont les suivantes :

- fraction échangeable : 0.5-1.5 %
- fraction acido-soluble :
  36-45 % à BEQUIGNEAUX
  1-15 % à LA MOLETTE
- fraction réductible :
  47-52 % à BEQUIGNEAUX
  77-89 % à LA MOLETTE
- fraction oxydable : 7-12 %

En règle générale, les fractions mobilisables sont plus stables à LA MOLETTE qu'à BEQUIGNEAUX.

La comparaison avec les données bibliographiques semble montrer d'une part que le plomb en général est le métal le plus lié aux particules solides et d'autre part que les liaisons métaux - suspensions sont plus fortes à l'aval qu'à l'amont.

3) Effet de la rétention des eaux dans un bassin de retenue

- la rétention et la décantation pendant quelques heures des eaux pluviales urbaines :

  . ne modifie que très faiblement les concentrations en plomb dissous,

  . provoque le relargage d'une partie du zinc particulaire. Ce phénomène touche l'équivalent de 2 % de la charge métallique totale et ne modifie pas les résultats de spéciation entre l'entrée et la sortie. Par contre, ceci est suffisant pour faire monter les concentrations dissoutes en Zinc au dessus des valeurs trouvées dans les cours d'eau non pollués

  . implique, suivant le site, des phénomènes de relargage et de résorption d'un faible pourcentage de cadmium. Le relargage a été observée à BEQUIGNEAUX, il ne concernait que 2.4 % de la charge métallique totale mais il a fait augmenter la concentration dissoute à des valeurs légèrement supérieures aux normes de potabilité. Comparés aux eaux entrantes, les eaux de vidange du bassin BEQUIGNEAUX sont plus riches en métaux libres ; le phénomène inverse est observé à LA MOLETTE,

  . suffit pour éliminer 77 à 90 % de la pollution métallique particulaire. La valeur la plus faible concerne l'abattement du plomb à BEQUIGNEAUX. Notons que sur ce site les solides des eaux de vidange sont beaucoup plus chargées en plomb que ceux des eaux entrantes. Ceci explique que l'abattement de la charge particulaire Pb (77 %) est inférieur au taux d'élimination des matières solides,

. augmente la toxicité du plomb particulaire en augmentant la fraction mobilisable de 10 à 15 % (de la charge métallique totale). En revanche, pour le zinc et le cadmium, on ne peut avoir des effets positifs.

Retenons enfin que la rétention et la décantation des eaux pendant quelques heures dans un bassin de retenue apparait suffisante pour abattre efficacement la pollution métallique. Dans le cas des rejets dans des rivières semblables (du point de vue pollution) à la Seine, un traitement tertiaire ne nous parait pas indispensable.

CHAPITRE 8

ETUDE DE REPRESENTATIVITE DES RESULTATS

8.1. INTRODUCTION

Dans les chapitres précédents, nous avons présenté et interprété les résultats obtenus.

Les mesures effectuées dans le cadre de notre étude ont été précédées par beaucoup d'études de démarrage. Ces dernières avaient pour but d'affiner les protocoles d'expérimentations afin d'aboutir à des résultats assez précis et fiables.

En ayant recours aux études de démarrage et aux résultats obtenus dans le cadre des expérimentations menées, nous allons, dans ce chapitre, étudier la représentativité des mesures effectuées afin d'avoir une idée de la crédibilité des résultats obtenus et des conclusions formulées.

8.2. DEMARCHE ADOPTEE DANS CETTE ETUDE

Comme un produit industriel fini, un résultat constitue l'aboutissement d'une suite assez longue d'étapes intermédiaires, allant, dans notre cas, du prélèvement jusqu'aux mesures et traitement des résultats bruts.

L'étude de la qualité d'un produit exige de remonter dans la chaîne pour examiner les différentes étapes de production. Dans notre cas, plusieurs types de résultats (paramètres de pollution, paramètres hydrodynamiques) ont été étudiées et par conséquent plusieurs protocoles ont été adoptés.

Dans ce paragraphe, nous allons citer les étapes intermédiaires qui ont précédé l'obtention de chaque type de résultats. Ceci nous permettra de dégager les points repères à étudier pour donner une idée suffisante de la qualité des résultats présentés dans ce document.

8.2.1 Etapes intermédiaires

Nous distinguons :

a). Paramètres de pollution

i. sur eau brute :

- prélèvements et échantillonnage
- mesures

ii. sur eau filtrée :

- prélèvements et échantillonnage
- séparation dissous-particulaire
- mesures

iii. par classes granulométriques :

- prélèvements et échantillonnage
- séparation en différentes classes
- mesures

iv. sur dépôts prélevés dans des bassins de retenue :

- prélèvements
- mesures

b). Paramètres hydrodynamiques

i. cas des prélèvements d'échantillons d'eau :

- prélèvements
- séparation solides-liquides
- mesures

ii. cas des prélèvements des dépôts au fond des bassins de retenue :

- choix du bassin et même pourquoi bassins de retenue
- prélèvements
- mesures

8.2.2 Repères à identifier

Pour avoir une idée de la représentativité des résultats obtenus dans notre étude, nous devons étudier la validité des :

- prélèvements d'échantillons d'eau au niveau des bassins de retenue (par préleveurs automatiques, pompes, seau) et dans le réseau (par siphonnage, remplissage gravitaire), prélèvements des dépôts au fond des bassins de retenue,

- séparation dissous-particulaire, solides-liquides et en différentes classes granulométriques,

- méthodes et appareils de mesures.

8.3. REPRESENTATIVITE DES PRELEVEMENTS

8.3.1 Généralités

Les prélèvements d'échantillons d'eau et de dépôts sont des opérations délicates. La représentativité d'un échantillonnage est dépendante de nombreux paramètres, au-delà du problème déjà épineux de la technique de prélèvement.

L'échantillonnage d'événements pluvieux pose de nombreuses difficultés supplémentaires qui résident essentiellement dans le fait qu'il s'agit de phénomènes aléatoires. L'intervention humaine, qui nécessite un temps minimum de préparation, ne permet pas toujours de faire face à la soudaineté de ces événements. L'automatisation d'un système de prélèvement, accompagnée d'une bonne prévision météorologique, résoudrait ce problème, mais elle n'est pas toujours réalisable.

8.3.2 Méthodes de prélèvement

8.3.2.1 Prélèvements d'échantillons d'eau au niveau des bassins de retenue

8.3.2.1.1 Prélèvements par préleveurs automatiques

Des préleveurs automatiques ont été installés sur la plupart des sites étudiés. Les polluto-grammes obtenus permettent d'évaluer les quantités transités lors des épisodes pluvieux ainsi que leur répartition dans le temps.

Dans le cadre de nos expérimentations au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX à Bordeaux, nous avons installé, au même endroit, une pompe minivortex (ouverture = 35 mm, vitesse d'aspiration assez importante) et un préleveur automatique type ISCO (ouverture = 5 à 10 mm, vitesse d'aspiration moyenne). Ceci nous a permis de comparer les résultats obtenus (tableaux 8.1 et 8.2). Il en ressort en gros que les résultats sont du même ordre de grandeur. Les écarts relatifs $\left(= \frac{résultats(préleveur) - résultat(pompe)}{résultat(préleveur)} . 100\right)$ fluctuent entre 3 et 10 % pour les MES et entre 10 et 40 % pour les autres paramètres de pollution.

Ceci semble montrer que, pour les particules en suspension quit sont relativement fines, le préleveur automatique n'entraine pas des ségrégations supplémentaires à celles que peut provoquer une pompe possédant un orifice de prélèvement plus grand et un débit plus important

Echantillons	Méthodes de Prélèvements	Paramètres de pollution					
		MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO5 (mg/l)	NTK (mg/l)	HC (mg/l)	Pb (mg/l)
BEQUIGNEAUX	Préleveur automatique	287	370	129	14.4	2.9	0.18
30/11 - 1/12/1988	Pompe	277	386	97	16	4.1	0.14
BEQUIGNEAUX	Préleveur automatique	476	371	126	19	3.8	0.35
3/12/1988	Pompe	437	316	87	11.4	4.2	0.27

Tableau 8.1 : Comparaison entre pompe minivortex et préleveur automatique (Concentration en différents paramètres de pollution (mg/l))

Echantillons	Méthode de prélèvements	
	Préleveur automatique	Pompe
BEQUIGNEAUX : 30/11-1/12/1988	3096 Kg	2988 Kg
BEQUIGNEAUX : 3/12/1988	8874 Kg	8147 Kg

Tableau 8.2 : Comparaison entre pompe minivortex et préleveur automatique (charges en MES (kg))

8.3.2.1.2 Prélèvements par pompes

Les grands prélèvements d'eau ont pour but essentiel de caractériser les paramètres hydrodynamiques des solides transportés en suspension : granulométrie, masse volumique, vitesse de chute. Ils ont servi aussi pour l'évaluation des paramètres classiques de pollution.

Les analyses nécessaires pour quantifier les paramètres hydrodynamiques nécessitent comme nous l'avons vu, une quantité de solides supérieure à 100 grammes. Compte tenu de la concentration des effluents en MES, cela impose de prélever plusieurs centaines de litres d'eau brute.

Les pompes utilisées ont des ouvertures de 35 mm et des vitesses d'aspiration assez importantes. Elles paraissaient susceptibles de prélever la plupart des solides transférés en suspension.

Dans le cadre des expériences menées au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX, les caractéristiques des solides transportés en suspension ont pu être évaluées, assez précisément, en faisant des mesures sur les dépôts au fond du bassin de retenue (dans des pièges

à sédiments) et sur les particules résiduelles dans les eaux de vidange (prélevés au seau). La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus sur les solides prélevés par la pompe (tableaux 8.3 à 8.5) semble montrer :

- la pompe prélève imparfaitement les particules relativement grossières (> 100 μm) qu'on trouve, généralement, dans le cas des pluies assez importantes dans une zone relativement petite, située tout près de l'entrée du bassin. Cette ségrégation apparait nettement si on examine les valeurs de D_{90} présentées dans le tableau 8.3. Dans le cas de notre étude, ceci ne touche pas beaucoup à la représentativité des prélèvements par pompe parce que les particules transférées en suspension sont à prédominance fines (% < 100 μm = 75-85 %)

- les différences que nous trouvons dans les résultats granulométriques après exposition des solides aux ultrasons (tableau 8.3) constituent un signal d'alarme sur une éventuelle différence dans la constitution des échantillons en fonction du mode de prélèvement adopté

- les prélèvements effectués avec la pompe provoque une ségrégation des solides suivant leurs masses volumiques (tableau 8.4). Il semble que la pompe ne prélève pas les particules de fortes masses volumiques. Ceci est vrai pour les particules relativement grosses (> 100 μm) comme pour les fines (< 100 μm)

- les résultats de vitesse de chute sont comparables pour les prélèvements avec la pompe et au fond du bassin (tableau 8.5). Ceci peut montrer que pour les matières en suspension des rejets pluviaux urbains, qui sont relativement fines, les différentes ségrégation (taille, masse volumique, nature) que nous venons de signaler, n'avaient pas suffisamment d'importance pour mettre en cause totalement la représentativité des résultats obtenus sur les solides prélevés par la pompe.

En conclusion, on peut considérer que pour notre étude, les mesures effectuées sur les échantillons prélevés par pompe permettent d'aboutir à des ordres de grandeur acceptables pour les caractéristiques hydrodynamiques des solides des rejets pluviaux urbains. Ceci ne resterait pas vrai si les particules en suspension étudiées étaient plus grosses ou plus denses.

Mode opératoire	Mode de prélèvement	% < 100 μm	D10 (μm)	D50 μm)	D90 (μm)
Sans ultrasons	n° 1	89	7	28.5	109.3
	n° 2	78.4	7.5	33.9	349.7
Avec ultrasons	n° 1	86.1	13.1	43.3	128.2
	n° 2	78.4	3.4	32.9	349.7

N.B. :
- Mode de prélèvement n° 1 : solides en suspension dans les grands échantillons d'eau prélevés au moment de l'alimentation du bassin de retenue BEQUIGNEAUX à l'aide d'une pompe minivortex
- Mode de prélèvement n° 2 : solides décantés au fond du bassin de retenue BEQUIGNEAUX (dans des pièges à sédiments) + solides en suspension dans les eaux surnageant après décantation

Tableau 8.3 : Représentativité des prélèvements par pompe vis à vis des résultats granulométriques (site : BEQUIGNEAUX, événement pluvial : 19/10/1989)

Mode de prélèvement	ρ (<100 μm) [g/cm^3]	ρ (>100 μm) [g/cm^3]	ρ (<et>100 μm) [g/cm^3]
n° 1	2.25	1.66	2.15
n° 2	2.45	1.90	2.31

N.B. : Les modes de prélèvement n° 1 et 2 sont définis dans le tableau n° 8.3

Tableau 8.4 : Représentativité des prélèvements par pompe vis à vis des résultats de masses volumiques (site : BEQUIGNEAUX, événement pluvial : 19/10/1989)

Classes granulométriques	Estimateurs de vitesse de chute (m/h)	Mode de prélèvement	
		n° 1	n° 2
< 50 μm	V10	-	0.019
	V50	2.7	3.0
	V90	9.8	8.8
> 50 μm	V10	19.7	20.9
	V50	73.3	64.3
	V90	301.5	-
< et > 50 μm	V10	0.060	0.092
	V50	7.4	7.0
	V90	189.4	144.6
N.B. : Les modes de prélèvement n° 1 et 2 sont définis dans le tableau n° 8.3			

Tableau 8.5 : Représentativité des prélèvements par pompe vis à vis des résultats de vitesse de chute (site : BEQUIGNEAUX, événement pluvial : 19/10/1989)

8.3.2.1.3 Prélèvements au seau (utilisé à la MOLETTE au cours de la pluie du 07/08/1989)

Au cours de la pluie du 07/08/1989, nous avons effectué des prélèvements représentatifs des solides décantés au fond du bassin "LA MOLETTE" et de ceux qui restent en suspension dans les surverses et dans les eaux de vidange. Ceci a permis d'évaluer, avec une précision acceptable, les caractéristiques hydrodynamiques des solides transférés en suspension au moment de cet événement pluvial. La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus à partir des prélèvements au seau, montre sans aucun doute la non adéquation de ce dernier système pour échantillonner d'une manière représentative les matières en suspension transférés par temps de pluie dans les réseaux d'assainissement : pour s'en convaincre il suffit de regarder les résultats présentés dans les tableaux 8.6 à 8.8 où on s'aperçoit que les solides prélevés au seau présentent des masses volumiques relativement faibles et des vitesses de chute importantes.

Mode opératoire	Mode de prélèvement	% < 100 μm	D10 (μm)	D50 (μm)	D90 (μm)
Sans ultrasons	n° 3	75.7	7.4	34.3	1556.2
	n° 4	82.2	3.7	25.1	403
Avec ultrasons	n° 3	74.3	4.2	39	1556.2
	n° 4	82.1	2.5	25.7	403

N.B.
- Mode de prélèvement n° 3 : solides en suspension dans les grands échantillons d'eau prélevés au seau, au moment de l'alimentation du bassin de retenue "LA MOLETTE"
- Mode de prélèvement n° 4 : solides décantés au fond du bassin de retenue "LA MOLETTE" (prélevés à l'aide d'une pelle) + solides en suspension dans les grands échantillons d'eau prélevés (à l'aide d'un seau) au niveau des surverses et au moment de la vidange

Tableau 8.6 : Représentativité des prélèvements au seau vis à vis des résultats granulométriques (site : LA MOLETTE, événement pluvial : 07/08/1989)

Mode de prélèvement	V10 (m/h)	V50 (m/h)	V90 (m/h)
n° 3	0.055	5.46	11.61
n °4	<< 0.055	1.35	8.04
N.B. : Les modes de prélèvement n° 3 et 4 sont définis dans le tableau n° 8.6			

Tableau 8.7 : Représentativité des prélèvements au seau vis à vis des résultats de vitesse de chute (site : LA MOLETTE, événement pluvial : 07/08/1989, classe granulométrique < 50 μm)

Mode de prélèvement	Masse volumique (Echantillon global) [g/cm^3]
n° 3	1.81
n° 4	2.02
N.B. : Les modes de prélèvement n° 3 et 4 sont définis dans le tableau n° 8.6	

Tableau 8.8 : Représentativité des prélèvements au seau vis à vis des résultats de masse volumique (site : LA MOLETTE, événement pluvial : 07/08/1989)

Il est probable, qu'en utilisant le seau, on prélève seulement dans la couche superficielle : la faible densité des solides correspondants peut être due à un taux de matières organiques plus élevée. l'augmentation de la vitesse de chute ne peut être expliquée que par l'accentuation des phénomènes d'agglomération pour ce type de particules solides.

La non représentativité des prélèvements au seau doit disparaître quand il s'agit des eaux de vidange qui présentent, comme nous le verrons dans le paragraphe 8.3.3.1.2, des profils en MES assez homogènes suivant la verticale.

8.3.2.2 Prélèvements d'échantillons d'eau par siphonnage et par remplissage gravitaire dans le collecteur 13 à Marseille

Pour le collecteur 13 à Marseille, les mesures réalisées l'ont été, essentiellement, sur de grands échantillons prélevés au début de chacune des 3 crues

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 6, plusieurs questions se posent sur la validité de certaines mesures ou sur la représentativité de ces grands échantillons.

Pour réaliser ces diverses mesures, des masses importantes de solides, donc de grands volumes (600 l) étaient requis.

Il n'était techniquement possible, sans alourdir considérablement l'opération, d'effectuer un tel prélèvement que ponctuellement dans le temps, et une fois via un système de siphonnage, puis de remplissage s'amorçant à la montée de l'hydrogramme.

Cela peut générer, au-delà des incertitudes liées aux mesures, en particulier à celles de MVS, des doutes sur :

- la représentativité des échantillons par rapport aux moyennes valables pour l'ensemble de la crue,

- l'absence de ségrégation, entre solides de nature différente, par le dispositif de prélèvement

Pour mieux en juger, nous prenons deux références:

- des mesures similaires réalisées suivant des protocoles plus complets sur les solides transportés en suspension par temps de pluie sur d'autres sites,

- des mesures de recoupement réalisés au cours des mêmes crues . C'est le cas seulement pour les matières volatiles

8.3.2.2.1 Comparaison des paramètres hydrodynamiques mesurés sur les MES prélevés dans le collecteur 13 à Marseille et sur d'autres sites

Dans le chapitre 6 nous avons donné les divers indicateurs de granulométrie, de masse volumique et de vitesse de chute résultant des mesures réalisées sur les grands échantillons prélevés à l'exutoire du collecteur 13 de Marseille et sur d'autres sites où il était techniquement possible de s'assurer d'une bonne représentativité des valeurs moyennes.

Nous avons remarqué que les valeurs obtenues en début de crue sur le collecteur 13 s'inscrivent bien dans les valeurs centrales calculées pour divers sites et diverses pluies.

8.3.2.2.2 Comparaison des teneurs en matières volatiles mesurées sur les grands échantillons et sur ceux captés par prélever automatique

Le tableau 8.9 met en regard :

- les mesures de MVS/MES réalisées sur les grands échantillons,

- celles qui ont été effectuées sur les deux premiers échantillons "automatiques", le grand échantillon ayant pu être constitué simultanément à l'un des deux ou "à cheval" sur les deux,

- les valeurs moyennes pour la crue, calculées à partir de tous les échantillons "automatiques" couvrant le temps de crue et des volumes d'eau écoulée associés.

date de la pluie	MVS/MES sur le grand échantillon	MVS/MVS sur échantillons prélevés automatiquement avant ou pendant	MVS/MES moyen pour la crue
11/09/1989	27.8 %	33.7 % - 30 %	38.3 %
19/10/1989	69.2 %	51.6 % - 41.7 %	36.3 %
13/10/1900	53 %	50.6 % - 44.2 %	54.9 %

Tableau 8.9 : Comparaison des teneurs en matière volatile des solides des grands échantillons prélevés en début de crue, des échantillons prélevés automatiquement à peu près au même moment (les valeurs données correspondent aux deux échantillons concernés), et des valeurs moyennes pour la crue.

La comparaison entre grands prélèvements et prélèvements presque simultanés par l'échantillonneur automatique devrait traduire surtout que notre dispositif de grand prélèvement est responsable d'une ségrégation dommageable dans la mesure où d'après le paragraphe précédent, le préleveur automatique parait assez représentatif pour les fines, dominantes ici :

Pour la première et la troisième pluie il y a des décalages relatifs de l'ordre de 10 % à 20 %, dans un sens et puis dans l'autre, qui nous paraissent admissibles, compte-tenu de la complexité du contexte

Pour la deuxième pluie le décalage est plus grand, les valeurs des échantillons "automatiques" étant plus cohérentes avec, par exemple, les mesures de masse volumique. Ceci nous oblige à mettre en doute cette mesure.

La dernière colonne du tableau 8.9 nous indique que les valeurs moyennes peuvent s'écarter notablement des valeurs initiales, ce qui relativise la portée de certains résultats.

Il est à noter que pour la première et la troisième pluie la valeur moyenne de MVS/MES est supérieure de plus de 10 % aux valeurs initiales mesurées, ce qui est à l'opposé de ce que l'on se représente généralement, alors que pour la deuxième pluie c'est le contraire, avec un écart de l'ordre de 20 %;

Il sera donc nécessaire de ne considérer les valeurs de MVS/MES et de masse volumique (qui lui est très liée) que comme ponctuelles dans le temps.

8.3.2.3 Prélèvements de dépôts au fond du bassin de décantation

L'utilisation d'un bassin de retenue comme échantillonneur des solides repose sur quatre hypothèses :

1. les concentrations et les caractéristiques des solides entrant dans le bassin sont représentatives de toutes celles qui sont transitées dans le collecteur d'alimentation,

2. la décantation dans le bassin est efficace : elle intercepte au moins 80 % des solides présents dans le bassin,

3. elle est rapide (l'essentiel est opéré en quelques heures), ce qui permet une fermeture des vannes pour une durée compatible avec les risques d'une nouvelle crue,

4. il n'y a pas, pour les débits de vidange adoptés, de trop grande remise en suspension.

Dans quelles limites, ces critères ont-ils été respectés lors des expérimentations présentées dans ce document ?

Il faut distinguer entre :

- prélèvements de dépôts provenant d'une pluie donnée
- prélèvements de dépôts déjà existants au fond d'un bassin de retenue et qui résultent de plusieurs crues

8.3.2.3.1 Prélèvements de dépôt provenant d'une pluie donnée

a) pour que l'hypothèse 1 soit vérifiée, il faut :

- régler les vannes pour que tout l'eau de la crue puisse entrer dans le bassin
- éliminer tout dispositif ségrégatif à l'entrée (un déversoir par exemple).

Ces deux contraintes ont été respectées lors des expérimentations menées dans les bassins : BEQUIGNEAUX, LA MOLETTE et LES BROUILLARDS.

b) les résultats présentés dans le chapitre 6 montrent que la décantation des solides transférés au cours des événements étudiés est bonne et rapide.

c) pour vérifier l'hypothèse 4, nous avons adopté, pour tous les bassins étudiés des débits de vidange relativement faibles variant entre 0.39 et 0.84 m^3/s. En plus, nous avons installé au fond du bassin BEQUIGNEAUX, des pièges à sédiments. Ces derniers ont été conçus de façon à empêcher la remise en suspension au cours de la vidange.

Outre ces remarques, nous pouvons aussi évoquer l'étude de représentativité des dépôts prélevés au fond des bassins étudiés, d'une manière très globale, pour cela, nous allons procéder comme suit :

a) à BEQUIGNEAUX et à LA MOLETTE, les quantités des solides résiduelles dans les eaux de vidange constituent entre 7 et 22 % de la charge totale en MES entrant dans ces deux bassins, avec une valeur moyenne de 13.5 %. Les résultats obtenus, à partir des solides récupérés au fond de ces bassins sont donc représentatifs, en moyenne de 87 % de la masse totale des matières en suspension, ce qui peut être considéré comme représentatif,

b) pour le bassin LES BROUILLARDS, les appareils de prélèvements installés à l'entrée sont tombés en panne au moment de la pluie étudiée. Par conséquent, nous n'avons pas pu évaluer l'efficacité de la décantation en terme de pourcentage d'abattement des matières en suspension. Pour démontrer la représentativité des dépôts prélevés au fond de ce bassin, nous pouvons nous baser sur les deux informations suivantes :

- la valeur moyenne de la concentration en MES dans les eaux de vidange est assez faible. Elle est égale à 54 mg/l,
- les résultats des mesures des paramètres hydrodynamiques obtenus sur "LES BROUILLARDS" sont comparables à ceux trouvés à BEQUIGNEAUX

c) dans les tableaux 8.10 à 8.15, nous avons évalué les caractéristiques hydrodynamiques des solides entrant dans les bassins BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE suivant deux hypothèses :

- solides entrant = solides décantés
- solides entrant = solides décantés + solides résiduels dans les eaux de vidange.

Les résultats obtenus sont très proches. Ceci montre bien la représentativité des bassins de retenues BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE comme échantillonneurs des solides transférés en suspension par temps de pluie dans les réseaux d'assainissement au moins pour les pluies que nous avons étudiées. La prise en compte des solides résiduels dans les eaux de vidange peut devenir indispensable en cas de petites pluies (dans des réseaux unitaires surtout) pour lesquelles les solides risquent de décanter moins bien et plus lentement.

Mode opératoire	Mode de prélèvement	% < 100 μm	D10 (μm)	D50 (μm)	D90 (μm)
Sans ultrasons	n° 5	75.6	8.6	37.5	428.2
	n° 2	78.4	7.5	33.9	349.7
Avec ultrasons	n° 5	76.2	3.4	33.3	428.2
	n° 2	78.4	3.4	32.9	349.7
N.B. : - Mode de prélèvement n° 2 : solides décantés dans les pièges à sédiments au fond du bassin de retenue "BEQUIGNEAUX" + solides résiduels dans les eaux surnageant après décantation - mode de prélèvement n° 5 : solides décantés dans les pièges à sédiments au fond du bassin de retenue "BEQUIGNEAUX"					

Tableau 8.10 : Représentativité des prélèvements de dépôt dans le bassin de retenue "BEQUIGNEAUX" vis à vis des résultats granulométriques (événement pluvial : 19/10/1989)

Mode opératoire	Mode de prélèvement	% < 100 μm	D10 (μm)	D50 (μm)	D90 (μm)
Sans ultrasons	n° 6	81.2	3.5	24.7	532.6
	n° 4	82.2	3.7	25.1	403
Avec ultrasons	n° 6	81.3	2.4	24.5	532.6
	n° 4	82.1	2.5	25.7	403
N.B. : - Mode de prélèvement n° 4 : solides décantés au fond du bassin de retenue "LA MOLETTE" (prélevés à la pelle) + solides résiduelles dans les eaux des surverses et de vidange - Mode de prélèvement n° 6 : solides décantés au fond du bassin de retenue "LA MOLETTE" (prélevés à la pelle)					

Tableau 8.11 : Représentativité des prélèvements de dépôt dans le bassin de retenue "LA MOLETTE" vis à vis des résultats granulométriques (événement pluvial : 07/08/1989)

Mode de prélèvement	ρ(<100 μm) [g/cm3]	ρ(>100 μm) [g/cm3]	ρ(<et>100 μm) [g/cm3]
n° 5	2.51	1.90	2.36
n° 2	2.45	1.90	2.31
N.B. : Les modes de prélèvement n° 2 et 5 sont définis dans le tableau 8.10			

Tableau 8.12 : Représentativité des prélèvements de dépôts dans le bassin de retenue "BEQUIGNEAUX" vis à vis des résultats de masses volumiques (événement pluvial : 19/10/1989)

Mode de prélèvement	ρ(<et>100) μm [g/cm3]
n° 6	2.04
n° 4	2.02
N.B. : Les modes de prélèvement n° 4 et 6 sont définis dans le tableau n° 8.11	

Tableau 8.13 : Représentativité des prélèvements de dépôts dans le bassin de retenue "LA MOLETTE" vis à vis des résultats de masses volumiques (événement pluvial : 07/08/1989)

Classes granulométriques	Estimation de vitesse de chute	Mode de prélèvements	
		n° 5	n°2
< 50 μm	V10	0.019	0.019
	V50	3.0	3.0
	V90	9.3	8.8
> 50 μm	V10	19.3	20.9
	V50	55.0	64.3
	V90	171.0	-
< et > 50 μm	V10	0.092	0.092
	V50	7.2	7.0
	V90	105.20	144.6
N.B. : Les modes de prélèvement n° 2 et 5 sont définis dans le tableau n° 8.10			

Tableau 8.14 : Représentativité des prélèvements de dépôts dans le bassin de retenue "BEQUIGNEAUX" vis à vis des résultats de vitesse de chute (événement pluvial : 19/10/1989)

Mode de prélèvement	V10 [m/h]	V50 [m/h]	V90 [m/h]
n° 6	<<0.050	1.29	7.03
n° 4	<<0.05	1.35	8.04
N.B. : Les modes de prélèvements n° 4 et 6 sont définis dans le tableau n° 8.11			

Tableau 8.15 : Représentativité des prélèvements de dépôts dans le bassin de retenue "LA MOLETTE" vis à vis des résultats de vitesse de chute (événement pluvial : 07/08/1989, classe granulométrique : <50 μm)

8.3.2.3.2 Prélèvements de dépôts déjà en place au fond des bassins de retenue BEQUIGNEAUX et PERINOT

Au début de nos expérimentations, nous avons effectué des prélèvements dits de repérage, dans le dépôt déjà en place au fond des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et PERINOT. Les échantillons recueilles résultent donc de plusieurs crues. Les résultats obtenus doivent représenter les caractéristiques moyennes des solides qui peuvent décanter dans chacun de ces deux sites.

Dans quelle limite les 4 hypothèses données au début du paragraphe 8.3.2.3 ont-elles été respectées ?

1. la première ne l'était pas complètement. Ceci est dû essentiellement, à la présence, d'un déversoir à l'entrée de chacun de ces deux bassins de retenue,

2. la deuxième et troisième semblent être respectées au moins pour les pluies de moyenne et forte importance. Pour s'en convaincre, il suffit de regarder les résultats présentés dans le chapitre 6 et qui concernent la décantabilité des matières en suspension transférées au cours des événements pluvieux que nous avions étudiés,

3. la vérification de la dernière contrainte nous parait difficile.

Dans quelles limites, les résultats obtenus ont pu représenter les caractéristiques des matières en suspension transférées par temps de pluie dans des réseaux séparatifs ou unitaires ?

Pour cela, nous allons comparer les résultats dits de repérage à ceux obtenus sur d'autres sites pour lesquels les contraintes de représentativité ont été respectées (tableau 8.16).

Paramètres caractéristiques	Résultats - Sites unitaires		Résultats - Sites séparatifs	
	PERINOT (Repérage)	LA MOLETTE (2 pluies)	BEQUIGNEAUX (Repérage)	BEQUIGNEAUX (3 pluies) + LES BROUILLARDS
Granulométrie				
% < 100 μm	70	76 - 82	69.2	75.6 - 85.1
D10 [μm]	11.5	3.7 - 5.4	15.6	5.7 - 8.6
D50 [μm]	30	25.1 - 32	38.3	28.8 - 37.5
D90 [μm]	658	243 - 403	521.8	265 - 1375
Masse volumique [g/cm^3]				
ρ(<100 μm)	-	2.1 - 2.2	2.7	2.4 - 2.6
ρ(>100 μm)	-	1.8 - 1.9	2.2	1.4 - 2.54
ρ(<>100 μm)	-	2.0 - 2.1	2.6	2.2 - 2.6
Vitesse de chute (< 50 μm)				
V10 [m/h]	0.0135	0.0094	-	0.019 - 0.25
V50 [m/h]	6.54	1.4 - 4.3	-	3.0 - 4.21 (5.7)
V90 [m/h]	17.11	8.0 - 11.7	-	9.3 - 14.5
Vitesse de chute (> 50 μm)				
V10 [m/h]	8.1	11.9 - 17.6	-	6.2 - 19.3
V50 [m/h]	84.5	35.3 - 45.8	-	24.3 - 68.9
V90 [m/h]	281	221.1 - 230.4	-	63.3 - 713.1

Tableau 8.16 : Représentativité des prélèvements de repérage

Il semble apparaître que :

1. granulométrie : les résultats de repérage présentent des valeurs de D10 relativement élevées. Les ordres de grandeur de D50 et D90 sont acceptables,

2. masses volumiques : les valeurs de repérage trouvées à BEQUIGNEAUX sont assez élevées pour représenter la moyenne de ce qui peut décanter par temps de pluie dans ce bassin,

3. vitesse de chute : les résultats obtenus à PERINOT sont beaucoup plus élevés que ceux trouvés à LA MOLETTE et même dans le collecteur 13.

Ces 3 remarques montrent que les prélèvements de repérage peuvent servir pour donner un premier ordre de grandeur des caractéristiques hydrodynamiques des solides étudiés, mais ils ne peuvent en aucun cas remplacer les protocoles expérimentaux très lourds que nous avons mis en place dans le cadre de notre programme de recherche. Ceci est due essentiellement aux deux raisons suivantes :

1. évolution et dégradation dans le temps de la matière organique. Ceci augmente les valeurs des masses volumiques, peut modifier la décantabilité et risque de changer les caractéristiques granulométriques des particules solides,

2. évolution et stabilité dans le temps des agglomérats qui se sont formés au moment de la décantation. Ceci entraîne une modification des caractéristiques hydrodynamiques des solides, essentiellement la granulométrie et la vitesse de chute.

8.3.3 Lieux de prélèvements

Le lieu de prélèvement peut être sensible pour les opérations visant à évaluer :

1. la pollution transitée durant une crue
2. la pollution résiduelle des eaux surnageant après décantation dans les bassins de retenue
3. les caractéristiques des dépôts au fond des bassins de retenue

8.3.3.1 Lieux de prélèvements d'échantillons d'eaux au niveau des bassins de retenue

8.3.3.1.1 Prélèvement d'eaux entrant dans les bassins de retenue

Les appareils de prélèvements ont été placés dans des zones de fort mélange, près du radier des collecteurs. Les résultats des mesures sont censés représenter la moyenne de la pollution dans la section

Au cours des trois premiers pluies étudiées dans le bassin "BEQUIGNEAUX", des prélèvements simultanés à différentes profondeurs dans l'écoulement ont été réalisés. Le tableau 8.17 synthétise les résultats avec deux indicateurs qui traduisent les écarts relatifs (rapportés à la valeur moyenne) entre maximum et minimum pour l'un, entre valeur mesurée tout prés du radier du collecteur Limancet alimentant le bassin (notée dans la suite "fond") et valeur moyenne pour l'autre. On voit que les écarts restent souvent modestes sauf pour le NTK et le plomb pour lesquels les concentrations sont relativement faibles.

Paramètres	Pluie	(Cmax-Cmin)*100/ Cmoy [%]	(Cfond-Cmoy)*100/ Cmoy [%]
MES	1/12/1988	3.5 %	8.4 %
	3/12/1988	13 %	1.2 %
	4/12/1988	35 %	9.8 %
DCO	1/12/1988	18 %	0 %
	3/12/1988	33 %	9.5 %
	4/12/1988	12 %	0.2 %
NTK	1/12/1988	39 %	0 %
	3/12/1988	114 %	83.95 %
	4/12/1988	110 %	1.8 %
Pb	1/12/1988	66 %	21.8 %
	3/12/1988	87 %	50.5 %
	4/12/1988	92 %	36.1 %

Tableau 8.17 : Prélèvements à différentes profondeurs dans l'écoulement.
- Représentativité des mesures effectuées au fond du collecteur LIMANCET à Bordeaux-

8.3.3.1.2 Lieux de prélèvement d'eaux surnageant après décantation

Lors de la crue du 16-17 Mars 1988 et après le remplissage du bassin BEQUIGNEAUX, des prélèvements ont été effectués d'un bateau se déplaçant sur le bassin (rempli) en 7 points

répartis dans le bassin et à différentes profondeurs (surface, mi-distance entre la surface et le fond, près du fond) : deux campagnes de mesures espacées de 18 h ont été réalisées. La première se déroulait entre 16h20 et 17h (juste après le remplissage).

Les résultats obtenus sont résumés dans les tableaux 8.18 et 8.19. Ils montrent qu'à partir de la fin du remplissage les concentrations en MES sont homogènes partout dans le bassin. La représentativité des résultats concernant les eaux surnageant après décantation est donc indépendante de l'endroit de prélèvement.

Emplacement des prélèvements	Nombre de prélèvements	Estimateur de la variabilité des concentrations	Evaluation de la variabilité des concentrations
Différents points à la surface de l'eau dans le bassin	7	$\frac{Cmax-Cmin}{Cmoy}$ %	9.8 %
Différents points à mi profondeur dans le bassin plein d'eau	7	$\frac{Cmax-Cmin}{Cmoy}$ %	4.1 %
Différents points tout près du fond du bassin	7	$\frac{Cmax-Cmin}{Cmoy}$ %	6.7 %
Prélèvements à différentes profondeurs	21 (7 endroits de prélèvement)	$Cfond - Csurface$ (mg/l)	min = 1 mg/l moy = 3.3 mg/l max = 7 mg/l écart type = 1.8 mg/l
		$\frac{Cfond-Csurface}{Cfond}$ %	min = 1.3 % moy = 4.4 % max = 9.1 % écart type = 2.4 %

Tableau 8.18 : Variabilité des concentrations en MES en différents points du bassin de retenue BEQUIGNEAUX après décantation des solides
(Evénement pluvial : 16/03/1988, Durée de décantation = durée de remplissage = 10h30)

Emplacement des prélèvements	Nombre de prélèvements	Estimateur de la variabilité* des concentrations	Evaluation de la variabilité des concentrations
Différents points à la surface de l'eau dans le bassin	7	$\frac{Cmax-Cmin}{Cmoy}$ %	17.2 %
Différents points à mi profondeur dans le bassin plein d'eau	7	$\frac{Cmax-Cmin}{Cmoy}$ %	14.2 %
Différents points tout près du fond du bassin	7	$\frac{Cmax-Cmin}{Cmoy}$ %	26.8 %
Prélèvements à différentes profondeurs	21 (7 endroits de prélèvement)	$Cfond - Csurface$ (mg/l)	min = −1 mg/l moy = 0.71 mg/l max = 5 mg/l écart type = 2.1 mg/l
		$\frac{Cfond-Csurface}{Cfond}$ %	min = −3.8 % moy = 2.1 % max = 14.7 % écart type = 6.4 %

Tableau 8.19 : Variabilité des concentrations en MES en différents points du bassin de retenue BEQUIGNEAUX après décantation des solides
(Evénement pluvial : 16/03/1988 - Durée de décantation = 18 heures après la fin du remplissage)

8.3.3.2 Lieux de prélèvements des dépôts en bassin de retenue

Au fond de tous les bassins étudiés, nous avons essayé de prélever en différents endroits pour que l'on puisse reconstituer un échantillon moyen des dépôts.

8.4. REPRESENTATIVITE DES PROCEDURES DE SEPARATION DES DIFFERENTES PHASES

8.4.1 Séparation dissous-particulaire

Pour évaluer la pollution portée par les particules solides, des mesures ont été effectuées sur l'échantillon brut et après filtration à 0.45 μm, la maille 0.45 μm étant définie comme un critère de différentiation entre pollution particulaire et dissoute.

La filtration ne semble pas introduire de biais dans la séparation de la pollution particulaire et dissoute, comme on le voit sur le tableau 8.20 où nous comparons les résultats obtenus sur un même échantillon, en adoptant deux procédures de séparation : la filtration à 0.45 μm et la centrifugation. L'échantillon étudié est prélevé par temps sec (eaux usées urbaines) dans le collecteur 13 à Marseille.

Paramètres de pollution	$\frac{PP(F)-PP(C)}{PP(F)} \cdot 100$
DCO	12.1 %
DBO5	8.4 %
NTK	5.7 %
Hydrocarbures	23.9 %
Plomb	- 3.3 %
Notations : *PP : Pollution Particulaire* *F : Filtration à 0.45 μm* *C : Centrifugation*	

Tableau 8.20 : Comparaison entre deux procédures de séparation des solides : filtration à 0.45 μm et centrifugation vis à vis de l'évaluation de la pollution particulaire. (Eaux usées de temps sec, collecteur 13 à Marseille

8.4.2 Séparation solides-liquides

La bonne et rapide décantation des solides transférés en suspension (voir chapitres 6 et 11) nous a permis d'adopter la décantation, dans un local frais et pendant quelques jours comme moyen de séparation des solides de la phase liquide. Le surnageant présentait des concentrations en MES extrêmement faibles. Les solides récupérés ont subi toutes les analyses hydrodynamiques prévues.

Cette procédure peut ne pas être suffisante pour des petites pluies (dans des réseaux unitaires surtout) puisque la décantation risque de ne pas être aussi efficace ou aussi rapide. Dans ce cas, la centrifugation devient indispensable.

8.4.3 Séparation en différentes classes granulométriques

Pour évaluer la pollution fixée sur les particules de différentes classes granulométriques, nous avons tamisé l'échantillon brut sur différentes mailles et analysé les filtrats correspondants.

Le pourcentage massique, mesuré au cours de ces opérations (dites dans la suite tamisage "pollution), des particules inférieures à 10 μm dans les échantillons prélevés le 19/10/1989 à BEQUIGNEAUX et dans le collecteur 13 est beaucoup plus important que celui obtenu lors des analyses granulométriques menées sur le même échantillon (tableau 8.21). Le même phénomène se répète pour les autres classes granulométriques inférieures à 100 μm. Ceci peut être expliqué par une éventuelle désagglomération forcée et peut être une cassure des particules fines lors du tamisage. Une telle hypothèse montre que les mesures effectuées pourront ne pas être représentatives de l'état dans lequel les particules étaient dans l'écoulement pendant la pluie.

Site	Evénement pluvieux	% < 10 μm	
		Tamisage "pollution"	Analyse granulométrique
BEQUIGNEAUX	19/10/1989	45 à 63 %	10 à 20 %
COLLECTEUR 13	19/10/1989	59 %	20 à 22 %

Tableau 8.21 : Représentativité de la séparation des solides en différentes classes granulométriques

D'autre part, l'éventuelle possibilité d'une formation d'un film d'hydrocarbures autour de la grille métallique des tamis peut fausser les résultats concernant ce même paramètre.

En conclusion, des investigations supplémentaires avec un protocole d'expérimentation plus représentatif (séparation par classes de vitesse de chute par exemple) sont à prévoir. Dans cette attente, les résultats concernant la répartition de la pollution par classes granulométriques, sont à manipuler avec beaucoup de prudence pour ce qui concerne les classes de taille inférieure à 100 μm.

8.5. REPRESENTATIVITE DES METHODES ET APPAREILS DE MESURE

8.5.1 Paramètres de pollution

8.5.1.1 Mesures des concentrations globales

Les normes françaises (AFNOR) ont été utilisées.

8.5.1.2 Etude de la spéciation des métaux

Le schéma de spéciation utilisé a été choisi à la base d'une étude bibliographique très poussée. De plus, elle a été testée en laboratoire sur des échantillons représentatifs des effluents des rejets pluviaux urbains. Ce travail a été mené par Mr. J.F. RODRIGUEZ qui effectue une thèse au LABAM (Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu) sur ce sujet.

8.5.2 Paramètres hydrodynamiques

Les méthodes et les appareils de mesure de granulométrie, vitesse de chute et densité ont été comparés puis testés avec des échantillons de particules représentatives des solides des eaux de ruissellement.

Cette étude et ces essais ont permis de sélectionner les techniques à utiliser et de mettre au point des protocoles de mesure. Pour plus de détails, nous renvoyons le lecteur au document "*Sélection des méthodes de mesures : granulométrie, vitesse de chute, densité*" [CHEBBO G., MILISIC V., 1989].

Nous notons simplement que les mesures effectuées avec le granulomètre à variation de résistance COULTER TAII présentent deux inconvénients :

1. l'apparition des classes creuses autour de 100-160 μm est due probablement à une sédimentation de ces particules dans la cuve d'alimentation de l'appareil,

2. l'absence de particules de dimensions inférieures à 5 μm dans les résultats ramène au problème de sensibilité de la sonde utilisée vis-à-vis de ces particules très fines.

Ces deux inconvénients nous ont conduit à remplacer cet appareil par un diffractomètre à laser de type CILAS HR 850 jugé plus représentatif. Malgré tout, les résultats des mesures granulométriques dites de repérage obtenus sur les bassins BEQUIGNEAUX et PERINOT restent acceptables, au moins pour donner un ordre de grandeur du diamètre médian et de D90 (voir tableau 8.16).

8.6. CONCLUSIONS

Nous nous sommes proposés d'étudier, dans ce chapitre, la représentativité des résultats obtenus dans le cadre de nos expérimentations.

Des discussions menées, nous tirons les conclusions suivantes :

1. représentativité des prélèvements : le tableau 8.22 synthétise les conclusions auxquelles nous avons abouti,
2. représentativité des procédures de séparation des différentes phases :

- la filtration à 0.45 μm et la centrifugation donnent des résultats comparables,
- la décantation est suffisante pour séparer les particules solides correspondant à des pluies de moyenne et forte importance. Pour les pluies faibles (surtout en cas de réseaux unitaires), une centrifugation du surnageant peut devenir indispensable,
- la représentativité des mesures des paramètres de pollution par classes granulométriques n'était pas satisfaisante pour les faibles tailles (< 100 μm). La méthode de séparation utilisée (tamisage humide) semble provoquer une désagglomération forcée ou une cassure des particules fines.

3. représentativité des méthodes et appareils de mesures : à l'exception du COULTER TA II (utilisé seulement au début de notre étude) les méthodes et appareils de mesures utilisés nous ont donné entière satisfaction.

Repères identifiés	Représentativité pour notre étude	Jugement général
Méthodes de prélèvement		
Echantillonneur automatique	Acceptable	Résultats comparables à ceux d'une pompe minivortex
Pompe minivortex (ø = 35 mm)	Acceptable	Peut induire une ségrégation des particules solides suivant leurs tailles et leurs masses volumiques
Seau	Mauvaise pour les eaux entrant dans un bassin de retenue. Acceptable pour les eaux de vidange	Prélèvement à la surface de l'écoulement
Siphonnage	A approfondir	- Prélèvement ponctuel dans le temps - Possibilité de ségrégation de solides
Remplissage gravitaire	A approfondir	- Prélèvement ponctuel dans le temps - Possibilité de ségrégation de solides
Dépôt au fond d'un bassin de retenue et provenant d'une pluie donnée	Bonne	- Bonne pour les pluies moyennes et forte importance - Peut être plus discutable pour les pluies faibles (surtout en cas de réseau unitaire)
Dépôts en place au fond d'un bassin de retenue et provenant de plusieurs pluies	Acceptable seulement pour donner du premier ordre de grandeur	L'évolution dans le temps de la matière organique et des agglomérats change les caractéristiques hydrodynamiques des solides (surtout pour les réseaux unitaires)
Endroits de prélèvement pour évaluer:		
La pollution transitée au cours d'une crue	Acceptable	Nécessité d'un endroit de fort mélange
Pollution résiduelle dans les eaux d'un bassin après décantation	Bonne	Après quelques temps de décantation la qualité est homogène partout dans le bassin
Caractéristiques des dépôts au fond d'un bassin de retenue	Bonne	Nécessité de prélèvement en différents endroits au fond du bassin

Tableau 8.22 : Représentativité des prélèvements

TROISIEME PARTIE

IMPLICATIONS DES RESULTATS OBTENUS

CHAPITRE 9 :
POLLUTION DES REJETS PLUVIAUX URBAINS :
DE QUOI PARLE-T-ON ?

9.1. Introduction

Ce chapitre est axé autour de deux parties :

1). Analyse des charges polluantes rejetées par temps de pluie dans le milieu naturel.

2). Etude du comportement des Matières en suspension des rejets pluviaux urbains dans les eaux réceptrices.

9.1.1 Buts de la première partie de cette étude

Dans le cadre de notre programme de recherche, nous avons focalisé nos efforts sur la caractérisation des solides transférés dans les réseaux d'assainissement. La lourdeur des expérimentations prévues n'a permis que l'étude d'un nombre limité d'événements pluviaux. Les résultats obtenus ne permettent pas de quantifier des charges rejetées pendant une longue période, ni d'étudier leurs répartitions dans le temps.

Partant de là, nous nous proposons, dans ce chapitre, de compléter nos résultats avec l'étude des quantités de pollution rejetées, en temps de pluie, dans le milieu naturel.

On peut noter que les rejets directs des réseaux d'assainissement urbains sont souvent intermédiaires entre deux pôles : les rejets pluviaux stricts, et d'autre part les surverses d'unitaires actives dès que le niveau maximum des eaux de temps sec est atteint. Pour établir une première base, nous choisissons de travailler ici sur le premier pôle. Dans un deuxième temps, il sera possible de raisonner en référence à ce pôle.

C'est pourquoi, nous analysons et exploitons les données résultant de la campagne nationale de mesure animée par le Service Technique de l'Urbanisme, co-financée par de nombreux organismes, qui s'est déroulée avec une bonne continuité de 1980 à 1982 et qui avait pour but essentiel de caractériser la pollution des eaux drainées par des collecteurs strictement pluviaux, sans dépôts, sur 4 bassins versants urbains d'une surface de quelques dizaines d'hectares. Ces mesures peuvent être considérées comme assez représentatives de la population du ruissellement entrant dans les réseaux.

Nous bénéficions aussi, pour enrichir ce chapitre, des résultats obtenus par PHILIPPE J.P. et RANCHET J. (1987) et qui concernent 10 bassins versants (pluviaux et unitaires) situés en région parisienne.

Cette étude préfigure l'établissement et l'exploitation d'une base de données rassemblant les résultats de campagnes de prélèvements et de mesures, assez longues ou continues, réalisées à l'exutoire d'une vingtaine de bassins versants urbains (travail en cours de réalisation, par A. SAGET, au CERGRENE (ENPC)).

L'exploitation de cette base de données permettra de mettre en perspective les résultats que nous obtenons ici, notamment en mettant en évidence les effets dus à la nature du réseau, à la taille du bassin versant, à la nature de l'urbanisation...

9.1.2 Buts de la deuxième partie

Nous avons vu dans le chapitre 6 que les matières en suspension constituent le principal vecteur de la pollution des rejets pluviaux urbains.

Le problème de l'impact polluant de ces rejets est donc très lié à l'étude de la dispersion et décantation des particules solides dans le milieu récepteur, c'est à dire à la détermination du champs de concentration en MES et de son évolution dans l'espace et dans le temps.

Dans cette étude, notre objectif n'est pas très ambitieux. Il consiste à étudier globalement le comportement de ces solides polluants dans le champs proche du rejet, en suivant l'évolution dans le temps, de la masse déposée au fond de la rivière (ou bien de celle qui reste en suspension).

Pour cela nous utilisons un modèle de transport solide, très simplifié, conçu et établi par M.A. GUICHARD au CERGRENE-ENPC

Cet outil est en cours de développement. Dans son état actuel, il permet de donner des premières réponses aux questions que nous nous posons sur le devenir des solides rejetés par temps de pluie dans le milieu naturel.

Les résultats que nous obtenons constituent des ordres de grandeur très globaux. Ils nécessitent des vérifications qui peuvent être expérimentales ou avec des outils de simulation plus performants. Par contre, ils permettent de formuler des hypothèses de travail très utiles pour des expérimentations futures sur l'impact des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel.

9.2. Analyse des charges polluantes des eaux de ruissellement urbains (portant essentiellement sur les résultats de la campagne française 1980 - 1982

9.2.1 Procédure d'étude

9.2.1.1 Principales étapes de l'étude

a. Avant tout il est apparu nécessaire de transférer le contenu des fichiers disponibles au Service Technique de l'Urbanisme, conçus dans le contexte informatique du début des années 1980, sur un support plus moderne. Comme il était difficile d'anticiper sur les caractéristiques du Système Gestionnaire de la (future) Base de Données (SGBD), nous avons choisi d'utiliser un outil plus rustique, le tableur LOTUS, en veillant à rendre très aisé le transfert des fichiers sur un SGBD. Ce travail, mené par André BACHOC, Carole HABABOU, Agnès SAGET ne sera pas présenté dans ce chapitre. Le lecteur intéressé pourra consulter les rapports bibliographiques [HABABOU C., 1988 - BACHOC A., SAGET A., CHEBBO G., HABABOU C., 1991].

b. Nous avons dû ensuite compléter les données, en remplaçant celles qui manquaient par des valeurs estimées, à partir de la pluviométrie, des débits ruisselés, des concentrations moyennes et des pollutogrammes qui ont été mesurés.

Nous pouvions alors procéder à une analyse des charges rejetés afin de cerner l'importance et les spécificités de la pollution des rejets pluviaux urbains par rapport aux autres rejets urbains ou aux autres rejets pluviaux.

Ce travail a été conduit en commun avec Agnès SAGET et André BACHOC.

9.2.1.2 Choix des traitements

9.2.1.2.1 Evaluation de ratios de masses annuellement rejetées

1. Objectifs

Cela permet de :

- quantifier la pollution à attendre à l'aval d'un bassin versant en termes de concentration moyenne et de masses rejetées sur une longue période,

- faire apparaître des stabilités ou des différences dans la production de la pollution par temps de pluie,

- traduire le phénomène d'accumulation et d'impact de longue durée,

- comparer les quantités apportées par ces rejets avec celles que reçoivent par ailleurs les eaux de surface : rejets urbains de temps sec, apport ruraux.

2. *Traitements*

- calcul des concentrations moyennes sur l'ensemble des événements analysés,

- calcul des ratios des charges rejetées annuellement par hectare ou par hectare imperméabilisé, par habitant, par millimètre de pluie.

9.2.1.2.2 Evaluation du poids relatif des rejets les plus chargés en terme de masse rejetée

1. *Objectifs*

Ce type d'étude permet de :

- mieux cerner les impacts par effet choc produit sur le milieu récepteur, au cours de chacun des rejets les plus chargés,

- donner une première idée sur les volumes à envisager pour un éventuel stockage des flots avant traitement.

2. *Traitements*

Nous avons choisi de tracer les histogrammes de pourcentage de la masse rejetée par les événements d'une classe proportionnellement à la masse rejetée annuellement. On trouvera sur ces courbes :

- en ordonnée, la masse rejetée pendant les événements d'une classe/masse rejetée annuellement,

- en abscisse, les classes sont définies:

  * par le nombre d'événements les plus chargés

  classe i = les i événements les plus chargés (figure 1).

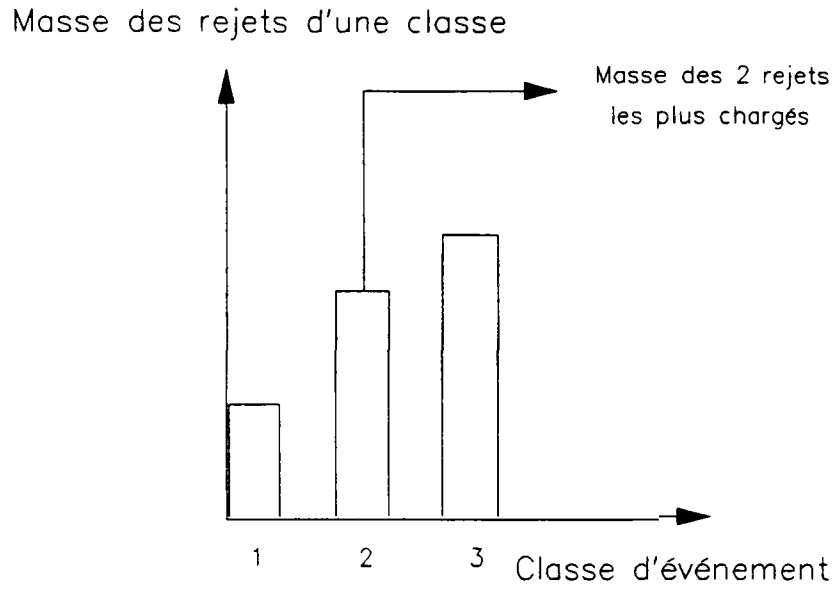


Figure 9.1: Histogramme du poids relatif des événements les plus chargés

9.2.1.2.3 Variation des concentrations au cours d'un événement

1. Objectifs

Ce type de traitement permettra de déterminer quelle fraction du ruissellement est la plus chargée par exemple mettre en évidence ou non un flux de pollution plus élevé en début de crue.

Cela donnera une idée du volume optimal à traiter, en vue du dimensionnement des capacités de stockage et de décantation.

2. Traitements

Nous adoptons la représentation de Geiger (figure 9.2) : variation des charges polluantes cumulées en fonction du volume ruisselé, valeurs exprimées en pourcentage des valeurs totales pour l'événement pluvieux.

En ordonnée : masse cumulée depuis le début de l'événement/masse totale rejetée pendant l'événement.

En abscisse : volume cumulée depuis le début de l'événement/volume total ruisselé pendant l'événement.

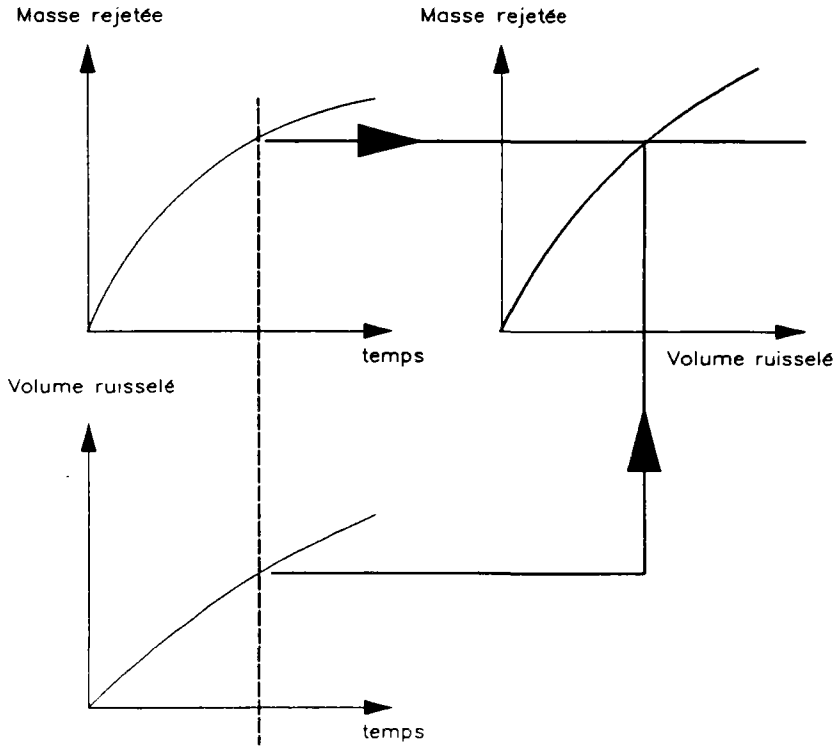


Figure 9.2 : Schématisation d'une courbe de Geiger

9.2.1.3 Estimation des données manquantes

9.2.1.3.1 Les données manquantes

Le calcul des masses rejetées par événement se fait à partir des valeurs des concentrations moyennes sur l'événement et du volume ruisselé pendant l'événement :

Masse = concentration . volume

Mais pour quelques événements le volume ruisselé n'a pu être mesuré faute d'un hydrogramme correct. Pour d'autres événements, ce sont les concentrations qui n'ont pas été mesurées. En ce qui concerne le plomb, on a moins de mesures : 98 pour Maurepas, 59 pour les Ulis, 19 pour Aix Zup et 18 pour Aix Nord.

Pour ne pas sous-estimer les valeurs des masses rejetées sur de longues périodes, et pour évaluer l'importance des données manquantes, il est nécessaire de les estimer.

9.2.1.3.2 Estimation des volumes manquants

L'estimation des volumes manquants se fait à partir du calcul du coefficient volumétrique de ruissellement moyen CVmoy défini par :

$$CV\ moy\ (\%) = \frac{10 \cdot Volume\ total\ mesuré\ (m^3)}{Hauteur\ de\ pluie\ correspondante\ (mm) \cdot Surface\ du\ bassin\ (ha)}$$

On complète ensuite les données par événement par :

VR = (CVmoy.).(S).(HP)

avec

VR = Volume ruisselé pendant l'événement,

CVmoy. = Coefficient volumétrique de ruissellement moyen,

S : Surface du bassin versant

HP : Hauteur de la pluie précipitée pendant l'événement

Le tableau 9.1 donne l'estimation des volumes.

Bassin	Maurepas	Les Ulis	Aix Zup	Aix Nord
CVmoy	56	32	45	13
Volume total mesuré [m3]	158868	94181	65090	68670
Mesures manquantes	2	4	2	7
Volume manquant estimé [m3]	774	13215	2898	5325
Volume total [m3]	159642	107396	67814	73995

Tableau_9.1 : Estimation des volumes ruisselés au cours de la campagne de mesure Française qui a déroulée entre 1980 et 1982.

9.2.1.3.3 Estimation des masses manquantes

La méthode consiste à calculer la concentration moyenne observée pendant la durée de la campagne pour chaque paramètre de pollution. Les résultats sont dans le tableau 9.2.

$$C\ moy = \frac{Masse\ totale\ mesurée}{Volume\ ruisselé\ correspondant}$$

On complète ensuite les masses manquantes par :

Masse rejetée = Cmoy . Volume ruisselé

Bassin	Maurepas	Les Ulis	Aix Zup	Aix Nord
DCO	83 (115)	181 (325)	241 (266)	268 (299)
MES	182 (162)	384 (500)	317 (313)	456 (379)
DBO5	13 (16)	35 (69)	39 (57)	31 (62)
Plomb	0.10 (0.09)	0.13 (0.14)	0.26 (0.29)	0.41 (0.42)
MVS	47 (50)	98 (168)	75 (83)	240 (137)

Tableau 9.2 : Concentrations moyennes sur l'ensemble des événements analysés (en mg/l) (entre parenthèses : Moyennes arithmétiques des concentrations moyennes par événement qui ont été mesurées (en mg/l))

9.2.2 Importance de la pollution des rejets pluviaux urbains

9.2.2.1 Ordres de grandeur globaux

Le tableau 9.4 présente des fourchettes et des valeurs moyennes de ratios de masses annuellement rejetées à l'exutoire de 7 bassins versants urbains drainés par un réseau que l'on peut considérer comme strictement pluvial (voir tableau 9.3) [PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987 - BACHOC A., SAGET A., CHEBBO G., HABABOU C., 1991].

Les sigles utilisés correspondent aux paramètres suivants :

. MES : matières solides en suspension

. DCO : demande chimique en oxygène

. DBO_5 : demande biologique en oxygène au bout de 5 jours

. Pb : plomb

. HC : hydrocarbures totaux

Localisation des bassins versants	Surface totale (ha)	Taux d'imperméabilisation (%)	Remarques
MAUREPAS	27.7	60	Données exploitées dans le cadre de notre étude
LES ULIS	43.1	42	
AIX ZUP	25.6	78	
AIX NORD	92	35	
VELIZY OUEST	53.3	56	Données exploitées par PHILIPPE J.P. et RANCHET J. (1987)
COLLECTEUR DE LA MALNOUE	185 (dont 42 ruraux)	35	
COLLECTEUR DU CENTRE URBAIN	226 (dont 88 ruraux)	24	

Tableau 9.3 : Caractéristiques des 7 bassins versants urbains choisis pour analyser les charges polluantes des rejets pluviaux urbains

Charges estimées	Statistiques	Paramètres de pollution				
		MES	DCO	DBO_5	HC (1)	Plomb
Annuelle (kg)	Min.	16130	9980	1520	264	12.3
	Moy.	28495	19726	3035	645	27.9
	Max.	41230	58964	8335	1030	52
Par an/hectare (kg/ha)	Min.	176	55	9.1	1.4	0.19
	Moy.	491	290	47	7.7	0.42
	Max.	957	478	86	19	1
Par an/hectare imperméabilisé (kg/ha.imp.)	Min.	503	235	39	4.1	0.6
	Moy.	1033	608	98	17.0	0.88
	Max.	2278	1076	206	35.0	1.8
Par an/hectare imperméabilisé/mm pluie (kg/ha.imp/mm)	Min.	0.8	0.4	0.07	0.0063	0.0009
	Moy.	1.7	1.0	0.17	0.025	0.0015
	Max.	3.5	1.7	0.33	0.05	0.0027
Par an/habitant (2) (kg/habitant)	Min.	2.7	1.3	0.25	-	0.0009
	Moy.	5.2	2.8	0.42	-	0.0035
	Max.	8.2	4	0.57	-	0.006
Par an/litre d'eau déversé (mg/l)	Min.	182	83	13	1.5	0.1
	Moy.	286	184	28	5.1	0.27
	Max.	456	339	48	9.3	0.47

N.B. :

(1) Statistiques sur les 3 bassins versants Velizy Ouest, Mantes la Ville et Collecteur des côteaux

(2) Statistiques sur les 4 bassins versants Maurepas, Les Ulis, Aix Nord et Aix Zup

Tableau 9.4 : Fourchettes et valeurs moyennes de masses annuelles transportées, par temps de pluie, à l'exutoire de 7 bassins versants urbains strictement pluviaux

Ces valeurs montrent déjà que les masses à prendre en compte ne sont pas du tout négligeables.

On peut également, en rentrant au niveau des concentrations moyennes annuelles, mener une comparaison des résultats à l'exutoire de bassins versants pluviaux et de bassins unitaires. Pour ces derniers, nous nous basons sur les résultats de PHILIPPE J.P. et RANCHET J. (1987) et qui concernent les sites suivants :

- Mantes La Ville (S = 72 ha, Cimp = 0.39)
- Les Côteaux (S = 175.4 ha, Cimp = 0.90)
- Ru St Baudile (S = 1145 ha dont 180 ruraux, Cimp = 0.19)
- Ru des Grammonts (S = 144 ha, Cimp = 0.25)

Nature de l'effluent	Statistiques	Paramètres de pollution					Réf.
		MES	DCO	DBO_5	HC (1)	Plomb	
Effluents d'orage d'un réseau fluvial	Cmin	182	83	13	1.5	0.1	[1*]
	Cmoy	286	184	28	5.1	0.27	
	Cmax	456	339	48	9.3	0.47	
Effluents d'orage d'un réseau unitaire	Cmin	232	172	41	4.1	0.16	[2*]
	Cmoy	338	280	76	5.5	0.29	
	Cmax	545	425	113	9.2	0.43	
Effluents d'orage d'un réseau unitaire après élimination de la contribution des eaux usées domestiques et industrielles	Cmin	257	146	25	2.4	0.2	[2*]
	Cmoy	412	274	54	6.6	0.39	
	Cmax	645	383	73	11.3	0.52	

- N.B.
  (1) Les données concernant Maurepas, Les Ulis, Aix Nord et Aix Zup sont non compris
- Références (Réf.) :
  [1*] : [notre étude + PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987]
  [2*] : [PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987]

Tableau 9.5 : Concentrations moyennes annuelles (mg/l) des eaux des rejets pluviaux urbains

Nous voyons (tableau 9.5) qu'en règle générale, les effluents d'orage d'un réseau unitaire sont plus chargées que ceux d'un réseau pluvial, mais que les différences d'un site à l'autre prennent plutôt le pas sur cette différence de nature.

Les sources supplémentaires en jeu sont probablement :

- les eaux usées domestiques et industrielles s'écoulant pendant les événements pluviaux,

- les dépôts qui peuvent se constituer par temps sec dans le réseau unitaire et qui sont remis en mouvement par temps de pluie.

Notons enfin qu'une première estimation de la contribution des différentes sources de pollution aux rejets pluviaux urbains d'un réseau unitaire est donnée dans le chapitre 10.

9.2.2.2 Comparaison aux eaux usées urbaines domestiques et industrielles (sans et avec traitement dans une station d'épuration)

9.2.2.2.1 caractéristiques des eaux usées domestiques et industrielles

Les caractéristiques de débit et de qualité de ces eaux sont variables suivant les villes et les quartiers. Leur comparaison avec les eaux de ruissellement nécessite également, le choix de valeurs moyennes caractéristiques et ce choix se heurte à beaucoup de difficultés. En effet, les références habituelles en assainissement (IMHOFF par exemple) donnent des valeurs relatives à des eaux usées domestiques ne contenant pas de rejets industriels. Seules les campagnes de mesure réalisées, en temps sec, sur les effluents de divers réseaux d'assainissement peuvent nous donner les vrais caractéristiques des eaux usées urbaines comprenant des eaux domestiques et industrielles. Dans la suite de cette étude, nous adoptons des concentrations moyennes recommandées par COTTET J. (1980) (voir tableau 9.6).

Nature de l'effluent	Paramètres de pollution				Débit [l/hab/jour]
	MES [mg/l]	DCO [mg/l]	DBO_5 [mg/l]	Plomb [mg/l]	
Eaux usées domestiques et industrielles avant traitement	300	600	300	0.005	200
Rejet d'une station d'épuration de rendement 80 %	60	120	60	0.001	-

Tableau 9.6 : Concentrations moyennes des eaux usées domestiques et industrielles avant et après traitement (rendement du traitement : 80 %)

9.2.2.2.2 Comparaison aux eaux usées domestiques et industrielles avant traitement

Pour les concentrations moyennes annuelles (tableau 9.7), la pollution des rejets pluviaux urbains est, en moyenne, très supérieure en plomb, équivalente en MES et inférieure en demandes d'oxygène (DCO ou DBO_5) à celle des eaux usées urbains de temps sec (tableau 9.6).

Pour les masses annuellement rejetées (tableau 9.8), c'est le plomb qui représente des valeurs très supérieures à celles des eaux usées domestiques et industrielles par contre pour les MES et les demandes en oxygène (DCO et DBO_5) les charges sont relativement faibles.

Statistiques (1)	Paramètres de pollution			
	MES [%]	DCO [%]	DBO_5 [%]	Plomb [%]
Min.	61 (303)	14 (69)	4.3 (22)	2000 (10000)
Moy.	95 (477)	31 (153)	9.3 (47)	5400 (27000)
Max.	152 (760)	57 (283)	16 (80)	9400 (47000)
N.B. : (1) Statistiques calculées sur les résultats des 7 bassins versants pluviaux étudiés				

Tableau 9.7 : Pollution équivalente des eaux de ruissellement urbain exprimée en % de la concentration moyenne des eaux usées domestiques et industrielles (entre parenthèse: exprimée en % de la concentration moyenne des rejets d'une station d'épuration supposée avoir un rendement de 80 %)

Paramètres de pollution	Statistiques (1)	Pollution équivalente des eaux de ruissellement pluvial	
		% de la charge annuelle des eaux usées urbaines	% de la charge annuelle des rejets d'une station d'épuration (rendement 80 %)
MES	Min.	13	65
	Moy.	23	115
	Max.	36	180
DCO	Min.	3	15
	Moy.	6.4	32
	Max.	9	45
DBO_5	Min.	1.1	5.5
	Moy.	1.9	9.5
	Max.	2.5	12.5
Pb	Min.	250	1250
	Moy.	962	4810
	Max.	1700	8500

N.B. :
(1) Statistiques calculées à partir des résultats obtenus à Maurepas, Les Ulis, Aix Zup et Aix Nord

Tableau 9.8 : Pollution équivalente des eaux de ruissellement urbain exprimée en % de la **charge annuelle** des eaux usées domestiques et industrielles (entre parenthèse: exprimée en % de la charge annuelle des rejets d'une station d'épuration supposée avoir 80 % de rendement)

9.2.2.2.3 Comparaison aux rejets d'une station d'épuration supposée avoir un rendement de 80 %

En termes de concentrations moyennes annuelles, les eaux des rejets pluviaux urbains sont plus pollués en Pb, MES et DCO que les rejets d'une station d'épuration supposée avoir un rendement de 80 %.

En terme de masses annuellement rejetées par temps de pluie, les paramètres qui apparaissent importants sont :

- les MES avec des masses équivalentes à celles des rejets de stations d'épurations,

- le plomb assez peu présent dans les eaux usées domestiques ou mêmes industrielles, apparait avec des masses qui pourront s'avérer très dangereuses,

- par contre la DCO et la DBO_5 sont moins importantes dans les rejets pluviaux que dans les eaux quittant une station d'épuration.

On peut ajouter enfin que :

- vis-à-vis des toxiques assez peu étudiés jusqu'ici, mais très préoccupants, les eaux pluviales urbaines constituent pour les eaux réceptrices la source principale [MARSALEK J., 1990] d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP_s), particulièrement virulents et rémanents de même que, parmi les organochlorés, des polychloro biphenyls (PCB_s),

- les nutriments apportés par les eaux usées dominent vis à vis de ceux que véhicule le ruissellement urbain [WALLER D.H., HART W.C., 1985].

9.2.2.3 Comparaison aux apports ruraux

Pour les toxiques cités plus haut, y compris les métaux, les rejets pluviaux urbains sont très dominants (Cf. tableau 9.4 et 9.9).

Pour les MES, par contre, la situation est beaucoup plus nuancée. Les flux, pour les zones "naturelles" ou cultivées sont extrêmement variables. D'après KAUARK-LEITE L.A. (1990) les masses annuellement entraînées par le ruissellement varient de moins de 100 kg/ha en zone forestière à plus de 40 tonnes/ha lorsque celle-ci a été récemment déboisée. Les près apportent de l'ordre de 1 tonne/ha, les vignes de 4 à 10 tonnes/ha. Rappelons que le ruissellement sur un bassin urbain transporte 0.2 tonne/ha à 1 tonne/ha : valeurs plus importantes que celle concernant les zones forestières, de même ordre de grandeur que pour les près et trop faibles devant la production des zones à vignes et de sites récemment déboisés.

Pour les nutriments, le tableau 9.9 tiré de [SONZOGNI W.C. et al., 1980], donne des valeurs comparées des ruissellements urbains et ruraux. Ces derniers ne donnent pas des masses annuelles très supérieures.

	MES (ton.)	P_{tot} (kg.)	Azote (kg.)	Plomb (kg)	Zinc (kg)
Zone agricole					
Céréales	0.02-5.1	0.2-4.6	4.3-31	0.005-0.006	0.014-0.064
Pâture	0.03-0.08	0.1-0.5	3.2-14	0.004-0.015	0.021-0.038
Bois	0.001-0.08	0.02-0.4	1-6.3	0.01-0.03	0.02-0.03
Zone urbaine					
Résidentielle	0.6-2.3	0.4-1.3	5-7.3	0.06	0.02
Commerciale	0.05-0.8	0.1-0.9	1.9-11	0.17-1.1	0.25-0.43
Industrielle	0.5-1.7	0.9-4.1	1.9-14	2.2-7	3.5-12

Tableau 9.9 : Comparaison des charges annuelles à l'hectare dues au ruissellement urbain et agricole pour quelques polluants, d'après SONZOGNI W.C. et al., (1980)

9.2.3 Certains spécificités de la pollution des rejets pluviaux urbains

9.2.3.1 Evaluation du poids relatif des rejets les plus chargés

Le calcul des charges annuellement rejetées et de différents ratios qui y sont associés, permet de mieux connaître la qualité des eaux pluviales transitant dans un réseau séparatif. Mais cette étude reste globale. Elle constitue toutefois le point de départ indispensable à des études plus fines de répartition temporelle des charges rejetées.

C'est pourquoi, on s'intéresse à la répartition des rejets les plus chargés, et plus précisément au poids que représente chaque événement en terme de masse rejetée, comparée à la masse annuellement rejetée.

Le pourcentage de la masse annuelle rejetée par événement a été calculée à partir des valeurs de masse rejetée au cours d'un événement qui ont été mesurées et lorsqu'elles n'existaient pas, à partir des valeurs calculées (Cf. paragraphe 1.2.1.3).

L'ensemble des histogrammes correspondants sont en annexe C3.1

L'évaluation du poids relatif des rejets les plus chargés montre que l'événement le plus chargé, en terme de masse rejetée, peut apporter entre 10 et 15 % de la masse annuelle en DBO_5 et plomb.

Pour le plomb, la valeur réelle peut s'écarter de la valeur obtenue compte tenu du fait que beaucoup de valeurs de masse ont été estimées et non mesurées.

Pour la DCO et les MES, l'apport d'un seul événement peut atteindre de 10 à 30 % de la charge annuelle rejetée.

Voici 3 exemples (figures 9.3, 9.4 et 9.5) des histogrammes qu'on obtient sur Maurepas pour les MES, pour la DCO et pour la DBO_5.

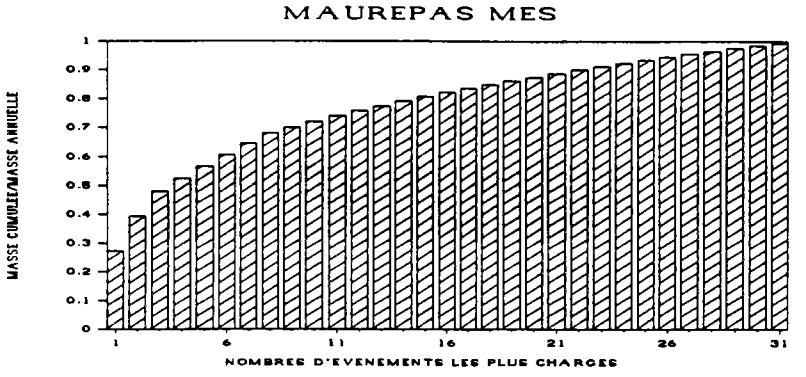


Figure 9.3 : Poids relatif en masse des événements pour les MES sur Maurepas

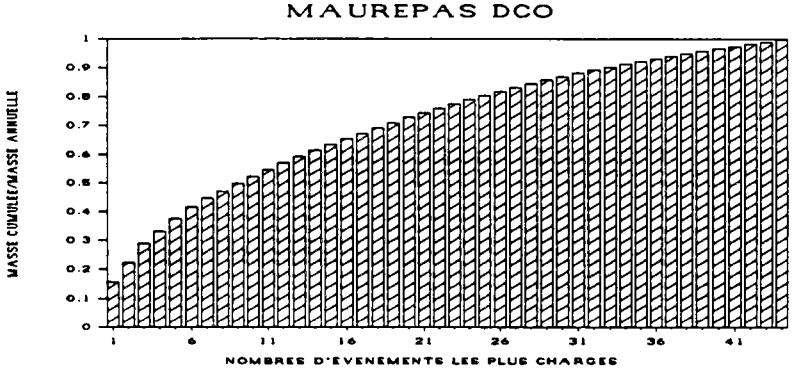


Figure 9.4 : Poids relatif en masse des événements pour la DCO sur Maurepas

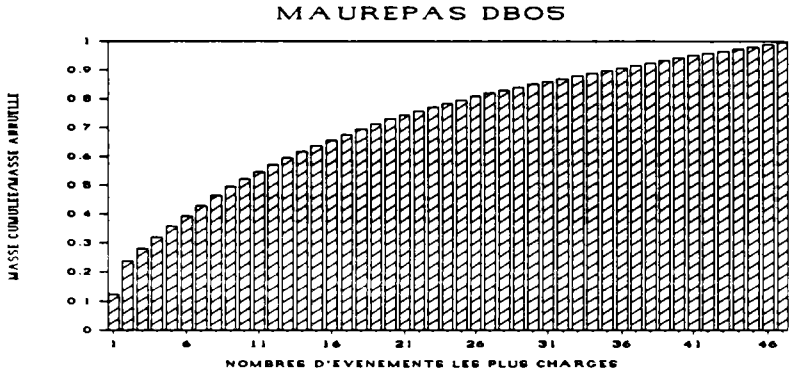


Figure 9.5 : Poids relatif en masse des événements pour la DBO_5 sur Maurepas

Lorsqu'on considère l'événement le plus chargé en MES ou DCO, on s'aperçoit que les volumes ruisselés au cours de cet événement représentent entre 8 et 12 % du volume total ruisselé pendant la campagne, et ceci tous bassins confondus. Il y a une exception sur Aix Zup où l'événement 50, le plus chargé en MES, ne représente que 0.8 % du volume annuel. La forte masse rejetée par cet événement peut s'expliquer par la durée de temps sec antécédent qui est de 30 jours (la plus longue enregistrée pendant la campagne, tous bassins confondus) et la valeur de l'intensité maximale sur 6 minutes qui est de 130 mm/h (la plus forte valeur enregistrée sur le bassin).

Cette exception mise à part, le volume ruisselé pendant l'événement le plus chargé, en MES ou DCO, est parmi les 5 volumes ruisselés les plus importants. Ce qui permet d'avancer que les pollutions les plus importantes, en terme de masse rejetée au cours d'un événement, correspondent à de forts volumes de ruissellement.

Autrement dit, les deux objectifs, limiter les effets de chocs (provoqués par un apport important en masse) et minimiser les volumes à traiter, risquent d'être difficilement conciliables.

9.2.3.2 Variation des concentrations au cours d'un événement : étude des courbes de Geiger

9.2.3.2.1 Observations générales

Le paragraphe précédent était consacré à l'étude du poids relatif des rejets les plus chargés, en terme de masse rejetée comparée à la masse annuellement rejetée. Il a permis de mieux cerner les événements susceptibles de générer des impacts par effets de choc, mais il a montré aussi qu'un éventuel stockage, avant traitement des eaux des rejets les plus chargés risque de conduire à l'aménagement des volumes d'interception importants.

Partant de là, nous allons aborder l'étape suivante qui est une étude de la répartition au cours de la pluie des masses rejetées afin de déterminer quelle fraction du ruissellement est la plus chargée. Ceci permettra de voir s'il y a possibilité de diminuer les volumes de stockage en n'interceptant qu'une partie du ruissellement. Pour cela nous avons choisi une représentation choisie par Geiger W.F. (1987b) avec des courbes donnant la variation de la masse relative rejetée en fonction du volume ruisselé. Les valeurs de la masse et du volume sont rapportées aux valeurs totales rejetées pendant la totalité de l'événement.

Si la courbe a une tangente supérieure à 1, cela signifie qu'en ce point la concentration est supérieure à la concentration moyenne sur l'événement, et inversement si la tangente est inférieure à 1. Donc si la courbe est au-dessus de la diagonale, cela signifie que les concentrations en début de ruissellement sont les plus élevées (figure 9.6).

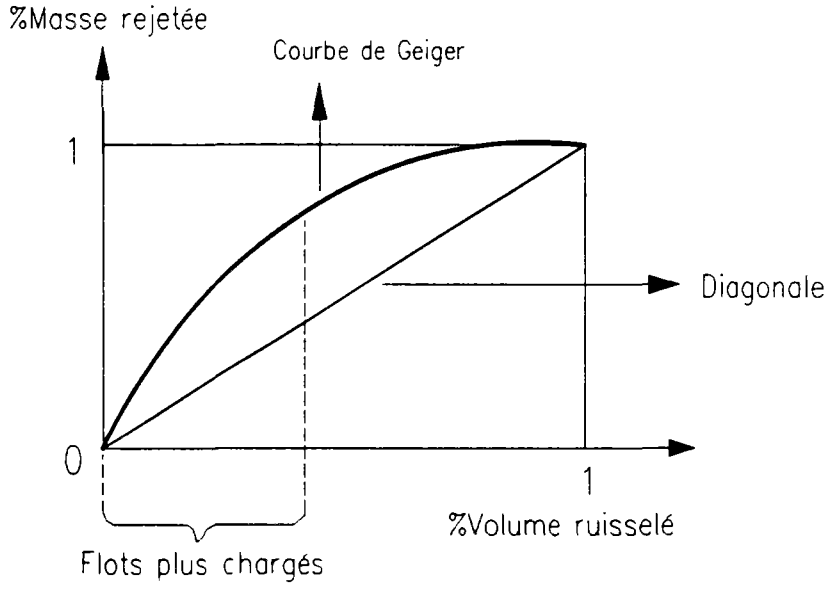


Figure 9.6 : Interprétation des courbes de Geiger

9.2.3.2.2 Commentaires généraux sur les courbes

Les courbes sont représentées en annexe C.3.2 Ci-dessous (figure 9.7 à 9.10) sont représentées les courbes moyennes, ainsi, que les enveloppes inférieures et supérieures obtenus sur les 4 bassins versants expérimentaux (Maurepas, Les Ulis, Aix Zup, Aix Nord) pour les 3 paramètres de pollution MES, DCO et DBO_5.

La comparaison par bassin versant des faisceaux constitués par les courbes des événements possédant un pollutogramme (annexe C.3.2) permet de dire qu'à première vue les courbes ont la même allure pour les 3 paramètres étudiés, DCO, MES et DBO_5. Ceci reste vrai lorsqu'on individualise les événements.

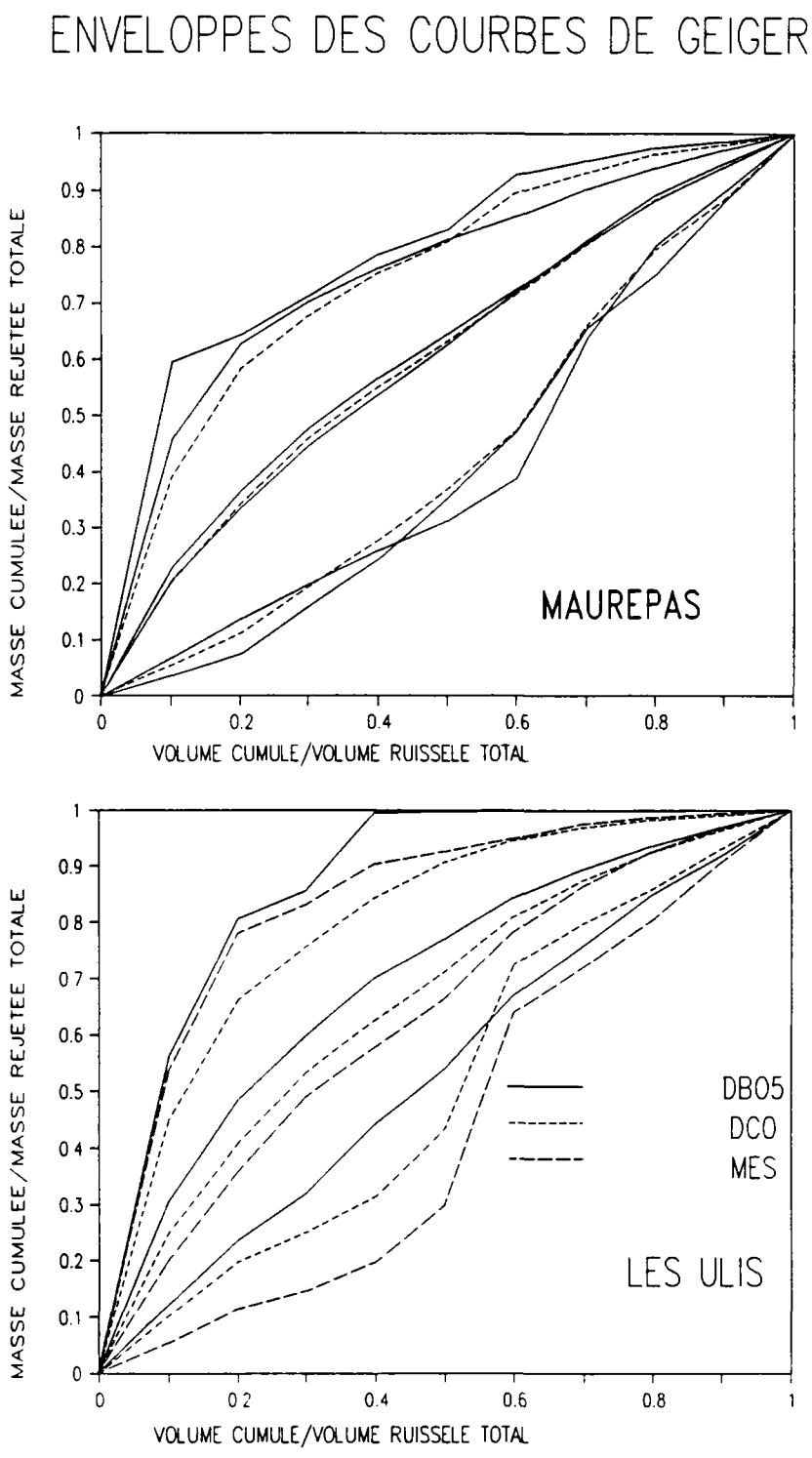
Le tracé des courbes enveloppes et des courbes moyennes (figures 9.7 à 9.10) confirme ce fait. En effet pour un bassin donné et pour une espèce de courbe donnée (enveloppe inférieure, ou supérieure, ou courbe moyenne) les écarts entre les 3 paramètres restent faibles; pour un volume donné, les différences sont inférieures à 25 %.

Cela tend à montrer que **les lois d'entraînement des différents paramètres sont assez proches.**

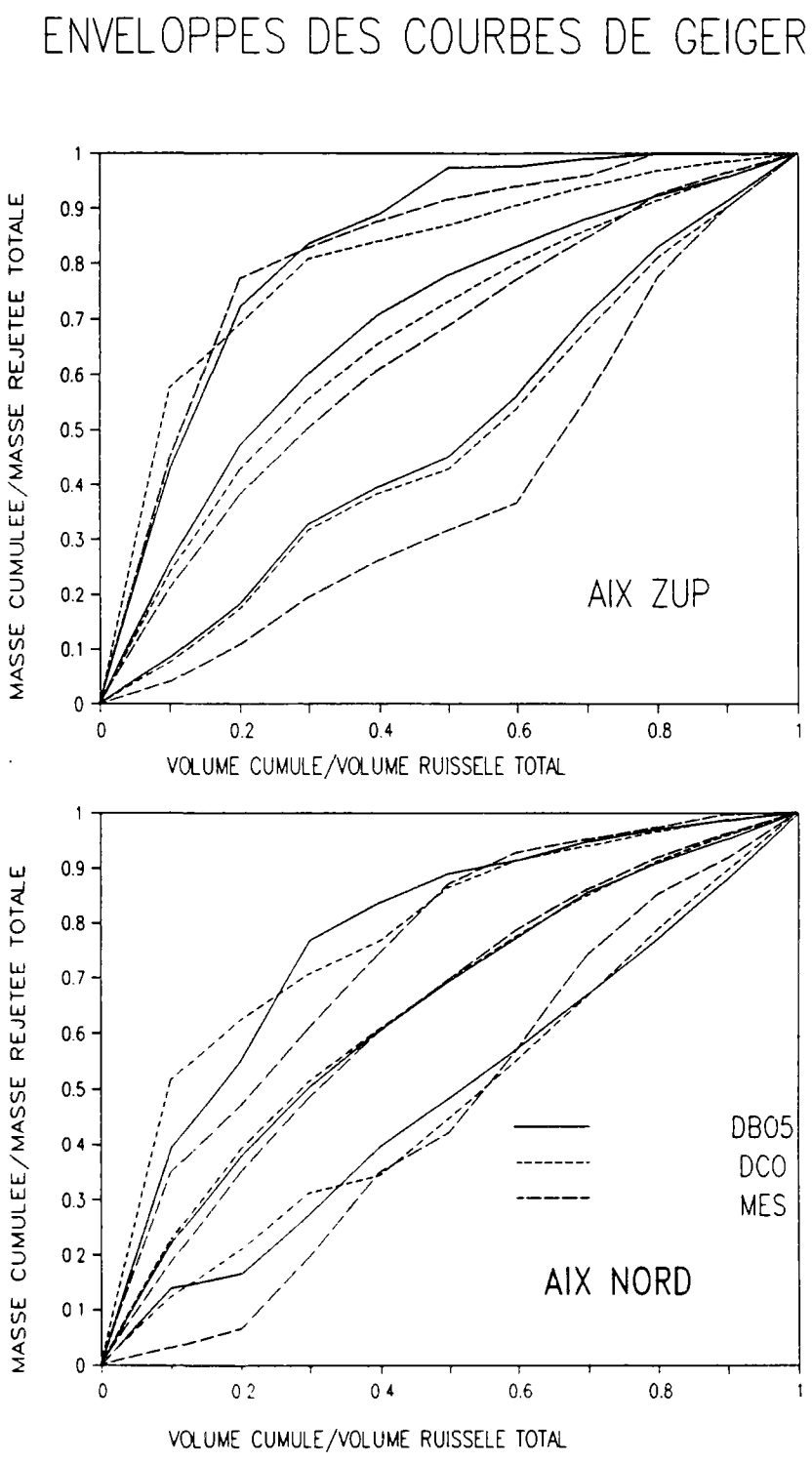
Sur les courbes moyennes, on remarque que la **DBO_5 est entraînée plus rapidement que la DCO et surtout que les MES.**

Pour un paramètre fixé, les courbes sont assez proches d'un bassin à l'autre. On ne peut donc pas en déduire qu'une caractéristique du bassin versant, telle que le mode d'occupation des sols ou le coefficient d'imperméabilisation, a une influence fondamentale sur la loi d'entraînement.

On peut juste dire qu'au vu de la position relative des courbes, sur les bassins d'Aix Zup et des Ulis, où le mode d'occupation des sols est le même (100 % d'ensemble collectif), l'effet du premier lessivage est légèrement supérieure à celle des autres bassins.



Figures 9.7 et 9.8 : Enveloppes des courbes de Geiger pour les sites MAUREPAS et les ULIS



Figures 9.9 et 9.10 : Enveloppes des courbes de Geiger pour les sites AIX ZUP et AIX NORD

9.2.3.2.3 Commentaires sur la qualité des premiers flots

L'étude des courbes montre que pour bon nombre d'événements, les premiers flots ne sont pas les seuls pollués. Les concentrations restent élevées et supérieures à la concentration moyenne du rejet jusqu'à ce que 40 à 50 % du volume, en moyenne, soit écoulé.

De plus, les courbes tracées pour les événements possédant un pollutogramme, mettent en évidence que certains d'entre eux ont, dans les premiers flots, des concentrations inférieures à la moyenne. Les pollutogrammes de ces événements présentent leur maximum en cours de pluie et non pas au début. Ces pluies sont peu nombreuses, et parfois le phénomène est très peu marqué, mais l'étude de leurs caractéristiques est intéressante.

Ces événements sont les suivants :

- sur Maurepas : n°3, 29, 61, 82, 108
- sur Les Ulis : n° 4, 18, 36, 49, 63, 73
- sur Aix Zup : n° 34, 55, 59, 65
- sur Aix Nord : n° 44, 61, 63

Le tableau 9.10 regroupe les caractéristiques de ces événements.

Les durées de temps sec antécédent (DTS) sont faibles et inférieures à 6 jours, sauf sur Maurepas (l'événement 29 a une DTS de 21 jours). Cette caractéristique peut expliquer les concentrations faibles dans le sens où, si la DTS est faible, les matériaux n'ont pas eu le temps de s'accumuler sur les surfaces.

Parmi ces événements, certains sont cependant très chargés. Ainsi sur Maurepas, la pluie 108, sur Les Ulis, les pluies 4 et 36 et sur Aix Nord, les pluies 44 et 61, sont parmi les 5 plus chargées en MES sur les bassins respectifs.

L'idée selon laquelle la première partie de la crue est la seule à être très chargée est donc quelquefois mise en défaut. En fait dans la plupart des cas, les concentrations restent élevées jusqu'à ce que la moitié du volume environ soit écoulé. On peut en déduire que l'efficacité d'interception de réservoirs conçus uniquement pour stocker les toutes premières eaux sera dans tous ces cas très faibles.

Bassin	N° de l'événement	Nb de flacons	VE [m³]	VR [m³]	HP [mm]	DTS [jour]	I_{max} [mm/h]	DP [jour]
Maurepas	3	8	1531	1511	10.4	8	60.4	0.05
	29	9	1670	1801	18.6	21.35	4.9	0.66
	61	27	4723	5248		3		
	82	5	837	854	6.4	0.75	5.0	0.30
	108	25	5735	5736	26.6	2.6	50	0.13
Les Ulis	4	21	3808	3805	11.4	5	18.8	0.77
	18	5	812	792	6.0	0.75	8.3	0.19
	36	14	2270	2357	12.0	2.4	35	0.15
	49	11	1748	1728	10.4	5.8	8.3	0.11
	63	13	2327	2306	12.8	0.35	8.3	0.37
	73	13	2183	2308	10.8	0.2		
Aix Zup	34	5	811	871	6.0	0.15	25	0.19
	55	10	823	869	7.4	1.8	6.5	0.22
	59	27	2164	2397	17.8	0.6	9.1	0.35
	65	9	733	807	6.6	0.1	4.0	0.18
Aix Nord	44	10	2405	2515	13.6	0.15	31.1	0.13
	61	28	4584	6689	49.6	1.9	20.8	0.64
	63	10	1492	1472	22.2	2.2	12.5	0.45

NOTATIONS :
- VE : Volume Echantillonné
- VR : Volume Ruisselé
- HP : Hauteur de Pluie
- DTS : Durée de Temps Sec précédant la pluie
- I_{max} : Intensité Maximale de la pluie sur 5 min.
- DP : Durée de la pluie

Tableau 9.10 : Caractéristiques des événements pour lesquels les concentrations maximales ne se présentent pas dans la première partie de la crue

9.3. Etude du comportement des Matières En Suspension des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel

9.3.1 Principales étapes de l'étude

a. Avant tout, il est apparu nécessaire de mener une recherche bibliographique afin de repérer les modèles utilisés actuellement dans le domaine de transport des particules solides en suspension.

Les résultats de ce travail sont détaillés dans le document "Revue bibliographique des modèles de transport solide dans les réseaux d'assainissement et dans le milieu naturel" [CHEBBO G., BACHOC A., 1988]

Une synthèse des principales conclusions est donnée dans l'annexe A3.1

b. Nous avons transmis cette étude bibliographique à M.A. GUICHARD qui effectue une thèse au CERGRENE (ENPC) sur le comportement des solides des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel

Ceci lui a aidé pour concevoir et établir un modèle relativement simple capable de donner des premières réponses concernant le devenir des solides rejetés par temps de pluie dans une rivière donnée. La présentation de ce modèle sera donnée dans le paragraphe 9.3.2.

c. Nous avons dû ensuite adapter le modèle à notre étude en définissant les entrées et les sorties et en choisissant les valeurs à donner aux différents paramètres.

Nous pouvions alors procéder à une étude du comportement des Matières En Suspension (MES) des rejets pluviaux urbains dans une rivière type qui ressemble à la Seine.

Ce travail, mené en commun avec M.A. GUICHARD, sera présenté dans les paragraphes 9.3.3 et 9.3.4.

9.3.2 Présentation du modèle de M.A. GUICHARD

9.3.2.1 Généralités

Ce modèle est en cours de développement au CERGRENE (ENPC). Dans son état actuel, il permet pour un flux donné de sédiments de répartition granulométrique connue, se déversant dans une rivière type, de donner une première idée de l'évolution de la quantité des solides dans l'écoulement et dans le dépôt, au fond, en fonction du temps et de la distance au point de déversement.

9.3.2.2 Hypothèses

L'hypothèse de base du modèle est qu'une rivière en état d'équilibre transporte une quantité de matières en suspension qui dépend uniquement de la granulométrie des sédiments et des caractéristiques hydrauliques de l'écoulement ; en particulier, il n'y a pas de critère pour qu'une particule, quelle que soit sa taille, soit ou ne soit pas en suspension.

Nous admettons aussi l'hypothèse de simultanéité du dépôt et de l'érosion. Ce qui veut dire, en particulier, que dans le cas d'un écoulement permanent, il existe un dépôt de sédiment au fond, mais il sera compensé par un terme source qui est soit une remise en suspension des sédiments déposés, soit une production de petites particules rapidement dispersées dans la colonne d'eau par désagrégation des flocs au voisinage du fond.

En plus de ces deux hypothèses de base, l'auteur de ce modèle a procédé à des simplifications d'ordres physiques et géométriques qui se résument en :

- l'écoulement dans la rivière est unidimensionnel, uniforme et non perturbé par le rejet,

- les sédiments sont uniquement transportés en suspension. Le débit solide de charriage est négligé ce qui est justifié par le fait que les particules qui nous intéressent sont très fines,

- la dispersion longitudinale pour les sédiments est négligée,

- le mélange des eaux de rivière et du rejet se fait d'une manière instantanée,

- les concentrations d'une même classe granulométrique sont uniformément réparties dans toute la section du mélange,

- le dépôt se fait uniformément sur toute la largeur de la section du mélange.

9.3.2.3 Mise en équations

9.3.2.3.1 Equations de base

Pour chaque classe granulométrique, l'équation de conservation de la masse s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u\frac{\partial C}{\partial x} = \text{termes d'échange avec le fond}$$

Les échanges avec le fond sont constitués d'un terme de dépôt et d'un terme d'érosion.

Le flux des particules qui se déposent au fond [$ML^{-2}\ T^{-1}$] est égal au produit de la concentration de particules à l'interface eau–sédiment par la vitesse de chute des particules

[CELIK I., RODI W., 1991]. Comme ce modèle est monodimensionnel dans le sens de l'écoulement, la concentration à l'interface est remplacée par la concentration moyenne sur la hauteur d'eau. Ceci peut sous estimer le flux des particules déposées.

Pour estimer le taux d'érosion [$ML^{-2}\ T^{-1}$] ce modèle n'adopte pas les formulations à seuil critique de remise en suspension. Ceci pour deux raisons :

1. L'application de ce type de lois est très lourde. Elle exige, a priori, autant de paramètres taux d'érosion et contraintes critiques d'érosion qu'il y a de classes granulométriques.

2. Dans la littérature [LAVELLE W., MOJFELD H., 1985], ce type de formulation est mis en doute à cause de la turbulence : même si la contrainte de cisaillement moyenne est inférieure à la contrainte critique de remise en suspension, les contraintes de cisaillement instantanées peuvent être bien supérieures à ce seuil.

C'est l'hypothèse de simultanéité du dépôt et de l'érosion et la notion d'équilibre qui vont permettre la formulation du taux d'érosion . A l'équilibre :

$$\text{taux érosion} = \text{taux dépôt} = C_{\text{équilibre}} \cdot W$$

On suppose ensuite que le terme d'érosion est indépendant de la concentration et qu'il n'est fonction que des conditions hydrauliques de l'écoulement et des caractéristiques physiques du sédiment. En particulier, la valeur de l'érosion en régime transitoire pour les concentrations est égale à l'érosion en régime d'équilibre.

L'équation de conservation de la masse s'écrit par conséquent :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{-W}{h}(C - C_{\text{équilibre}})$$

En revanche, on suppose qu'une fois déposés, les sédiments ne sont pas charriés sous l'effet d'écoulement, ils peuvent seulement être remis en suspension. La variation du dépôt au cours du temps s'écrit donc :

$$\frac{\partial D}{\partial t} = \frac{-W}{h}(C - C_{\text{equilibre}})Bh$$

où D désigne la quantité de dépôt par mètre linéaire [ML^{-1}] et B la largeur du fleuve sur laquelle se fait le mélange [L].

En granulométrie étendue, les formes de ces équations sont conservées :

$$\frac{\partial C^{(K)}}{\partial t} + u\frac{\partial C^{(K)}}{\partial x} = \frac{-W^{(K)}}{h}(C^{(K)} - C^{(K)}_{\text{équilibre}})$$

$$\frac{dD^{(K)}}{dt} = \frac{W^{(K)}}{h}(C^{(K)} - C^{(K)}_{\text{équilibre}})Bh$$

La prise en compte de la répartition granulométrique présente les intérêts suivants :

1. Etant donné la dépendance entre concentration de polluant et taille de particules, les flux de polluants transportés par les suspensions pourraient être simulés correctement.

2. Elle est indispensable à la représentation (ultérieure) des phénomènes d'agrégation et désagrégation entre grains.

De plus, le modèle est capable de distinguer entre les particules du fleuve de celles qui proviennent du rejet. En fait, si on suppose que les sédiments peuvent être classés en N classes granulométriques, cela revient à considérer 2N classes de particules (fleuve + rejet).

Dans cette étude, les calculs se font pour N = 9 ; les sorties correspondent seulement à 4 classes : $< 10\,\mu$m, 10–20 μm ; $> 50\,\mu$m et à la totalité des particules toutes classes mélangées.

9.3.2.3.2 Calcul des concentrations d'équilibre

Il y a équilibre lorsque la puissance nécessaire pour maintenir les particules en suspension est égale à la fraction de la puissance hydraulique qui est disponible. C'est l'hypothèse des modèles en suspension dits énergétiques de VELIKANOV (1958) [MILISIC V., 1976, - GRUAT J., 1977 - BRISSET P., 1986 - CHEBBO G., BACHOC A., 1988b - GUICHARD M.A., 1990], BAGNOLD (1966) [cité dans GUICHARD M.A., 1990], plus récemment CELIK I. et RODI W. (1991). Dans le cas d'un sédiment mono classe, cet équilibre se traduit par :

$$\text{Erosion} = \frac{W C_{\text{équilibre}}}{h} = \frac{\eta P_{hyd}}{g\frac{\rho_s - \rho_l}{\rho_s}h}$$

où C exprime la charge en matières en suspension, W et ρ_s la vitesse de chute et la masse volumique des sédiments, h et ρ_l la hauteur et la masse volumique de l'eau, η est un coefficient de rendement.

Dans le cas de multiclasse, l'érosion sera simplement proportionnelle à la fraction de la classe K dans le dépôts (ξ^K) :

$$\text{Erosion} = \xi^K . \frac{\eta P_{hyd}}{g \frac{\rho_s^K - \rho_l}{\rho_s^K} h}$$

La concentration d'équilibre sera égale donc à :

$$C_{\text{équilibre}}^{(K)} = \xi^{(K)} \frac{\eta P_{hyd}}{W^{(K)} g \frac{\rho_s^K - \rho_l}{\rho_s^K}}$$

avec $\xi^K = \frac{D^K}{\Sigma D^K}$, DK étant la proportion massique dans la classe K.

Les ξ^K sont calculés sur une profondeur donnée en supposant qu'il y a mélange uniforme de sédiments sur toute la hauteur d'érosion. En plus de ceci, le sédiment au fond de la rivière est représenté en plusieurs couches élémentaires d'épaisseur beaucoup plus faible que celle de la couche mélangée. A priori, comme il y a brassage sur toute la profondeur d'érosion, le nombre de couches sédimentaires (sur la masse contenue dans chaque couche) ne doit pas influencer les résultats, mais il sert à la précision du glissement de la couche mélangée.

9.3.2.3.3 Conditions aux limites et initiales

La concentration en MES, au point de déversement (x = 0) est calculée en supposant qu'il y a un mélange instantané du rejet dans une partie de la section de la rivière. Le choix de la section de mélange sera abordé dans le paragraphe 9.3.3.1.3. Le dépôt est supposé nul en ce point.

Les conditions initiales d'équilibre correspondent à l'écoulement choisi pour la rivière :

1. Caractéristiques des suspensions dans la rivière

Des mesures granulométriques en Seine [BEN BRAHIM M., 1989, cité dans GUICHARD M.A., 1990], il peut résulter qu'il y a deux groupes de particules : un groupe de particules de taille d'environ 16 μm et un autre groupe dont la taille varie autour de 50 μm. Nous n'avons pas trouvé, dans la littérature, des données sur la répartition granulométrique de ces solides. Pour le calcul de $C_{\text{équilibre}}$, une équirépartition entre les deux groupes paraît donc réaliste. On a peu d'informations sur les masses volumiques rencontrées en Seine, elles sont probablement faibles, de l'ordre de 2 pour le groupe de particules de taille environ

16 μm et de 1,7 pour les solides de taille de 50 μm. Les vitesses de chute correspondantes ont été estimées par la formule de Stockes. Elles sont de l'ordre de 0,5 m/h pour le groupe de particules de 16 μm et de 3,4 m/h pour le deuxième groupe de solides.

2. Concentration transportée en régime permanent

Connaissant la répartition des particules en suspension dans la rivière (donnée ci-dessus), on peut déterminer la concentration transportée en régime permanent par la formule suivante :

$$\Sigma g \frac{\rho_s^K - \rho_l}{\rho_s^K} C^K W^K = \eta P_{hyd}$$

$$C^K = \alpha^K C^0$$

[α^K représente la proportion dans la classe K].

On a donc :

$$C^0 = \frac{\eta P_{hyd}}{\sum_K g \frac{\rho_s^K - \rho_l}{\rho_s^K} \alpha^K W^K}$$

3. Répartition granulométrique des sédiments dans le dépôt

Elle est déduite à partir de la granulométrie des particules en suspension.

En effet, à l'équilibre, on a :

$$\frac{W^K C^K}{h} = \xi^K \eta \frac{P_{hyd}}{g \frac{\rho_s^K - \rho_l}{\rho_s^K} h}$$

$$C^K = \alpha^K C_0 = \alpha^K \frac{\eta P_{hyd}}{\sum_K g \frac{\rho_s^K - \rho_l}{\rho_s^K} \alpha^K W^K}$$

La relation entre ξ^K et α^K peut s'écrire donc sous la forme :

$$\frac{\xi^K}{\alpha^K} = \frac{\frac{(\rho_s^K - \rho_l) W^K}{\rho_s^K}}{\sum_K \frac{\rho_s^K - \rho_l}{\rho_s^K} \alpha^K W^K}$$

4. Dépôt total initial : il doit constituer un stock important capable d'alimenter, à chaque moment, la remise en suspension. A part ce critère, la quantité de dépôt pourra être choisie arbitrairement.

9.3.2.3.4 Quelques indications sur l'aspect numérique du modèle

Pour chaque classe granulométrique, le système d'équations suivant est résolu par un schéma aux différences finies :

$$\begin{cases} \dfrac{\partial C}{\partial t} + u\dfrac{\partial C}{\partial x} = \dfrac{-W}{h}(C - C_{\text{équilibre}}) \\ \dfrac{dD}{dt} = W(C - C_{\text{équilibre}})B \end{cases}$$

La longueur de la rivière étudiée en aval du point de rejet est partagée en i−1 pas d'espace (noté Δx). Les concentrations de solides en suspension et les quantités déposées sont calculées tous les pas de temps (noté Δt) aux i points. Il a été montré [GUICHARD M.A., 1990] que les meilleurs résultats sont obtenus pour :

$$\Delta x = 0.1\,\frac{hu}{W_{max}}$$

$$\Delta t = 0.1\,\frac{h}{W_{max}}$$

Pour chaque pas de temps, l'étape d'advection pour les concentrations en tous les points est calculée tout d'abord, puis ces concentrations sont déposées et érodées.

Notons enfin que pour l'advection, le schéma de Takacs (1985) est utilisé. C'est un schéma aux différences finies, à caractère explicite. Elle permet de mener les calculs en 2 étapes.

9.3.3 Application du modèle "GUICHARD" à l'étude du comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans une rivière type qui ressemble à la Seine

9.3.3.1 Adaptation du code de calcul à notre étude. Définition du cahier des charges

9.3.3.1.1 Entrées du modèle

**/* La rivière type*

La rivière type ressemble, en gros, dans ses caractéristiques géométriques et hydrauliques à la Seine. Elle est assimilée à un canal de largeur d'environ 100 m.

Nous nous intéressons à l'étude des cas présentés dans le tableau 9.11 qui correspond grossièrement à la gamme des régimes que peut connaître la Seine.

u [m/s]	h [m]	J [m/m]	Q [m³/s]	Numéro attribué au cas étudié
0.15	3.3	2.5 10^{-6}	50	H1
0.4	4	1.3 10^{-5}	160	H2
0.8	5.5	3.0 10^{-5}	440	H3
1.1	6.4	5 10^{-5}	700	H4

NOTATIONS :

u : vitesse d'écoulement de l'eau dans la rivière

h : hauteur d'eau dans la rivière

J : pente de la ligne d'énergie

Q : débit liquide dans la rivière

Tableau 9.11 : Caractéristiques de la rivière type choisie pour l'étude du comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel

/ *Les rejets pluviaux*

Les cas à étudier (Tableau 9.12) ressemblent, en gros, aux rejets pluviaux en Seine à l'aval d'un bassin versant imperméabilisé à 40% et possédant une superficie de 1000 ha.

Nous adoptons des hydrogrammes "types" en forme de triangle (figure 9.11). Les débits maximaux varient entre 1.4 et 30 m³/s et les durées entre 1h et 8h.

Pour les pollutogrammes, nous adoptons également une forme "en triangle" fréquemment rencontrée, de même durée que l'hydrogramme et de concentrations maximales variant entre 400 et 2000 mg/l et dont le maximum précède de 15 min le maximum de débit (figure 9.11, tableau 9.12).

Pour les caractéristiques des suspensions dans les rejets, nous utilisons trouvés dans notre programme de recherche en faisant le rapprochement entre les caractéristiques des rejets "types" et les rejets étudiés à Bordeaux, à Marseille et à Paris (Tableau 9.13)

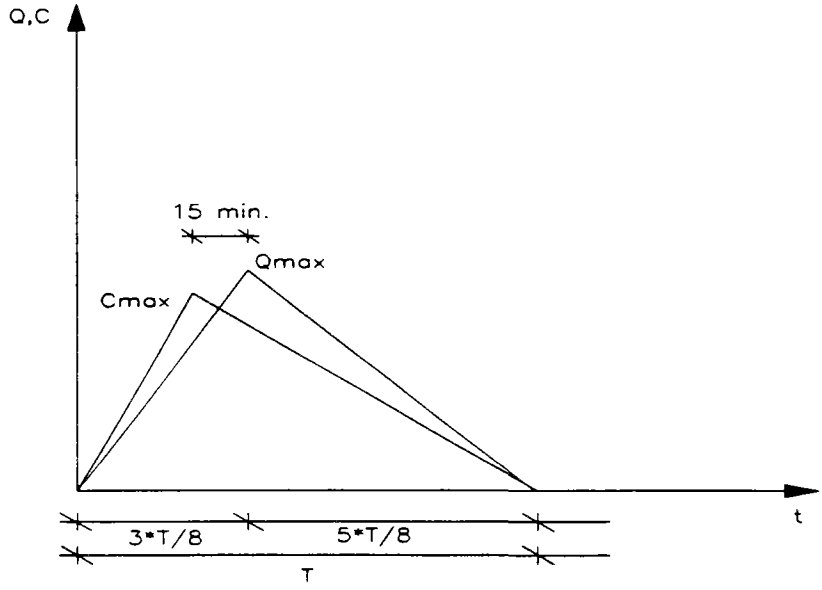


Figure 9.11 : Hydrogrammes et pollutogrammes types adoptés pour l'étude du comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel

Durée [heure]	Q_{max} [m^3/s]	C_{max}(MES) [mg/l]	Masse en MES [Kg]	Fréquence approximative	Numéro attribué au rejet
8	1.4	400	5376	80 rejets/an	R1
6	4	1000	28800	20-30 rejets/an	R2
2	10	1000	24000	1 rejet chaque 2-3 ans	R3
1	30	2000	72000	1 rejet chaque 10 ans	R4

Tableau 9.12 : Caractéristiques des rejets choisis pour l'étude du comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel

Type de réseau	Type du rejet	Rejet réel le plus proche
Séparatif	R1	Béquigneaux - Evénement du 30/11-1/12/1988
	R2	Béquigneaux - Evénement du 5/12/1988
	R3	Béquigneaux - Evénement du 19/10/1989
	R4	Les Brouillards - Evénement du 5/12/1988
Unitaire	R1	La Molette - Evénement du 7/8/1989
	R2	
	R3	
	R4	La Molette - Evénement du 27/6/1990

Tableau 9.13 : Rapprochement entre les rejets types (tableau 9.12) et les rejets étudiés dans notre programme de recherche

9.3.3.1.2 Sorties du modèle

A chaque cas étudié correspond une présentation graphique comportant cinq courbes cumulatives (figure 9.12) représentatives des particules provenant du rejet et possédant les tailles suivantes :

- $< 10\,\mu m$
- $10-20\,\mu m$
- $20-50\,\mu m$
- $> 50\,\mu m$
- totalité des particules

En abscisse nous présentons le temps (t) écoulé à partir du début du déversement, exprimé en secondes, et en ordonnée la masse des solides déposés pendant l'intervalle de temps [0,t] rapportée à la masse totale des MES rejetées.

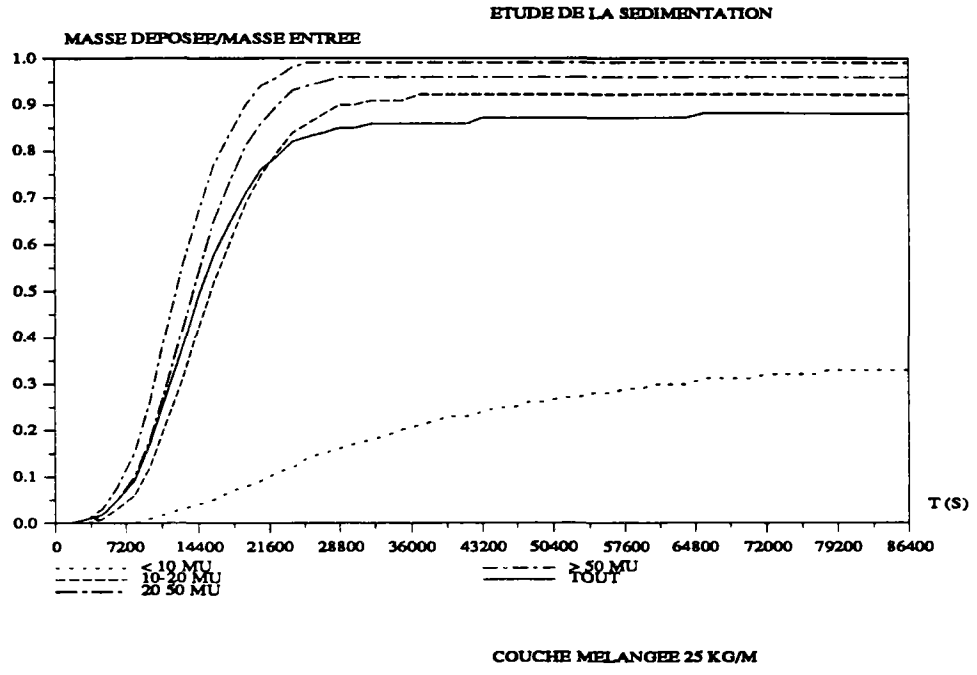


Figure 9.12 : Type des résultats fournis par le modèle utilisé pour l'étude du comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel

Dans la suite de cette étude, chaque courbe sera caractérisée par trois indices :

- D (1 jour) = masse déposée pendant l'intervalle [0,1 jour], exprimée en pourcentage de la masse totale rejetée
- t (0.9*D) = temps nécessaire pour que le dépôt provenant du rejet atteigne 90% de D (1 jour)
- x (0.9*D) = distance parcourue par les suspensions avant que la sédimentation, en provenance du rejet, dépasse 90% de la valeur de D (1 jour).

La masse déposée en 1 jour peut être considérée comme un indicateur de la décantabilité des solides étudiés.

Les paramètres t (0.9*D) et x (0.9*D) permettent de caractériser les solides déposés dans un jour en donnant respectivement :

1. une estimation de la rapidité de la décantation

2. une évaluation de la longueur de la rivière qui souffre, au moment des rejets pluviaux, de la pollution portée par 90% en masse des solides concernés avant leur déposition.

Ces deux derniers indices sont utiles parce que les résultats obtenus semblent montrer que la sédimentation peut être rapide et qu'elle peut s'effectuer essentiellement dans les premières heures qui suivent le déversement.

Ces trois indicateurs nous paraissent suffisants pour caractériser les résultats obtenus vis-à-vis des objectifs définis pour cette étude.

L'utilisation de ces indices rend plus aisée l'interprétation et la comparaison des résultats obtenus.

9.3.3.1.3 Paramètres du modèle

Nous ne disposons pas de données expérimentales pour pouvoir caler le modèle utilisé.

Pour cela, nous avons adopté dans cette étude des procédures trop simplifiées et purement académiques pour choisir les valeurs à donner aux différents paramètres

Les détails de cette étude sont donnés en annexe A.3.2 Nous nous satisfaisons, ici, de présenter les résultats auxquels nous sommes aboutis :

- Le paramètre de VELIKANOV ηa pu être estimé en régime permanent grâce à des valeurs disponibles concernant les concentrations moyennes en MES mesurées en Seine pour différents débits. En effet en calculant les concentrations d'équilibre par la formule de VELIKANOV (Cf. annexe 3.1) et en choisissant η compris entre 0.001 et 0.005, on retrouve les bons ordres de grandeurs des concentrations rencontrés en Seine.

- D'autre part il semble apparaître que les résultats obtenus par le modèle sont peu sensibles aux paramètres : épaisseur de la couche mélangée, épaisseur de la couche élémentaire, largeur de déposition, ce qui nous a permis d'adopter dans notre étude les valeurs suivantes :

. Epaisseur de la couche mélangée = 250 μm
. Epaisseur de la couche élémentaire = 50 μm
. Largeur de déposition = 50 m

9.3.4 Résultats obtenus

Les résultats obtenus sont détaillés dans l'annexe A.3.3. Il en ressort :

9.3.4.1 Concernant le modèle utilisé

C'est un outil assez simple qui, dans son état actuel, est capable de donner des ordres de grandeur globaux concernant le comportement des particules solides des rejets pluviaux urbains dans une rivière type.

Son utilisation dans le cadre de notre étude a permis de dégager les points suivants :

9.3.4.1.1 Sensibilité des résultats aux différents paramètres du modèle

Les résultats obtenus sont peu sensibles aux paramètres : épaisseur de la couche mélangée, épaisseur des couches élémentaires, largeur de déposition.

La sensibilité au paramètre η dépend fortement de la vitesse "V" d'écoulement des eaux dans la rivière : elle est faible pour V = 0.15 m/s et 0.4 m/s. Elle devient importante pour V = 0.8 m/s et 1.1 m/s.

A ce niveau, trois remarques peuvent être faites :

- Un calage ultérieur du modèle avec des données expérimentales ne permet pas de contourner le problème de la sensibilité des résultats au paramètre η. En effet, comme nous verrons dans l'annexe A.3.1, ce paramètre est trop complexe pur qu'on puisse établir une valeur quantitative unique sans tenir compte des caractéristiques particulières à chaque suspension et à chaque écoulement.

- Du point de vue purement mécanique, c'est-à-dire "transport en suspension des solides dans les rivières" le modèle utilisé présente un handicap sérieux parce qu'il ne permet pas l'étude des cas pour lesquels les capacités de transport des MES sont les plus importantes.

- Du point de vue environnemental, c'est-à-dire "impact polluant des solides des rejets dans une rivière", ce modèle est très intéressant puisqu'il permet l'étude des cas pour lesquels la rivière est dans des situations fragiles et très sensibles à tout apport de pollution.

Notons enfin que l'étude de sensibilité présentée dans ce chapitre concerne seulement les indicateurs D(1 jour), t(0.9*D) et x(0.9*D). Pour apporter des éléments de jugement supplémentaires, il sera utile de compléter ce travail en utilisant des paramètres capables de caractériser à une échelle plus fine les résultats bruts du code de calcul.

9.3.4.1.2 Quelques remarques générales concernant le modèle

Pour améliorer les performances du modèle, il nous paraît utile de tenir compte des remarques suivantes :

- Jusqu'à maintenant, les solides en suspension ou en dépôt dans les rivières sont mal connus. Il sera très utile d'arriver à mesurer expérimentalement leurs paramètres hydrodynamiques pour les utiliser comme valeurs d'entrée du modèle étudié.

- Dans le code de calcul, les vitesses de chute des particules solides dans la rivière sont calculées par la formule de STOCKES en faisant des hypothèses sur la répartition granulométrique et sur les masses volumiques. Dans quelles limites peut-on accepter cette simplification ?

- Il ne faut pas se satisfaire d'une valeur quantitative unique du paramètre η. En effet, pour un écoulement donné, η est situé entre deux valeurs extrêmes η_{min} et η_{max}.

- Il serait intéressant d'introduire dans le modèle une unité de calcul hydraulique afin de pouvoir tenir compte du vrai champ de vitesse dans la rivière surtout dans la zone proche du déversement.

- Il est utile de tenir compte dans le modèle de la variation de la largeur de mélange en fonction de la distance parcourue par les suspensions dans la rivière.

- Il est indispensable de tenir compte dans ce type de modèles des phénomènes d'agglomération qui peuvent avoir lieu entre les particules solides.

- Dans un souci de simplification, l'auteur de ce modèle a procédé à des simplifications d'ordre physique et d'ordre géométrique. Ceci implique, bien sûr, des incertitudes sur les résultats obtenus.

La comparaison des résultats de ce modèle avec ceux que nous pourrions obtenir avec des codes de calcul plus complexes et plus complets, permettrait peut être d'évaluer globalement le poids des différentes simplifications adoptées.

9.3.4.2 Comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans une rivière type

Nous limitons nos conclusions aux résultats correspondant à des vitesses d'écoulement d'eau dans la rivière "V" inférieures ou égales à 0.4 m/s. Pour les vitesses plus importantes, les résultats divergent en fonction de la valeur attribuée à η.

9.3.4.2.1 Cas des rejets séparatifs (V = 0.15 m/s ou 0.4 m/s)

Il semble apparaître que la sédimentation est importante et qu'elle s'effectue essentiellement dans les quelques heures qui suivent le déversement.

Pour les quatre types de rejets, les ordres de grandeurs suivants peuvent être donnés :

Pour V = 0.15 m/s	D(1 jour)	=	88 - 96 %	pour η = 0.001
		=	86 - 93%	pour η = 0.005
	t(0.9*D)	=	3h20min - 6h40min	pour η = 0.001
		=	2h47min - 6h29min	pour η = 0.005
	x(0.9*D)	=	1800 - 3600 m	pour η = 0.001
		=	1500 - 3500 m	pour η = 0.005
Pour V = 0.40 m/s	D(1 jour)	=	82 - 88 %	pour η = 0.001
		=	71 - 75 %	pour η = 0.005

t(0.9*D)	= 2h40min - 6h13min	pour	$\eta = 0.001$
	= 1h29min - 5h47min	pour	$\eta = 0.005$
x(0.9*D)	= 3840 - 8960 m	pour	$\eta = 0.001$
	= 2133 - 8320 m	pour	$\eta = 0.005$

Les caractéristiques des rejets semblent avoir une influence importante sur les valeurs de t(0.9*D) et x(0.9*D) : plus le rejet est important et court, plus les valeurs de ces deux paramètres sont faibles.

Les vitesses de non dépôts des particules de différentes tailles après 24 heures de sédimentation dans la rivière (notées dans la suite $V_{non\ dépôt}$) peuvent être approximées à :

particules < 10 μm	: 0.4m/s	<	$V_{non\ dépôt}$	<	0.8 m/s
particules > 10 μm	:		$V_{non\ dépôt}$	>	1.1 m/s

9.3.4.2.2 Cas des rejets unitaires (V = 0.15 m/s ou 0.4 m/s)

Les ordres de grandeurs suivants peuvent être proposés :

Pour V = 0.15 m/s	D(1 jour)	= 77 - 88 %	pour	$\eta = 0.001$
		= 75 - 86 %	pour	$\eta = 0.005$
	t(0.9*D)	= 2h36min - 7h24min	pour	$\eta = 0.001$
		= 2h02min - 7h24min	pour	$\eta = 0.005$
	x(0.9*D)	= 1400 - 4000 m	pour	$\eta = 0.001$
		= 1100 - 4000 m	pour	$\eta = 0.005$
Pour V = 0.40 m/s	D(1 jour)	= 70 - 80 %	pour	$\eta = 0.001$
		= 55 - 72 %	pour	$\eta = 0.005$
	t(0.9*D)	= 2h00min - 6h53min	pour	$\eta = 0.001$
		= 1h20min - 5h47min	pour	$\eta = 0.005$
	x(0.9*D)	= 2880 - 9920 m	pour	$\eta = 0.001$
		= 1920 - 8320 m	pour	$\eta = 0.005$

Les résultats obtenus pour les rejets unitaires et séparatifs sont du même ordre de grandeur. Des écarts plus importants peuvent apparaître dans les cas suivants :

- Si on étudie le problème à une échelle de temps plus petite que 1 jour (échelle horaire par exemple.

- Si on traite le cas des rejets unitaires issus des plus très faibles. Dans ce cas, la sédimentation risque d'être à la fois médiocre et lente.

Comme ordre de grandeur des vitesses de non dépôt au bout de 24 heures, nous pouvons proposer les valeurs suivantes :

particules < 10 μm	:	0.15m/s	<	$V_{non\ dépôt}$	<	0.4 m/s
particules de taille 10 – 20 μm	:			$V_{non\ dépôt}$	≈	1.1 m/s
particules > 20 μm	:			$V_{non\ dépôt}$	>	1.1 m/s

9.4. Conclusions

9.4.1 Analyse des charges polluantes rejetées par temps de pluie dans le milieu naturel

9.4.1.1 Confirmation de l'intérêt de l'élargissement du champ dans l'analyse de telles données

Nos résultats confirment une variabilité notable d'un bassin versant à l'autre, d'un événement à l'autre. Nous ne pouvons situer que des ordres de grandeur assez vagues. Et nous avons le sentiment qu'il est possible, comme nous l'avons esquissé ici ou là, d'apporter un éclairage nouveau, grâce à la comparaison des données concernant un plus grand nombre de bassins versants. Nous pourrons ainsi chercher à mettre à jour la contribution relative des diverses sources (atmosphère, surfaces imperméables, surfaces plus naturelles, dépôts en réseau et dilution des eaux usées en réseaux unitaires, ...), les effets de taille des bassins versants, les niveaux de réseaux où l'on peut avoir un contrôle plus ou moins efficace de divers paramètres, le mode de répartition de la pollution suite à des pluies de diverses caractéristiques, ...

Cette mise en évidence, par comparaison ou par étude statistique portant non seulement sur des populations totales mais aussi sur des fractions homogènes de celles-ci, passe par la mise en place d'une base de données. Celle-ci doit regrouper, comme prévu, des mesures acquises à l'exutoire de bassins versants unitaires, pluviaux ou intermédiaires dont les tailles couvrent un large éventail. Les effectifs des mesures doivent pouvoir autoriser des investigations statistiques moins limitées.

9.4.1.2 Importance de la pollution des rejets pluviaux urbains (Evaluation des masses rejetées)

Les fourchettes que nous pouvons retenir sont présentées dans le tableau 9.14.

Paramètres de pollution	Masse annuelle produite (kg/ha.imp)	Concentration moyenne sur l'année (mg/l)
MES	503-2278	182-456
DCO	235-1076	83-339
DBO_5	39-206	13-48
HC	4.1-35	1.5-9.3
Pb	0.6-1.8	0.1-0.47

Tableau 9.14 : Fourchettes de ratios de masses annuelles transportées par temps de pluie à l'exutoire des bassins versants pluviaux

Comparés aux eaux de temps sec, le paramètre de pollution le plus pénalisant dans les rejets pluviaux est le Pb après vient les MES.

Comparés aux rejets d'une station d'épuration supposée avoir un rendement de 80 %, les paramètres les plus importants sont, en premier rang le Pb, après vient les MES et avec une importance moindre les Demandes en Oxygène (DCO et DBO_5).

Notons enfin que vis à vis des rejets ruraux, les paramètres les plus critiques dans les rejets pluviaux sont les toxiques et après vient les MES et les nutriments.

9.4.1.3 Les spécificités de la pollution des rejets pluviaux urbains

9.4.1.3.1 *Evaluation du poids relatif des rejets les plus chargés*

L'événement le plus chargé peut apporter de 10 % à 30 % de la masse rejetée pendant une longue période (durant de 12 à 16 mois) en MES et DCO, et de 10 à 15 % en DBO_5 et plomb.

En terme de masse rejetée au cours d'un événement, les pollutions les plus importantes correspondent à de forts volumes de ruissellement.

9.4.1.3.2 *Variation des concentrations rejetées en fonction du temps, au cours de chaque crue*

Nous commençons à entrevoir que suivant le type de pluie la répartition de la pollution en cours de crue peut changer. Mais dans ce domaine, nous apportons surtout des confirmations. En particulier nous mettons en évidence encore une fois le fait qu'il est complètement erroné de prétendre que "seuls les premiers flots des rejets pluviaux sont les plus pollués". On peut dire par contre que c'est souvent la première partie des crues (la première moitié, parfois le premier tiers, ce qui représente déjà des volumes très importants) qui est porteuse de l'essentiel de la pollution.

9.4.2. Comportement des Matières En Suspension des rejets pluviaux urbains dans le milieux naturel

Nous nous limitons, dans cette conclusion, à un rappel des ordres de grandeurs trouvés.

Pour des vitesses d'écoulement d'eau dans la rivière entre 0.15 et 0.4 m/s, on a :

- la masse déposée pendant l'intervalle [0,1 jour] (noté D(1 jour)) se situe entre 71% et 96% de la masse totale rejetée pour un rejet séparatif et entre 55% et 88% pour un rejet unitaire,
- le temps nécessaire pour que le dépôt provenant du rejet atteigne 90% de D(1 jour) varie de 1h29min à 6h40min pour un rejet séparatif et de 1h20min à 7h24min pour un rejet unitaire,
- la distance parcourue par les suspensions avant que la sédimentation, en provenance du rejet, dépasse 90% de la valeur de D(1 jour) est de 1500 m à 8960 m pour un rejet pluvial et de 1100 m à 9920 m pour un rejet unitaire.

Ces chiffres constituent des ordres de grandeur trés globaux qui nécessitent des vérifications avec des outils de simulation plus performants. Par contre ils sont trés utiles pour guider l'emplacement de dispositifs expérimentaux (dans la rivière) pour caler le modèle que nous avons utilisé dans cette étude et pour étudier l'impact, sur le milieu naturel, des solides des rejets pluviaux urbains.

CHAPITRE 10

CARACTERISATION DES EVENTUELLES SOURCES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS

10.1. INTRODUCTION

Les solides susceptibles d'être rejetés en temps de pluie par un réseau unitaire dans le milieu naturel peuvent provenir :

- de l'entraînement des poussières atmosphériques
- du lessivage et de l'érosion des surfaces urbaines ainsi que des toitures
- des eaux usées (domestiques et industrielles) reçus par le réseau en même temps que le ruissellement
- de l'érosion des dépôts déjà formés dans le réseau

En étudiant les caractéristiques des solides constituant ces divers stocks, nous cherchons à améliorer la compréhension des mécanismes de production et de transfert des matières en suspension dans les rejets pluviaux urbains, ce qui pourra être utile, notamment, pour améliorer les principes de modélisation de la pollution des eaux de ruissellement urbains.

Nous étudions dans ce chapitre, essentiellement, les paramètres suivants :

- granulométrie
- masse volumique
- vitesse de chute
- matières volatiles

Nous abordons aussi, mais globalement et peut-être partiellement, l'aspect quantitatif en essayant de donner des ordres de grandeur de la contribution des diverses sources de pollution aux rejets pluviaux urbains.

10.2. SEDIMENTS D'ORIGINE ATMOSPHERIQUE

La contribution de l'atmosphère à la pollution des eaux de ruissellement apparaît sous deux formes :

1. Précipitations sèches : termes désignant toutes les particules que l'on trouve accumulées à la surface des bassins versants et qui proviennent de l'atmosphère.

2. Précipitations humides qui englobent toute la pollution contenue dans l'eau de pluie juste avant qu'elle ne touche la surface du bassin versant.

Notre objectif, dans ce paragraphe, se limite à donner des indications :

1. Sur l'importance de la contribution atmosphérique aux MES des eaux de ruissellement.

2. Sur les caractéristiques des particules atmosphériques.

Nous nous basons essentiellement sur les données bibliographiques disponibles. En effet, ce type d'étude sort du cadre des expérimentations prévues initialement dans notre programme de recherche.

Dans la bibliographie, un certain nombre de spécialistes [RIBSTEIN P., DESBORDES M., 1978 - HEMAIN J.C., 1981 - GRANGE D., PESCHEUX F., ROLLIN C., 1983 et 1984 - SERVAT E., 1984b - ARTIERES O., 1987] se sont penchés sur l'étude de l'importance de la contribution atmosphérique à la production des MES dans les eaux de ruissellement. Des indications qu'ils donnent, il résulte qu'il y a divergence d'avis. Ceci reflète sans doute une extrême variabilité d'un site à un autre et même, peut-être, d'une pluie à une autre.

D'autre part, les particules atmosphériques apparaissent fines (Tableau 10.1), malgré le nombre limité d'informations disponibles. Elles présentent une distribution granulométrique semblable à celle indiquée dans la figure 10.1.

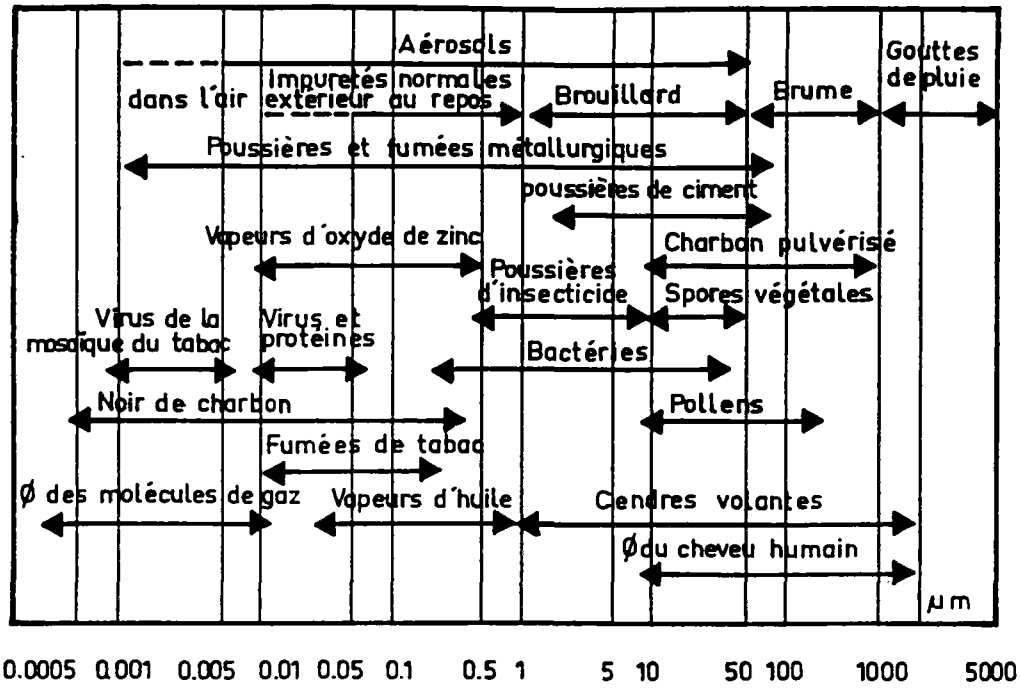


Tableau 10.1 : Taille des particules atmosphériques (en μm) d'après BERGUE J.M. et MERIENNE D. (1984)

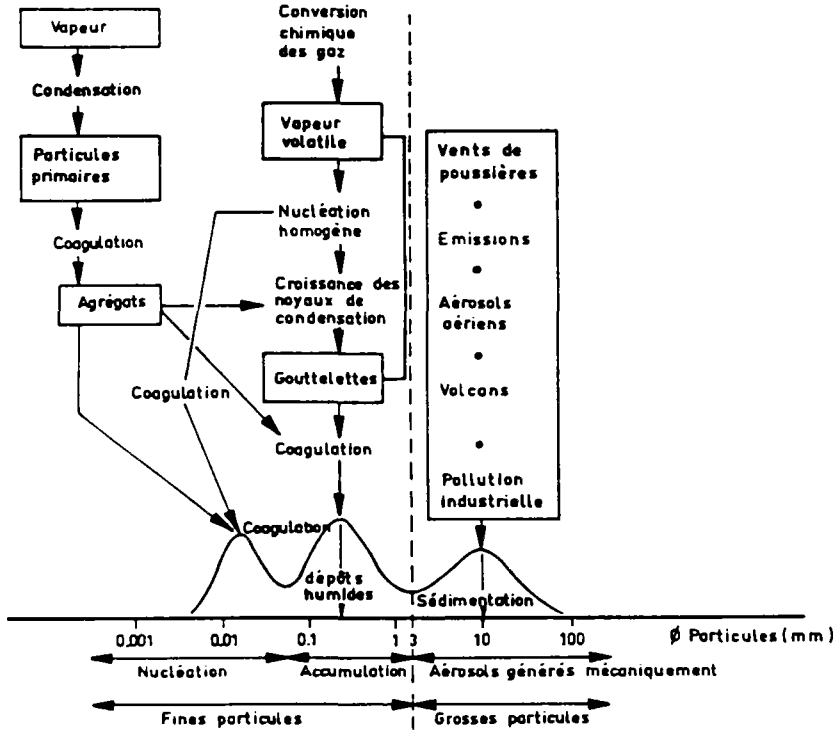


Figure 10.1 : Distribution granulométrique des aérosols selon WHITBY K.T. (1972)

Dans le cadre de notre étude, et par curiosité, nous avons mesuré la granulométrie de solides que nous avons prélevés, à Toulouse (à l'Institut de Mécanique des Fluides), à l'aide d'un pinceau, au bord d'une fenêtre protégée par un avant-toit. Les résultats obtenus devraient être assez représentatifs des retombées atmosphériques de temps sec (précipitations sèches). La répartition granulométrique correspondante, et qui concerne la tranche 1-200 μm [gamme 2 - CILAS HR 850], ressemble en gros à celle proposée par WHITBY K.T. (1972) (Figure 10.1). Les valeurs de D_{10}, D_{50} et D_{90} sont données dans le tableau 10.2.

Mode opératoire	Indices granulométriques		
	D_{10} [μm]	D_{50} [μm]	D_{90} [μm]
Sans ultrasons	5.3	20.1	39.4
Avec ultrasons (3 min)	2.7	15.6	36.0
3 min d'ultrasons + 2 min repos	2.8	15.7	35.7

Tableau 10.2 Caractéristiques granulométriques des retombées atmosphériques par temps sec

En 1981, PRATT C. et ADAMS T.R.W. ont analysé par filtration les précipitations humides et ils ont trouvé les résultats suivants :

- quantité des solides dans les eaux de pluie : 8.67 x 10^{-3} mg/mm de pluie/m^2
- granulométrie :

% < 250 μm = 100 %

% < 100 μm = 81 %

% < 62 μm = 60 %

Par comparaison à nos résultats et à ceux de [WHITBY K.T., 1972] ces chiffres montrent une granulométrie relativement plus grossière.

10.3. SOLIDES EN SUSPENSION DANS LES EAUX LESSIVANT LES SURFACES URBAINES

Pour avoir une idée globale sur les caractéristiques des solides en suspension dans les eaux de ruissellement urbain, nous nous basons sur deux sources d'informations :

1. Les résultats obtenus, dans le cadre de notre étude, sur un échantillon de solides prélevés dans un avaloir, à l'entrée du réseau d'assainissement de la ville de Toulouse, et qui sont représentatifs d'un site routier. Seulement, les trente premiers litres transités ont été prélevés.

2. Les résultats repérés lors de notre recherche bibliographique, qui concernent à la fois les matières en suspension dans les eaux de ruissellement urbain et les solides qui peuvent être accumulés par temps sec sur la surface des bassins versants urbains.

Les ordres de grandeur trouvés sont présentés et discutés en détails dans l'annexe A.4.1.Il en ressort que :

1. Granulométrie

Les matières en suspension dans les eaux de ruissellement urbain entrant dans le réseau après avoir lessivé les surfaces urbaines présentent une granulométrie beaucoup moins grossière que celle des solides accumulés, par temps sec, à la surface des bassins versants. Le diamètre médian varie de moins 20 μm à plus de 100 μm en fonction des caractéristiques de l'événement pluvial étudié.

Le prélèvement effectué à l'entrée du réseau d'assainissement de la ville de Toulouse semble montrer que la fraction fine (< 50 μm) de ces particules est très sensible aux ultrasons. En effet, l'exposition de cette population de solides (< 50 μm) à des ultrasons a provoqué une réduction de D_{10} et D_{50} de moitié.

2. Masse volumique et teneur en matières volatiles

- La masse volumique des particules solides entrant dans le réseau par temps de pluie dépend très probablement des caractéristiques de l'événement pluvial étudié. Pour les prélèvements effectués sur un site routier à Toulouse, celle-ci est égale à 2.7 g/cm^3. Ce résultat correspond à une pluie donnée. Elle ne peut pas donc servir comme valeur moyenne pour caractériser la moyenne des MES dans les eaux de ruissellement urbain.

- La teneur organique moyenne annuelle est assez stable et égale à 25%. Elle peut varier suivant les caractéristiques des événements pluvieux entre 11 et 70% en masse des solides transférés, ce qui fonde notre conviction que la masse volumique peut varier notamment.

3. Vitesse de chute

Les vitesses de chute des particules prélevées sur un site routier à Toulouse sont en général très élevées, y compris pour les particules fines de taille inférieure à 100 μm :

V_{50} = 3.5 - 6.2 m/h pour les particules solides < 100 μm
V_{50} = 100 - 197 m/h pour les particules solides > 100 μm

Ces résultats sont valables pour des pluies moyennes à importantes. Des investigations supplémentaires sont nécessaires pour caractériser les MES entrant dans le réseau au cours des petites pluies.

10.4. LES SOLIDES DES DEPOTS EN RESEAUX UNITAIRES

10.4.1 Dépôts dans les canalisations amont

Des échantillons de dépôt, prélevés dans les canalisations amont du bassin versant 13 à Marseille permettent de cerner les caractéristiques des solides déposés.

Une dizaine de prélèvements a été effectuée afin d'avoir une idée globale et assez complète de ces caractéristiques.

Les résultats obtenus sont présentés et interprétés dans l'annexe A.4.2. Ils montrent que :

1. Tailles des particules

- Elles sont très variées, les diamètres médians variant de 1 à 1000 (quelques dizaines de micromètres à quelques dizaines de millimètres). Les pourcentages en masse des particules plus petites que 100 μm étant en moyenne de 42% avec des valeurs situées entre 12 et 83% et un écart type de 24%.

- La meilleure relation entre tailles des solides et caractéristiques des canalisations semble s'établir entre proportions des fines (< 100 μm) et degré de ramification associé au diamètre :
Plus de 60% des fines dans les canalisations "de tête" dont le diamètre est supérieur ou égal à 400 mm, ou dans toutes les canalisations de diamètre (ϕ) 500 mm.
Le nombre limité d'échantillons doit nous inciter bien sûr à beaucoup de prudence, mais il y a là, peut-être, l'amorce d'une possibilité de décodage de la très grande variabilité des dimensions des particules.

- Le diamètre médian des fines (< 100 μm) se situe entre 12 et 30 μm avec une valeur moyenne de 24 μm et un écart-type de 8 μm.
L'exposition de ces particules à des ultrasons ne fait qu'augmenter légèrement la granulométrie.

2. Masse volumique et teneur en matières organiques

- Comme ordre de grandeur, nous pouvons retenir les valeurs données dans les tableaux 10.3 et 10.4.

- Une relation forte peut être établie entre taux de matières organiques (ou matières volatiles) et masse volumique pour la totalité des échantillons et encore mieux pour les fines seules (tableau 10.5), un rapprochement pouvant être fait avec l'hypothèse d'un mélange de deux populations homogènes de particules, l'une organique de masse volumique 1.27 g/cm^3 et l'autre minérale de masse volumique 2.79 g/cm^3.

Statistiques	Classe granulométrique		
	< 100 μm	> 100 μm	totalité
nombre de mesures	12	12	12
valeur minimale	1.68	1.94	1.82
valeur moyenne	2.06	2.33	2.25
valeur maximale	2.54	2.71	2.62
écart-type	0.25	0.23	0.24

Tableau 10.3 : Masses volumiques des solides en dépôt dans les canalisations du bassin versant 13 à Marseille

Statistiques	Classe granulométrique		
	< 100 μm	> 100 μm	totalité
nombre de mesures	12	12	12
valeur minimale	7.5 %	3.6 %	5.14 %
valeur moyenne	31 %	18.6 %	22.91 %
valeur maximale	52.8 %	37.3 %	44.1 %
écart-type	13.1 %	9.2 %	11.04 %

Tableau 10.4 : Teneur en matières volatiles des solides en dépôt dans les canalisations du bassin versant 13 à Marseille

Population	Equations des droites de régression *	R^2
Echantillons totaux	$\rho_s = -0.0197 . MVS + 2.68$	0.922
(effectif = 12)	$\frac{1}{\rho_s} = 0.00427 . MVS + 0.356$	0.88
Fines de tous les échantillons	$\rho_s = -0.0185 . MVS + 2.63$	0.988
(effectif = 12)	$\frac{1}{\rho_s} = 0.00431 . MVS + 0.359$	0.986

* N.B. :
- ρ_s est la masse volumique des particules solides exprimée en g/cm3
- MVS est la teneur en matières volatiles exprimée en %.

Tableau 10.5 : Equation des droites de régression de la forme

$$\rho_s = a.MVS + b \quad \text{et} \quad \frac{1}{\rho_s} = a.MVS + b$$

3. Vitesses de chute

Le nombre de mesures effectuées est très faible : 2 mesures pour les particules de dimensions inférieures à 50 μm et une seule mesure pour les particules plus grossières (> 100 μm).
Les vitesses de chute obtenues paraissent assez fortes avec comme valeurs repères :

V_{50} = 3.5 m/h à 5 m/h pour les particules < 50 μm

$V_{50} \geq 41$ m/h pour les particules > 50 μm

10.4.2 Dépôts dans les collecteurs visitables

Dans le collecteur 13 de Marseille, où a été menée une longue campagne d'observation du dépôt [LAPLACE D., 1991], des échantillons de dépôt, prélevés au moyen d'une pelle après détournement des eaux, permettent de cerner la distribution spatiale des caractéristiques des solides déposés dans un collecteur visitable situé à l'aval d'un bassin versant central à Marseille.

Cinq campagnes de prélèvements ont été effectués les jours 16, 62, 77, 330 et 517, respectivement 16ème, 62ème,...après le curage du collecteur afin de suivre globalement l'évolution dans le temps de ces caractéristiques. Ces informations sont complétées grâce à des échantillons prélevés par congélation. Ce travail a été mené en commun avec D. LAPLACE.

Les résultats obtenus sont étudiés (présentation, interprétation, comparaison avec les données bibliographiques) dans l'annexe A.4.3.II en ressort :

1. Tailles

On peut noter pour l'essentiel :

- des dépôts relativement calibrés, dont les diamètres médians se situent généralement entre 1 mm et 5 mm,

- un tri granulométrique, très net du plus grossier à l'amont vers des dimensions plus fines à l'aval, celles-ci pouvant descendre sous le millimètre dans des cas d'influence aval prononcée,

- une tendance à l'augmentation des tailles dans les couches de surface du dépôt lorsque celui-ci s'épaissit, ce que l'on peut mettre en relation avec l'augmentation des capacités d'érosion du débit de temps sec, du fait de l'établissement d'une pente de surface de dépôt (le nouveau lit) qui se raidit,

- une fraction de fines (< 100 μm) qui reste faible, moins de 4% en moyenne et des valeurs ne dépassant 10% que dans le cas de zones sous forte influence aval.

Le diamètre médian de ces fines particules varie entre 20 et 36 μm avec une valeur moyenne de 25 μm et un écart-type de 6.4 μm.
On peut noter aussi que le centrage de cette population des particules (< 100 μm) est voisin de celui des particules fines (< 100 μm) transportées en suspension par temps de pluie ou par temps sec.

2. Masse volumique , teneur en matières volatiles et granulométrie

- La masse volumique moyenne des solides est de 2.74 g/cm^3 avec 80% des valeurs comprises entre 2.5 g/cm^3 et 2.8 g/cm^3.

- Il s'effectue un tri en masse volumique tout à fait similaire au tri granulométrique d'amont vers l'aval.

- Une relation assez forte entre teneur en matières volatiles et granulométrie semble être mise en évidence :

  * une décroissance de la teneur en matières volatiles de 18% à 2% lorsque le diamètre médian croît vers 1.5 mm,

  * une valeur qui se stabilise à 2% lorsque $D_{50} > 2$ mm

3. Vitesses de chute

Elles sont très homogènes et fortes :

7.31 m/h $\leq V_{50} \leq$ 7.52 m/h	pour les particules < 50 μm
59 m/h $\leq V_{50} \leq$ 77 m/h	pour les particules de tailles entre 50 μm et 160 μm
138 m/h $\leq V_{50} \leq$ 185 m/h	pour les particules de tailles entre 160 μm et 400 μm
264 m/h $\leq V_{50} \leq$ 405 m/h	pour les particules de tailles entre 400 μm et 1600 μm
410 m/h $\leq V_{50} \leq$ 1145 m/h	pour les particules > 1600 μm

10.5. LES SOLIDES EN SUSPENSION DANS LES RESEAUX UNITAIRES

10.5.1 Présentation

Dans ce paragraphe, nous nous occupons essentiellement des

- solides en suspension dans les eaux usées urbaines

- solides en suspension par temps de pluie dans les canalisations amont d'un réseau unitaire.

L'étude des caractéristiques des matières en suspension à l'aval d'un réseau unitaire a été déjà abordée dans le chapitre 6.

10.5.2 Solides en suspension dans les eaux usées urbaines

Des prélèvements au préleveur automatique effectués le 15/2/1990, le 28/02/1990 et le 6/06/1990 permettent de donner des ordres de grandeur et de situer la variabilité journalière de la charge polluante véhiculée par temps sec dans le collecteur 13 (Unitaire) à Marseille.

Des prélèvements de grands échantillons d'eau (600 l), effectués le 15/02/1990 et le 6/06/1990 par une pompe immergée minovortex, permettent de caractériser les solides transités en suspension à la pointe de temps sec entre 8h30 et 9h.

Le lieu de tous ces prélèvements est situé à l'aval du collecteur 13 au point 41 (voir figure 4.7).

Les résultats obtenus sont étudiés (présentation, interprétation et comparaisons avec les données bibliographiques) dans l'annexe A.4.4. Il semble apparaître que les eaux usées urbaines présentent les caractéristiques suivantes :

1. un débit journalier de 200 l/hab/jour, auquel il faut ajouter une forte contribution des eaux parasites,

2. une concentration en MES de 300-400 mg/l, dans les eaux usées seules,

3. une prédominance des fines particules avec une grande variabilité des résultats entre les deux campagnes de mesures effectuées :

   - pourcentage en masse > 100 μm : 53 - 78%
   - diamètre médian : 35 - 63 μm

La granulométrie des solides de taille inférieure à 100 μm semble être assez stable pour les deux prélèvements effectués, le diamètre médian variant de 24 à 29 μm. L'exposition de ces particules à des ultrasons a fait beaucoup diminuer les valeurs de D_{10}, alors que les indicateurs D_{50} et D_{90} restent

pratiquement inchangés. En refaisant la mesure cinq minutes après l'exposition de l'échantillon aux ultrasons, nous remarquons une augmentation des valeurs de D_{10} et D_{50}. Ceci est dû probablement à un phénomène d'agglomération des particules dopés par les ultrasons.

4. des masses volumiques relativement faibles : 1.6 g/cm^3 pour les particules inférieures à 100 μm, 1.4 à 1.6 pour celles supérieures à 100 μm et 1.56 à 1.6 pour l'échantillon global,

5. une teneur en matières organiques de 73 à 85%,

6. une grande variabilité dans les résultats des vitesses de chute entre les deux campagnes de prélèvements effectués :

V_{50} = 0.22 - 1.2 m/h pour les particules < 50 μm

V_{50} = 27 - 30 m/h pour les particules > 50 μm

V_{50} = 0.64 - 13 m/h pour l'échantillon global

10.5.3 Solides en suspension par temps de pluie à l'amont d'un réseau unitaire

Des prélèvements ont été effectués, par le CETE de Bordeaux, dans le réseau, à l'aval de deux petits bassins versants expérimentaux Marly (2.2 ha) et Trianon (5.7 ha). Ils ont permis de caractériser les solides transférés en suspension dans les canalisations amont d'un réseau d'assainissement unitaire.

Une campagne de prélèvements a été effectuée, au cours de la pluie du 16/8/1989.

Les données pluviométriques et hydrauliques ainsi que tous les détails concernant le protocole expérimental apparaissent dans le chapitre 4.

A titre indicatif, nous donnons dans le tableau 10.6 les caractéristiques physico-chimiques des eaux prélevées.

Site	Paramètres de pollution							
	PH	Résistivité OHMS/cm^3/cm	MES mg/l	DCO mg/	DBO_5 mg/l	NTK mg/	Pb mg/l	HC mg/l
TRIANON	6.85	10956	216	93	16	8.15	0.050	< 0.25
MARLY	6.65	6534	251	209	74	13.85	0.105	< 0.25

Tableau 10.6 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux de temps de pluie à l'exutoire des deux bassins versants expérimentaux Marly et Trianon

Par comparaison avec les caractéristiques moyennes annuelles des eaux de ruissellement urbain (tableau 9.4), nous remarquons que :

1. les concentrations en plomb et hydrocarbures mesurées à Marly et Trianon sont faibles,

2. les concentrations en MES, DCO et DBO_5 se situent bien dans la fourchette des valeurs moyennes annuelles des eaux de ruissellement urbains.

Les résultats des mesures sur les solides prélevés sont présentés et interprétés dans l'annexe A.4.5. Ils montrent que :

1. Granulométrie

- La granulométrie des solides transférés en suspension, au cours de la pluie du 16/08/1989, à l'aval des deux petits bassins versants unitaires Marly et Trianon est fine :

$$\% < 100\ \mu m = 63 - 77\ \%$$

$$D_{50} = 21 - 47\ \mu m$$

- Les résultats obtenus à différents moments de la crue semblent montrer que la granulométrie peut être assez forte en début de crue ($\% < 100\ \mu m \approx 55\ \%$, $D_{50} = 62\ \mu m$), s'affine ensuite ($\% < 100\ \mu m = 76\ \%$ à $90\ \%$, $D_{50} \approx 31 - 38\ \mu m$) pour redevenir plus grossière en fin de crue ($\% < 100\ \mu m = 30 - 50\ \%$, $D_{50} = 107 - 307\ \mu m$).

Or, les prélèvements, pour ces deux bassins versants, ont été faits au seau, au niveau de chutes, dans un regard. Ils reflètent donc, assez bien pensons-nous, la totalité des solides transportés en suspension et au fond.

Ces valeurs de granulométrie plus forte traduisent donc peut-être plus les moments où le transport de fond est le plus important, en début et en fin de crue. Ces variations pour ce qui concerne les suspensions seules sont donc probablement assez amorties.

- Les particules fines ($< 100\ \mu m$) présentent un diamètre médian variant entre 26 et 37 μm.
Cette fraction de solides ($< 100\ \mu m$) semble avoir tendance à s'agglomérer. En effet, l'utilisation des ultrasons réduit le diamètre médian D_{50} de moitié. Un repos (sans ultrasons) de 5 minutes a suffi pour que D_{50} revienne à sa valeur initiale. Ce retour rapide de D_{50} à sa valeur initiale semble montrer que les ultrasons ne cassent pas les particules mais qu'ils favorisent leur désagglomération.

2. Masses volumiques et teneurs en matières volatiles

- Les ordres de grandeur des masses volumiques des solides prélevés sont les suivants :

$\rho_s = 1.9 - 2.1\ g/cm^3$ pour les particules $< 100\ \mu m$

$\rho_s = 1.7 - 2.2\ g/cm^3$ pour les particules $> 100\ \mu m$

ρ_s = 2.0 g/cm^3 pour l'échantillon global

- La teneur en matières volatiles est de l'ordre de 30 à 50% en masse de solides transférés.

3. Vitesses de chute

- Les valeurs de vitesse de chute calculées sur toute la crue sont très élevées même pour les solides de dimensions inférieures à 100 μm :

V_{50} = 5.8 - 6.8 m/h pour les solides < 100 μm

V_{50} = 125 - 169 m/h pour les solides > 100 μm

V_{50} = 9.4 - 10.2 m/h pour l'échantillon global

- Les solides prélevés à différents moments de l'hydrogramme de la crue présentent des vitesses de chute différentes. Les valeurs les plus élevées correspondent à une tranche de 7 à 10 minutes située quelques minutes après le pic de débit.

10.6. ORIGINE DE LA POLLUTION DES REJETS PLUVIAUX URBAINS. ESSAI DE QUANTIFICATION DE LA CONTRIBUTION DES DIVERSES SOURCES

10.6.1 Généralités

Pour étudier ce problème, nous avons adopté une approche globale qui consiste à donner des ordres de grandeur de la contribution annuelle des diverses sources de pollution (eaux de ruissellement, eaux usées urbaines, dépôts dans le réseau) aux rejets pluviaux urbains d'un réseau unitaire.

Les données de base pour l'établissement de cette étude, issues des études [PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987 - BACHOC A., SAGET A., CHEBBO G., HABABOU C., 1991 - BACHOC A., CHEBBO G., LIN H., LAPLACE D., 1991] sont les suivantes :

1. Les concentrations moyennes annuelles en différents paramètres de pollution des effluents d'orage à l'exutoire de 7 bassins versants urbains drainés par un réseau que l'on peut considérer comme strictement pluvial. Il s'agit des bassins : Maurepas, les Ulis, Aix-Nord et Aix-Zup, Vélizy-Ouest, Collecteur de la Malnoue et collecteur du Centre Urbain (Noisy-Le-Grand).

Les résultats correspondants sont synthétisés dans le tableau 9.4 du chapitre 9.Ils peuvent servir de référence pour estimer la masse de pollution annuelle apportée par le lessivage des surfaces urbaines car dans l'ensemble des réseaux concernés les dépôts sont faibles.

2. Les concentrations moyennes annuelles, en différents paramètres de pollution, dans les effluents d'orage de 4 réseaux, classés comme unitaires : Mantes la Ville, les Côteaux, Ru des Grammonts et Ru St Baudile.

Pour ces quatre sites, nous connaissons aussi les caractéristiques des eaux de temps sec, ainsi que les concentrations moyennes annuelles par temps de pluie après élimination de la contribution des eaux usées urbaines reçues pendant les crues.

Les valeurs des concentrations sont données dans le tableau 9.5 du chapitre 9.

Notons, aussi, que pour apporter des éléments sur l'importance, par temps de pluie, des remises en suspension, des solides déposés dans les canalisations amont et dans les collecteurs visitables d'un réseau unitaire, nous faisons recours à des données issues des expérimentations que nous avons menées dans le réseau du bassin versant 13 à Marseille.

10.6.2 Résultats obtenus

10.6.2.1 Procédure d'étude

Elle est décrite en annexe A.4.6.

10.6.2.2 Contribution des différentes sources de pollution aux rejets pluviaux urbains

En suivant la procédure décrite dans l'annexe A.4.6, nous aboutissons aux résultats présentés dans les tableaux 10.7 et 10.8.

Bassin versant	Paramètres de pollution				
	MES	DCO	$DB0_5$	HC	Pb
Mantes la Ville	26	21	43	56	9
Collecteur des Côteaux	24	47	72	17	8
Ru des Grammonts	11	31	51	-	-
Moyenne	20	33	55	37	8.5

Tableau 10.7 Contribution massique (en % de la charge totale) des eaux usées urbaines, s'écoulant au cours du ruissellement, aux écoulements pluviaux urbains d'un réseau unitaire

Source de pollution	Paramètres de pollution				
	MES	DCO	DBO_5	HC	Pb
Eaux usées	20	33	55	37	8.5
Eaux de ruissellement	56	45	23	49	63
Dépôt dans le réseau	24	22	22	14	28

Tableau 10.8 : Proportion massique (exprimée en %) de pollution annuelle apportée par les eaux usées, le lessivage des surfaces urbaines et par la remise en suspension des particules en dépôt dans le réseau

Nous remarquons que :

1. A l'exception des valeurs de "DBO_5", les eaux de ruissellement semblent apparaître comme la principale source de la pollution des rejets pluviaux urbains d'un réseau unitaire. Elles semblent véhiculer de l'ordre de 60% de la masse annuelle en MES et en Pb et, à peu près la moitié 50% en DCO et Hydrocarbures totaux.

2. La "DBO_5" semble provenir en grande partie (55 %) de la masse annuelle des eaux usées urbaines reçues pendant les crues

3. La quantité annuelle de MES remises en suspension dans le réseau semble être équivalente à celle véhiculée par les eaux usées urbaines au moment des différentes pluies. Elle semble représenter 24 % de la masse annuelle transférée à l'aval d'un réseau unitaire

La variabilité importante des concentrations moyennes annuelles d'un site à un autre nous oblige à être prudents dans la manipulation des résultats obtenus. En tout cas, ces chiffres (tableau 10.8) constituent une première estimation de la contribution des différentes sources de pollution aux rejets pluviaux urbain d'un réseau unitaire.

10.6.2.3 Eléments sur l'importance des remises en suspension au moment des pluies, des solides déposés dans les canalisations amont et dans les collecteurs visitables d'un réseau unitaire. Cas du bassin versant 13 à Marseille

Dans ce paragraphe, nous caractérisons les particules solides par trois paramètres :

- masse sèche totale
- masse sèche des particules fines (de dimension inférieure à 100 μm)
- masse sèche des particules fines et organiques

Nous limitons nos discussions sur les données obtenues à différents niveaux du réseau du bassin versant 13, essentiellement sur les caractéristiques des solides :

- déposés après une longue période de temps sec dans les canalisations amont (tableau 10.9),
- déposés dans les collecteurs visitables (tableau 10.9),
- transférés en suspension à l'aval, au moment de trois événements pluvieux (tableau 10.10).

Niveau dans le réseau	Linéaires	Solides déposés		
		Masse totale sèche	Masse sèche des fines	Masse sèche des fines organiques
Canalisations amont	12460 m	476 kg	162 kg	27.5 kg
Collecteurs visitables	12700 m	346-376 tonnes	13.7-23.8 tonnes	930-3460 kg

Tableau 10.9 : masses sèches (dépôts totaux, fines et fines organiques) déposés à différents niveaux du réseau du bassin versant 13 à Marseille [BACHOC A., CHEBBO G., LIN H., LAPLACE D., 1991]

Pluies	Caractéristiques des pluies		Solides transférés en suspension		
	Hauteur d'eau (mm)	Intensité moyenne (mm/h)	m.s. totale* (kg)	m.s. des fines (kg)	m.s. des fines organiques (kg)
11/09/1989	70.7	39.3	12272	8136	4687
19/10/1989	15.9	14.5	6747	5364	2463
13/10/1990	4.9	8.2	730	533	401
* m.s. signifie masse sèche					

Tableau 10.10 : Masses sèches (MES totales, fines et fines organiques) des solides transférés en suspension (au cours de trois événements pluviaux) à l'aval du bassin versant 13 à Marseille

En tenant compte des résultats du tableau 10.8, la quantité de solides remis en suspension dans le réseau, au cours des trois pluies étudiés, peut être en toute première approximation estimée à :

0.24 . masse des solides transférés en suspension

Les résultats obtenus sont donnés dans le tableau 10.11.

Pluies	Solides remis en suspension dans le réseau		
	m.s. totale* (kg)	m.s. des fines (< 100 μm) (kg)	m.s. fines organiques (kg)
11/09/1989	2945	1953	1125
19/10/1989	1619	1287	591
13/10/1990	175	128	96
* m.s. signifie masse sèche			

Tableau 10.11 : Evaluation des masses sèches (totales, fines et fines organiques) des solides remis en suspension, dans le réseau, au moment de trois événements pluvieux, étudiés à l'aval du bassin versant 13 à Marseille

La comparaison des résultats des tableaux 10.9 et 10.11 montre clairement, que dans le réseau du bassin versant 13, la majorité des solides remis en suspension par temps de pluie, ont pour origine les dépôts dans les collecteurs visitables. En effet :

- pour les pluies de 19/10/1989 (pluie moyenne) et de 11/09/1989 (pluie importante) les masses de solides remis en suspension sont estimées à 1619 kg et 2945 kg respectivement (et il est probable que ces valeurs sont légèrement sous estimées), tandis que le dépôt total constitué au fond des canalisations amonts durant une période de temps sec assez longue est de 476 kg seulement,

- pour la pluie de 13/10/1989 (pluie faible) la masse sèche des fines organiques remises en suspension est estimée (probablement surestimée) à 96 kg soit 55 % de la masse sèche totale alors que la quantité des matières organiques dans toutes les canalisations amont ne dépasse pas 27 kg.

10.6.3 Conclusions

Rappelons que les calculs effectués dans ce paragraphe sont très globaux. Ils constituent une première estimation de la contribution des différentes sources de pollution aux rejets pluviaux urbains.

Il semble apparaître que :

1. avant leur entrée dans le réseau, les eaux de ruissellement sont très chargées en pollution. Elles semblent être à l'origine de 56 % de la charge annuelle en MES de la pollution véhiculée par temps de pluie à l'aval d'un réseau unitaire. Cette contribution est de 45 % pour la DCO, de 49 % pour les hydrocarbures totaux, de 63 % pour le plomb et de 23 % pour le DBO_5,

2. les eaux usées urbaines transférées durant les événements pluvieux semblent constituer en moyenne la source de 55 % de la pollution annuelle en DBO_5 des rejets pluvieux urbains. Leur contribution aux autres paramètres de pollution est plus faible : 20 % pour les MES, 33 % pour la DCO, 37 % pour les hydrocarbures totaux et 9 % pour le plomb,

3. la contribution des dépôts formés dans le réseau est estimé à environ 20 % de la pollution annuelle des rejets pluviaux urbain. Les dépôts dans les collecteurs visitables semblent être la principale source de cette pollution. Ceci suscite d'ailleurs des nouvelles interrogations, car, en moyenne, ces dépôts sont pauvres en fines et tout particulièrement en fines organiques. Il s'agit d'un thème de réflexion important pour mieux comprendre la production et le transfert de cette partie de la pollution des écoulements unitaires par temps de pluie.

10.7. CONCLUSIONS

Nous présentons dans les tableaux 10.12 à 10.15 une synthèse des caractéristiques intrinsèques des solides sources des MES des rejets pluviaux urbains.

Les remarques suivantes sont à noter :

1) les données disponibles sur les MES des eaux de ruissellement urbains ont fait apparaître une variabilité dans les résultats en fonction des caractéristiques de l'événement pluvial étudié. Mais elles sont insuffisantes pour identifier les paramètres explicatifs de cette variabilité,

2) il est intéressant de confirmer (ou non) sur d'autres pluies et éventuellement d'autres sites, les résultats obtenus à Marly et Trianon surtout en ce qui concerne la variabilité des caractéristiques des MES durant l'événement pluvial,

3) concernant les MES des eaux usées urbaines, les résultats obtenus lors des deux campagnes de prélèvement effectuées, sont assez différents. Des investigations supplémentaires sont indispensables pour cerner les causes de cette dispersion dans les résultats

4) les mesures effectuées sur les dépôts prélevés à différents niveaux dans le réseau du bassin versant 13 étaient suffisantes pour donner une idée claire sur les caractéristiques de ces solides.

D'autre part, nous avons pu estimer globalement la contribution des différentes sources de solides à la production des MES des rejets pluviaux urbains. Il semble apparaître que en moyenne 56 % de la masse annuelle provient des eaux de ruissellement, 20 % des eaux usées et 24 % de la remise en suspension des dépôts dans le réseau.

Par contre, plus de la moitié de la pollution annuelle en DBO_5 véhiculée par les réseaux unitaires semble provenir des eaux usées qu'ils reçoivent pendant les crues

Catégorie des solides	Caractéristiques granulométriques	Références
Aérosols urbains	- D50 = (≈ 8 μm) - (15 μm)	Notre étude + bibliographie
MES dans les eaux de ruissellement urbains	- granulométrie = f(caractéristiques de l'événement pluvial) - ordre de grandeur : D50 = (moins de 20 μm) à (plus de 100 μm)	
MES dans les canalisations à l'amont d'un réseau unitaire (par temps de pluie)	- D50 = 21-47 μm - % < 100 μm = 63-77 %	notre étude
Dépôts dans les canalisations à l'amont d'un réseau unitaire	- D50 = 24-10000 μm (il y a de "tout") - % < 100 μm = 12-83 % (moy. = 42 %, écart type = 24 %)	
Dépôts dans le collecteur 13 (collecteur visitable situé à l'aval d'un réseau unitaire)	- D50 = 0.3-18 μm (en majorité ≤8.4 mm) - % < 100 μm = 0.1-16 % (moy. = 4 %, écart type = 4 %)	
MES dans les eaux usées urbaines à l'aval d'un réseau unitaire	- D50 (échantillon global) = 35-63 μm - D50 (particules < 100 μm) = 24-29 μm - % < 100 μm = 53-85 %	

Tableau 10.12 : Caractéristiques granulométrique des solides sources des MES des rejets pluviaux urbains

Catégorie des solides	Masse volumique (ρ en g/cm^3) des particules de taille		
	< 100 μm	> 100 μm	Echantillon global
MES dans les eaux de ruissellement urbain	Masse volumique = f(caractéristiques de l'événement pluvial) Pour une pluie moyenne, nous avons trouvé : ρ (particules < 100 μm) = 2.7 g/cm^3		
MES dans les canalisations à l'amont d'un réseau unitaire (par temps de pluie)	1.9-2.1	1.7-2.2	2
Dépôts dans les canalisations à l'amont d'un réseau unitaire	1.7-2.5 Moy. = 2.1 Ecart type = 0.25	1.9-2.7 Moy. = 2.3 Ecart type = 0.23	1.8-2.6 Moy. = 2.2 Ecart type = 0.24
Dépôt dans le collecteur 13 (Collecteur visitable situé à l'aval d'un réseau unitaire)	2.6	2.4-3.4 Moy. = 2.7 Ecart type = 0.20	2.4-3.4 (80 % des valeurs entre 2.5 et 2.8 g/cm3) Moy. = 2.7 Ecart type = 0.2
MES dans les eaux usées urbaines à l'aval d'un réseau unitaire	1.6	1.4-1.6	1.5-1.6

Tableau 10.13 : Masses volumiques des solides sources des MES des rejets pluviaux urbains (résultats obtenus lors de notre étude)

Catégorie des solides	Teneur en matière organique (MVS/MES en %)	Références
MES dans les eaux de ruissellement urbains	- MVS = f(caractéristiques de l'événement pluvial) - Ordre de grandeur = 11.70 % - Moyenne annuelle = 25 %	Notre étude + bibliographie
MES dans les canalisations à l'amont d'un réseau unitaire (par temps de pluie)	30-50 %	Notre étude
Dépôts dans les canalisations à l'amont d'un réseau unitaire	- Particules < 100 μm : MVS/MES = 8-53 % (moy.=31 %, écart type=13 %) - Particules > 100 μm : MVS/MES = 4-37 % (moy.=19 %, écart type=9 %) - Echantillons globaux : MVS/MES = 5-44 % (moy.=23 %, écart type=11 %)	
Dépôts dans le collecteur 13 (collecteur visitable situé à l'aval d'un réseau unitaire)	2-11 %	
MES dans les eaux usées urbaines à l'aval d'un réseau unitaire	73-85 %	Notre étude + bibliographie

Tableau 10.14 : Teneurs en matières organiques des solides sources des MES des rejets pluviaux urbains

Catégorie des solides	Vitesse de chute médiane (V50 en m/h)	Références
MES dans les eaux de ruissellement urbains	V50 = f(caractéristiques de l'événement pluvial) Pour des pluies moyennes et importantes : V50 (<50 μm) = 3.5-6.2 m/h V50 (>50 μm) = 100-197 m/h	Notre étude + bibliographie
MES dans les canalisations à l'amont d'un réseau unitaire (par temps de pluie)	V50 (<100 μm) = 5.8-6.8 m/h V50 (>100 μm) = 125-169 m/h V50 (échantillon global) = 9.4-10.2 m/h	Notre étude
Dépôts dans les canalisations à l'amont d'un réseau unitaire	V50 (<50 μm) = 3.5-5 m/h V50 (>50 μm) $\geq$ 41 m/h	
Dépôts dans le collecteur 13 (collecteur visitable situé à l'aval d'un réseau unitaire)	V50 (<50 μm) = 7.4 m/h V50 (>50 μm) = 66-935 m/h	
MES dans les eaux usées urbaines à l'aval d'un réseau unitaire	V50 (<50 μm) = 0.2-1.2 m/h V50 (>50 μm) = 27-30 m/h V50 (échantillon global) = 0.6-13 m/h	

Tableau 10.15 : Vitesses de chute des solides sources des MES des rejets pluviaux urbains

CHAPITRE 11

ELEMENTS POUR LE DIMENSIONNEMENT ET LE MODE DE GESTION DES OUVRAGES DE DEPOLLUTION DES EAUX PLUVIALES

11.1. INTRODUCTION

Suite aux efforts déployés en matière d'épuration et au bilan qu'on peut commencer à en tirer, après le constat de l'importance des perturbations apportées par des rejets pluviaux et de nombreuses campagnes de mesure des flux, la pollution des eaux pluviales urbaines commence à être prise en compte dans les politiques d'amélioration des milieux récepteurs. Il serait souhaitable que la future loi sur l'eau orchestre à grande échelle une politique de dépollution des rejets pluviaux urbains.

Une demande forte va se manifester dans les années qui viennent pour des moyens de réduction des quantités, des flux ou de la fréquence des déversements les plus perturbateurs.

Cette étude constitue une amorce d'utilisation des résultats obtenus dans le cadre de notre programme de recherche et des résultats collectés à l'occasion de campagnes de longue durée pour apporter des éléments de conception et de gestion des ouvrages de dépollution.

On peut rappeler que les rejets directs des réseaux d'assainissement sont souvent intermédiaires entre deux pôles : les rejets pluviaux stricts et d'autre part les surverses d'unitaires. Pour établir une première base nous choisissons de travailler ici sur le premier pôle. Dans un deuxième temps, il sera possible de raisonner en référence à ce pôle.

Dans ce chapitre nous analysons et exploitons les données suivantes :

-les résultats obtenus dans le cadre de notre programme de recherche sur la répartition de la pollution entre phases liquide et solide et d'autre part sur la vitesse de sédimentation des particules solides.

-les résultats de la campagne française de mesure qui s'est déroulée avec une bonne continuité de 1980 à 1982 et qui avait pour but essentiel de caractériser la pollution des eaux drainées par des collecteurs strictement pluviaux, sans dépôts, sur quatre bassins versants urbains d'une surface de quelques dizaine d'hectares. Ces mesures peuvent être considérées comme assez représentatives de la pollution du ruissellement entrant dans les réseaux

Ce chapitre est établi en collaboration avec A. BACHOC et A. SAGET.

11.2. Nos choix pour les traitements de données:

11.2.1 Deux notions dominantes: traitement par décantation et capacité d'interception:

Comme nous l'avons vu la pollution des eaux pluviales, du moins de celles qui entrent dans les réseaux, apparaît très spécifique vis-à-vis de celle des eaux usées: fortes teneurs en plomb, concentrations plus fortes, globalement, en MES, rapports DBO5/DCO et MVS/MES relativement faibles, traduisant que la pollution n'est pas très organique, et peut-être qu'il y a forte présence d'inhibiteurs de l'activité des micro-organismes.

Il apparaît aussi que la pollution des eaux de collecteurs assez pluviaux, comme celle des eaux unitaires par temps de pluie, est très majoritairement fixée sur les particules solides, la fraction dissoute ne devenant significative que pour les formes azotées.

Ces solides vecteurs de la pollution sont en grande proportion très fins, mais leur masse volumique est, aussi, grande (de 2,2 g/cm^3 à 2,6 g/cm^3) pour des effluents strictement pluviaux, ces valeurs pouvant baisser nettement pour les rejets unitaires par temps de pluie (jusqu'à 1,7 g/cm^3). Ces valeurs fortes en général, en tout cas pour les solides d'eaux strictement pluviales, expliquent, au moins en partie, les fortes valeurs de vitesse de chute en eau calme (de 0.60 m à plusieurs mètres par heure).

Tout ceci est cohérent avec la très bonne efficacité de dépollution obtenue pour l'ensemble des paramètres par une simple décantation, du moins lorsque celle-ci est très peu perturbée. On peut le constater en particulier dans le paragraphe 11.6 qui présente les résultats obtenus sur les bassins de retenue BEQUIGNEAUX (à Bordeaux) et LA MOLETTE (en Seine Saint Denis), valeurs corroborées sur plusieurs autres sites.

La décantation, avec peut-être des débits traversiers limités, mais des temps de séjour qui ne devraient pas excéder plusieurs heures, se révèle bien être une filière de traitement efficace.

Nous touchons là à l'une des principales difficultés de la dépollution des eaux pluviales: les débits d'eau de ruissellement sont considérablement plus importants que ceux des eaux usées, et que ceux que peuvent admettre des ouvrages de traitement au fil du débit, même si on envisage de surdimensionner ceux-ci d'une façon qui s'avèrerait vite très exagérée. Il faut donc prévoir un amortissement hydraulique.

Nous nous orientons vers la conception de capacités d'interception des volumes les plus pollués. Ces ouvrages permettront d'effectuer une décantation avant, éventuellement, un traitement de finition des eaux de vidange, qui pourront s'écouler à faible débit.

Nous avons vu dans le chapitre 9 que l'espoir tenace que ces volumes pourraient rester limités (parce que seuls les premiers flots seraient vraiment pollués) doit être abandonné pour les eaux strictement pluviales (comme d'ailleurs pour les effluents unitaires par temps de pluie), car les volumes significativement pollués représentent plus du tiers ou de la moitié du volume ruisselé.

Il faudra donc concevoir des capacités d'interception-décantation de volume important, que nous nous appliquons à dimensionner ci-dessous.

Nous y définissons des volumes d'interception, qui sont la somme du volume de stockage dans l'ouvrage et du volume correspondant au débit traversier au cours de la crue.

11.2.2 Choix de critères pour évaluer la réduction des effets négatifs sur le milieu récepteur:

Nous savons sans beaucoup de précision mais assez clairement, que le ruissellement urbain est le véhicule des apports principaux aux milieux naturels d'un certain nombre de micropolluants, le Plomb comme nous l'avons vu, mais aussi le Zinc, les H.A.P.,... L'effet sera, là, cumulatif, et le critère qui en rendra le mieux compte sera **la masse totale rejetée au cours d'une longue période**, un cycle annuel par exemple.

L'effet le plus spectaculaire des rejets pluviaux urbains est l'effet de choc que ceux-ci peuvent provoquer, suite à des pluies importantes et suivant de longues durées de temps sec. Ils se manifestent généralement sur des milieux récepteurs, comme des rivières, dont le débit est alors réduit (étiage) et dont la teneur en oxygène dissous est déjà appauvrie du fait de la trop faible dilution des rejets de temps sec, de la température élevée de l'eau ou du manque de lumière (fin de nuit, temps couvert,...).

Aujourd'hui nous savons très peu de choses sur les effets négatifs et les mécanismes que mettent en jeu les rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel. Il semble que les bases de temps des réactions engendrées par un événement pluvieux soit de 10 heures à quelques jours [DRISCOLL E.D., 1979 - GUJER N., KREJCI V, 1987].

Pour saisir les phénomènes rapides, le paramètre pertinent représentant les charges rejetées semble donc être la masse totale rejetée au cours d'un événement pluvieux, le ruissellement induit ne durant que quelques heures, en général. Nous utiliserons donc, comme unité de base de la répartition temporelle de ces "entrées" dans le système "milieu naturel", cette **masse totale rejetée par événement**, sans chercher à descendre aux niveaux plus fins de l'évolution des concentrations ou des flux en cours d'événement.

Ces effets de choc assez immédiats - c'est-à-dire quelques dizaines d'heures - sont très fortement liés à la consommation rapide du peu d'oxygène disponible. On ne sait pas encore très bien décrire

et situer l'importance des mécanismes en jeu, mais il apparaît que la masse rejetée, **au cours de l'événement**, des demandes (biologique, mais aussi chimique) en oxygène est un paramètre déterminant.

Enfin, on peut avancer un autre indicateur de la vulnérabilité d'un milieu naturel récepteur à des rejets urbains, c'est la **fréquence** de ceux-ci.

Dans le cas d'une agglomération littorale, la protection des plages vis-à-vis de la pollution bactérienne très liée aux rejets pluviaux [CARLETON M.G., 1990] nécessite que les rejets soient nuls (zéro litre, dit-on à Marseille, par exemple [SOTTY M., 1991]) sauf exception, dont la fréquence doit être réduite au maximum.

D'autre part, il semble résulter de diverses observations sur des bassins de retenue en eau, notamment celui de SAVIGNY [SIMON L., PAITRY A., 1977] en Seine Saint Denis, que des milieux récepteurs assez fragiles se relèvent plus difficilement de petits rejets répétés que de rejets nettement plus importants mais rares.

Malgré l'état très imparfait de la connaissance que nous avons aujourd'hui des effets négatifs des rejets pluviaux urbains sur les milieux naturels récepteurs (connaissance qu'il est impératif d'améliorer rapidement), nous pouvons définir **trois critères** (dont nous espérons qu'ils pourront être améliorés assez vite) pour évaluer une politique de réduction de la pollution des rejets urbains pluviaux:

- le pourcentage de masses annuelles de pollution "apportée" à l'aval d'un bassin versant et qui auront été interceptées,

- le pourcentage des masses de pollution non rejetées à l'occasion des événements qui véhiculent les plus grandes masses de pollution,

- la réduction de la fréquence des rejets résiduels dont les masses polluantes dépassent divers seuils définis comme des fractions (0%, 0,1%, 1%, 5%, 10%) de la masse annuellement "apportée".

11.2.3 Choix des règles de gestion à tester:

Le dimensionnement des capacités d'interception, dont nous cherchons à évaluer l'efficacité suivant les critères définis ci-dessus, dépend des règles de gestion que nous adopterons pour les remplir.

Nous avons retenu en référence les 3 règles suivantes:

- la **règle de gestion n° 1**, la plus simple a priori, qui consiste à remplir l'ouvrage d'interception dès le début du ruissellement, avec la totalité du débit ruisselé, jusqu'à ce que le volume "testé" soit atteint,

- la **règle de gestion n° 2**, qui apporte a priori une amélioration, consistant à ne solliciter l'ouvrage d'interception que lorsqu'on dépasse un seuil de pollution, défini en concentration. On peut imaginer qu'à moyen terme nous disposerons de mesures fiables en continu, qui pourraient commander l'alimentation, ou non, de l'ouvrage. Nous supposons que la totalité du débit "trop pollué" serait alors détourné dans l'ouvrage, jusqu'à ce qu'il soit plein, ou jusqu'à ce que la concentration devienne plus faible que la valeur du seuil,

- la **règle de gestion n° 3** correspond à l'idéal: on stocke dans l'ouvrage les tranches les plus polluées de l'hydrogramme de crue. Elle suppose que l'on sait parfaitement prévoir la répartition temporelle, au cours de la crue, des concentrations de pollution. Elle implique aussi que l'on est capable de diriger vers l'ouvrage d'interception la totalité des tranches de l'hydrogramme dont les concentrations, ici en MES, sont les plus élevées, à concurrence du volume testé, si celui-ci est plus petit que celui de la crue. Si le volume d'interception est plus grand que le volume ruisselé, on y enverra la totalité de celui-ci, comme dans la règle n° 1. Nous avons retenu les MES comme critère du fait que la phase solide est le principal vecteur de pollution, en particulier en micro-polluants.

Nous établissons donc des courbes traduisant l'efficacité suivant les 3 critères définis en 11.2.2, de l'interception réalisée suivant les 3 règles de gestion, décrites ci-dessus, d'ouvrages de divers volumes d'interception, rapportés, pour rendre les résultats comparables, à l'hectare imperméabilisé.

Tout en restant dans la philosophie de traitement annoncée au début de ce chapitre, on peut chercher à améliorer les performances en profitant de la bonne décantabilité des solides des rejets pluviaux urbains pour augmenter le volume correspondant au débit traversier, par conséquent augmenter le volume traité.

De plus, il ne faut pas oublier que jusqu'à présent nous abordons l'étude de l'impact négatif sur le milieu récepteur en terme d'efficacité d'interception, exprimé en pourcentage relatif d'une masse totale produite. Il vaudrait peut-être mieux étudier les valeurs absolues des masses rejetées dans un milieu donné. Mais à l'heure actuelle il nous manque beaucoup d'informations concernant les réactions biochimiques, et la réaction des espèces vivantes dans un milieu récepteur vis-à-vis d'un rejet caractérisé par la quantité de pollution déversée. En attendant, nos critères permettent de mener assez objectivement des comparaisons et des analyses.

11.2.4 Choix pour compléter les données:

Pour mener ce travail d'évaluation nous prendrons en compte deux types de crues:

- celles dont le volume ruisselé est plus petit que le volume testé de l'ouvrage d'interception, et dont il nous suffira de connaître la masse totale de pollution véhiculée,

- celles dont le volume ruisselé est supérieur. Pour elles il sera nécessaire de disposer de pollutogrammes traduisant les variations temporelles, en cours de crue, des concentrations en divers paramètres polluants.

Or les pollutogrammes issus des mesures sont en nombre limité.

Pour contourner ce manque, nous avons pris l'option de les reconstituer sur la base des données disponibles. Nous connaissons assez complètement les masses rejetées événement par événement. Nous avons aussi les pollutogrammes, et les hydrogrammes, correspondant à un certain nombre d'événements, et pour les principaux paramètres, à partir de quoi nous avons établi des courbes de GEIGER.

Nous avons, par paramètre et par bassin versant, établi des courbes de GEIGER moyennes, à l'aide desquelles, ensuite, nous avons, connaissant les volumes ruisselés et les masses rejetées, simulé une série de pollutogrammes images de cette répartition moyenne. Nous avons ainsi supposé que les écarts, par rapport à la moyenne considérée dans la répartition temporelle de la pollution en cours de crue (écarts qui pourraient être dus aux caractéristiques pluviométriques par exemple) n'ont pas beaucoup d'influence sur nos évaluations d'efficacité.

11.3. Interception des masses rejetées sur une longue période:

11.3.1 Règle de gestion n° 1

L'exploitation des données recueillies sur les quatre bassins versants expérimentaux (Aix-Nord, Aix-Zup, Maurepas, Les Ulis) nous a permis d'établir les courbes présentées en Annexe C.4.1 :

- **En abscisse** : volumes des bassins de stockage exprimés en m^3/ha imperméabilisée
- **En ordonnée** : pollution interceptée exprimée en pourcentage de la masse totale produite pendant la campagne de mesure, qui a duré entre 12 et 16 mois (suivant le site).

Il semble apparaître qu'en retenant des volumes d'interception (50 à 100 m^3/ha imperméabilisée) plus réduits qu'on ne pouvait craindre, mais qui restent grands, on peut traiter des proportions importantes (57 à 98%) de la pollution rejetée sur une longue période (12 - 16 mois) dans le milieu récepteur. Ainsi, pour les quatre bassins étudiés, nous avons abouti aux résultats suivants (exemple de courbe en figure 11.1, pour le reste voir annexe H):

- Volume d'interception = 50 m^3/ha.imp.
  - . interception en MES = 57 - 77 %
  - . interception en DCO = 63 - 81 %
  - . interception en DBO5 = 68 - 90 %
- Volume d'interception = 100 m^3/ha.imp.
  - . interception en MES = 74 - 92 %
  - . interception en DCO = 78 - 91 %
  - . interception en DBO5 = 81 - 98 %

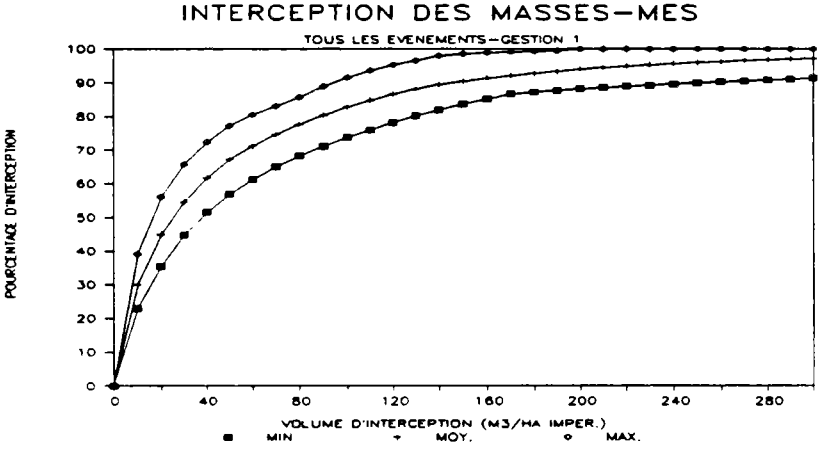


Figure 11.1 Interception des masses de MES rejetées sur une longue période (Règle de gestion n° 1)

Dans le tableau 11.1, nous comparons, pour les MES, les efficacités d'interception obtenues avec divers volumes sur chacun des 4 bassins versants, ainsi que sur d'autres, d'après des données disponibles dans la littérature. Nous avons classé ces divers bassins versants par types (explicités plus loin) et par taille.

Classe de réseau	Site (surface imperméabilisée)	Volume d'interception (m^3/ha imp.)				Référence
		20	50	100	200	
Type 1	Maurepas (16,02 ha)	36%	57%	74%	90%	notre étude
	Les Ulis (18,10 ha)	39%	61%	76%	88%	notre étude
	Aix ZUP (20 ha)	56%	77%	89%	98%	notre étude
	Vélizy Ouest (28,8 ha)	-	≈75%	≈88%	-	[*]
	Aix Nord (32,2 ha)	49%	74%	92%	100%	notre étude
	Malnoue (64,7 ha)	45%	78%	92%	100%	[2*]
Type 2	Canal Chesnay (107,5 ha)	62%	85%	96%	99%	[2*]
Type 3	Rue St Baudille (344,2 ha)	66%	84%	-	-	[2*]

Références

[1*] : [RANCHET J., CHERON J., 1976]

[2*] : [PAITRY A., RENARD D., 1984]

Tableau 11.1 : Efficacité d'interception des MES apportées sur une longue période. Comparaisons des résultats des 4 bassins versants expérimentaux et d'autres résultats trouvés dans la littérature

Nous constatons d'abord qu'au niveau de chacun de "nos" 4 bassins versants, la proportion de masse interceptée est moins élevée pour Maurepas et Les Ulis que pour Aix-Nord et Aix-Zup. Les différences obtenues pour les 4 sites étudiés sont loin d'être négligeables (comme on peut le voir sur les écarts entre courbe minimum et maximum de la figure 11.1). Elles sont dues essentiellement aux variations observées dans:

- les volumes annuels ruisselés et surtout leurs répartitions entre les différents événements pluvieux,

- la répartition temporelle de la pollution produite au cours des événements étudiés.

Des calculs de volume de réservoir ont été faits sur d'autres bassins de la région parisienne [RANCHET J., CHERON J., 1976 - PAITRY A, RENARD D., 1984] : Vélizy-Ouest, Malnoue, Canal de Chesnay et Rû Saint Baudile. Ils sont de trois types:

type 1 : Eaux pluviales + écoulements de temps sec peu ou pas pollués
type 2 : Eaux pluviales recevant un peu d'eaux usées
type 3 : Effluents unitaires.

Sur ces sites, les volumes d'interception nécessaires (tableau 11.1) sont peut être moins importants que ceux trouvés pour les 4 bassins versants expérimentaux.

Sur Vélizy-Ouest et Malnoue, nous retrouvons (Cf. annexe C.4.1) que l'interception des MES est moins bonne que celle des DCO et des DBO5.

Les résultats obtenus sont encore de portée limitée. Ils ne permettent pas de mener une comparaison entre les différents types de réseau, ni de confirmer ou de chiffrer l'effet d'échelle qui semble se dessiner. C'est ce qui sera recherché dans le cadre de l'exploitation d'une base de données sur la pollution des eaux de ruissellement, qui est en cours de constitution au CERGRENE (ENPC).

11.3.2 Règles de gestion n° 2 et n° 3

La deuxième règle de gestion consiste à n'intercepter que les eaux les plus chargées dépassant les seuils de concentration correspondant à la norme des rejets d'une station d'épuration après traitement normal:

Concentration en MES = 30 mg/l
Concentration en DCO = 90 mg/l
Concentration en DBO_5 = 30 mg/l

La troisième règle de gestion consiste à stocker, pour un volume donné, la tranche du pollutogramme contenant le maximum de matières en suspension.

Les traitements effectués sont les mêmes que pour la première règle de gestion. Les résultats obtenus sont présentés en Annexe C.4.1.

La comparaison avec la première règle de gestion (interception des premiers flots) (tableau 11.2 et figure 11.2, qui représentent les résultats obtenus en interception des MES sur le bassin MAUREPAS pour les 3 règles de gestion) montre que les efficacités d'interception des masses (produites sur une longue période, de 12 à 16 mois), en MES, DCO ou DBO5, ne s'améliorent pas, lorsque on met en oeuvre les règles de gestion n° 2 et 3, au contraire parfois.

Paramètres de pollution	Mode de gestion	Volume d'interception (m^3/ha imp.)			
		20	50	100	200
MES	1	36 - 56	57 - 77	74 - 92	88 - 100
	2	35 - 55	56 - 76	72 - 90	86 - 98
	3	37 - 57	58 - 77	75 - 92	88 - 100
DCO	1	40 - 62	63 - 81	78 - 91	88 - 100
	2	40 - 61	61 - 79	76 - 88	86 - 97
	3	40 - 61	62 - 81	78 - 90	88 - 100
DBO_5	1	45 - 74	68 - 90	81 - 98	90 - 100
	2	44 - 72	66 - 87	79 - 94	88 - 96
	3	45 - 74	67 - 90	79 - 98	90 - 100

Tableau 11.2 : Comparaisons entre différentes règles de gestion vis-à-vis de l'efficacité d'interception, sur une longue période, exprimée en % de la masse totale produite.

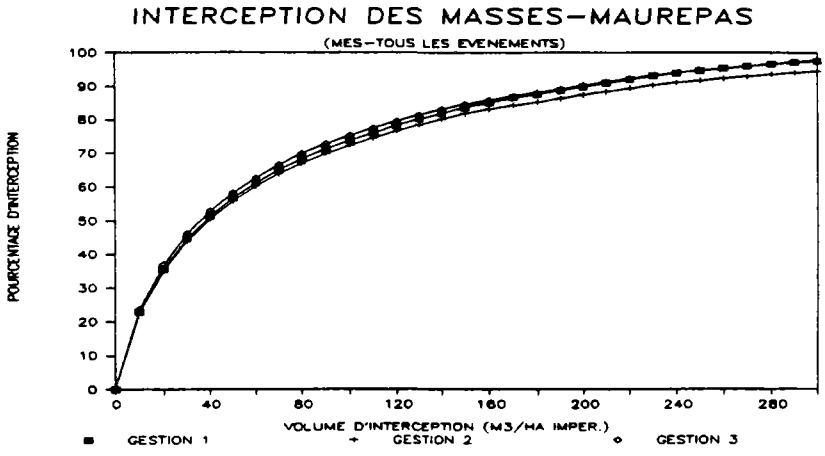


Figure 11.2 Comparaison des règles de gestion n° 1, 2, et 3 vis à vis de l'interception des masses des MES rejetées sur une longue période

11.3.3 Conclusion

Parmi les trois règles de gestion étudiées, nous ne pouvons que recommander l'utilisation de celle qui consiste à remplir l'ouvrage d'interception-décantation dès le début du ruissellement (gestion n° 1). Elle est la plus simple à mettre en oeuvre et elle offre des résultats équivalents aux autres modes de gestion testés.

Pour capter efficacement la pollution produite sur une longue période (une année ou plus), il faut aménager des capacités d'interception de 50 à 100 m^3 par hectare imperméabilisé. Dans ce cas, les efficacités d'interception varient entre 57 et 92% de la masse totale produite pour les MES, 63 à 91% pour la DCO et 68 à 98% pour la DBO_5.

Pour un réservoir de volume donné, les meilleurs résultats d'efficacité d'interception correspondent au paramètre de pollution DBO_5, après viennent la DCO puis les MES. Les proportions stockées de la masse polluante varient d'un site à un autre. Il semble apparaître un effet d'échelle. Mais le nombre limité des résultats disponibles ne permet pas de confirmer cette impression ou de la chiffrer. C'est l'un des objectifs de l'exploitation de la base de données déjà évoquée.

Par ailleurs, GEIGER W.F. (1987b) a analysé sur des données allemandes l'influence que pourrait avoir, sur les masses annuellement rejetées, le fait qu'un bassin de stockage-interception, rempli à l'occasion d'une pluie, ne serait pas encore vidangé alors que survient immédiatement après une autre pluie. Cette influence reste négligeable.

11.4. Interception des événements les plus pollués:

11.4.1 Mode d'évaluation

Dans ce qui suit, nous abordons l'étude de l'efficacité des volumes de stockage vis-à-vis de l'atténuation des rejets les plus pollués. Pour chacun des 4 sites étudiés, la recherche se focalise sur les 5 rejets les plus importants en terme de masse totale "apportée", en MES. L'exploitation des données brutes consiste à fixer une règle de gestion et à évaluer pour un volume de stockage donné, exprimé en m^3 par hectare imperméabilisé, la masse interceptée qui sera exprimée en pourcentage de la masse totale rejetée au cours de l'événement. Les résultats complets obtenus sont présentés en Annexe C.4.2.

11.4.2 Règle de gestion 1

Les figures 11.3 à 11.5 montrent des exemples des résultats obtenus.

La comparaison avec l'interception des masses produites sur une longue période (12 à 16 mois) nous permet de dresser le tableau 11.3 dans lequel nous caractérisons l'efficacité des capacités de stockage par un nombre variant de 1 à 3. Le numéro 1 signifie une efficacité équivalente ou meilleure à celle obtenue pour l'ensemble des événements survenus pendant la campagne de mesure. Le nombre 2 montre une efficacité moins bonne mais qui reste acceptable. Le numéro 3 est attribué aux événements pour lesquels on obtient une efficacité médiocre.

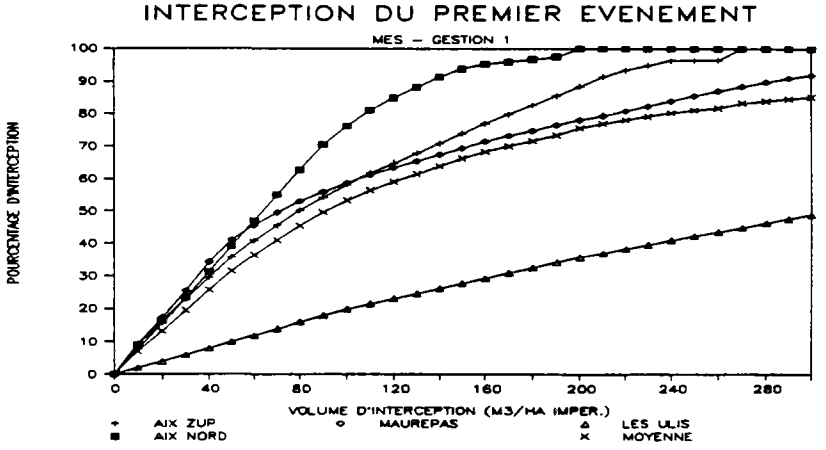


Figure 11.3 interception des masses de MES rejetées au cours de l'événement pluvial le plus pollué (règle de gestion n° 1)

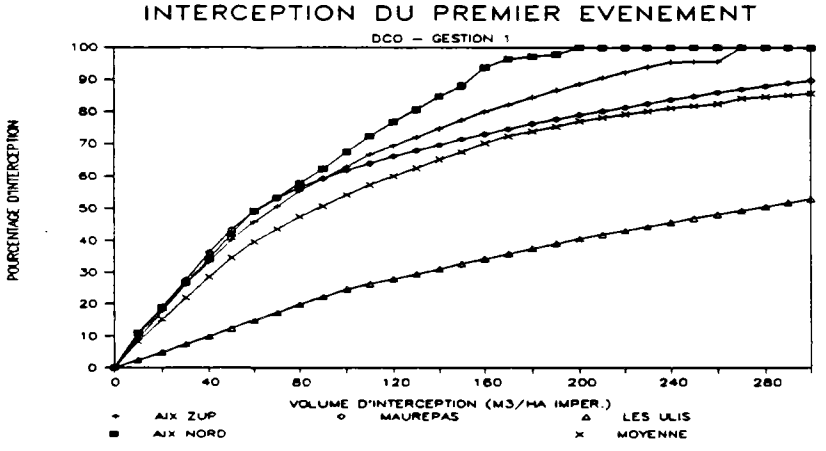


Figure 11.4 interception des masses de DCO rejetées au cours de l'événement pluvial le plus pollué (règle de gestion n° 1)

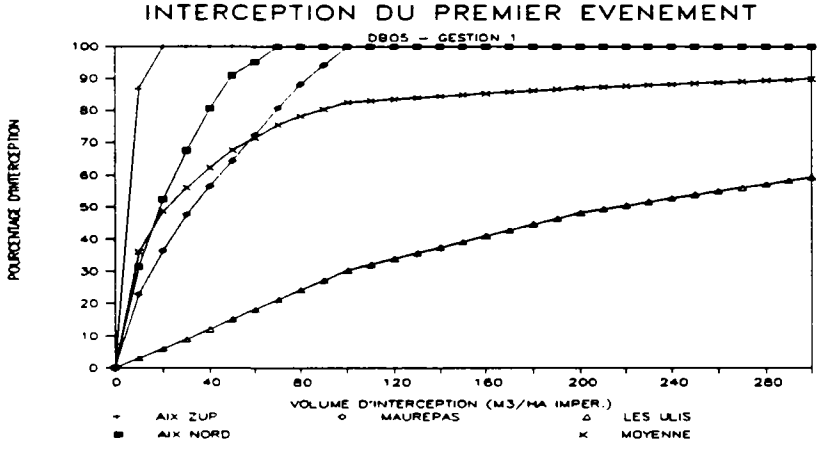


Figure 11.5 interception des masses de DBO_5 rejetées au cours de l'événement pluvial le plus pollué (règle de gestion n° 1)

Paramètre	Site	Rang de l'événement				
		1er	2ème	3ème	4ème	5ème
MES	Aix-Nord	2	1	1	**3**	1
	Aix-Zup	2	2	1	1	1
	Maurepas	2	**3**	2	**3**	1
	Les Ulis	**3**	1	2	1	1
DCO	Aix-Nord	2	1	2	1	1
	Aix-Zup	2	1	1	1	1
	Maurepas	2	**3**	2	**3**	2
	Les Ulis	**3**	**3**	2	1	2
DBO_5	Aix-Nord	1	2	2	1	1
	Aix-Zup	1	2	1	2	1
	Maurepas	1	2	3	**3**	**3**
	Les Ulis	3	1	3	2	1

Tableau 11.3 : Efficacité d'interception pour les 5 évènements les plus pollués (évaluation qualitative)

Deux causes pourraient être à l'origine de la médiocrité du taux d'interception obtenu pour 8 pluies:

- Pour certaines pluies, les premiers flots présentent des concentrations inférieures à la moyenne calculée pour la totalité de la crue. Les pollutogrammes de ces événements présentent leur maximum assez tard en cours de pluie et non pas au début (événement de rang 2 parvenu à Maurepas).

- D'autres pluies génèrent des volumes d'eau élevés et une pollution importante sur toute la durée du ruissellement (voir figures 11.3 à 11.5, événement de rang 1 sur le bassin versant Les Ulis). Notons que dans le cas des événements importants pour lesquels nous ne disposons pas de

pollutogrammes mesurés (cas de l'événement le plus pollué aux Ulis) cette représentation pourra être faussée car elle est induite par l'utilisation des courbes moyennes de Geiger. Mais ceci ne nous apparaît pas remettre en cause le faible niveau d'efficacité obtenue.

L'étude de tels exemples montre que si l'interception des premières parties de crue à concurrence de volumes encore raisonnables peut réduire notablement les masses rejetées sur une longue période, et donc limiter les phénomènes d'accumulation, il ne permet pas de se prémunir contre l'effet de choc provoqué par certaines pluies exceptionnelles, en masse rejetée dans le milieu récepteur (tableaux 11.4 à 11.6).

L'examen des figures 11.3 à 11.5 montre aussi que pour un volume de stockage donné, l'efficacité d'interception (masse interceptée x 100/masse totale produite durant l'événement étudié) varie dans de larges limites en fonction du bassin versant considéré, de l'événement étudié et du paramètre de pollution choisi. Nous n'avons pas pu tirer une règle générale concernant le comportement relatif des 4 bassins versants et des 3 paramètres de pollution vis-à-vis de l'interception des 5 événements les plus pollués.

Notons enfin que la présence des événements les plus pollués joue un rôle majeur vis-à-vis du plafonnement en matière de rendement des capacités de stockage au regard de la pollution cumulée.

11.4.3 Règles de gestion 2 et 3

Les traitements effectués sont les mêmes que pour la première règle. Les résultats obtenus sont présentés en Annexe I. Les figures 11.6 à 11.8 montrent des exemples des graphiques établis. Les tableaux 11.4 à 11.6 comparent, pour les événements les plus critiques, les valeurs des efficacités d'interception obtenues avec les différents modes de gestion étudiés.

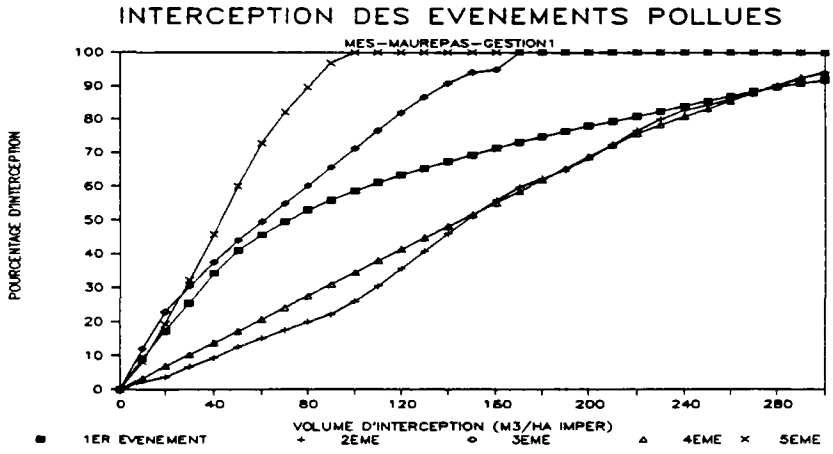


Figure 11.6 Interception des masses de MES rejetées au cours des 5 évènements les plus pollués à MAUREPAS, en utilisant la règle de gestion n° 1

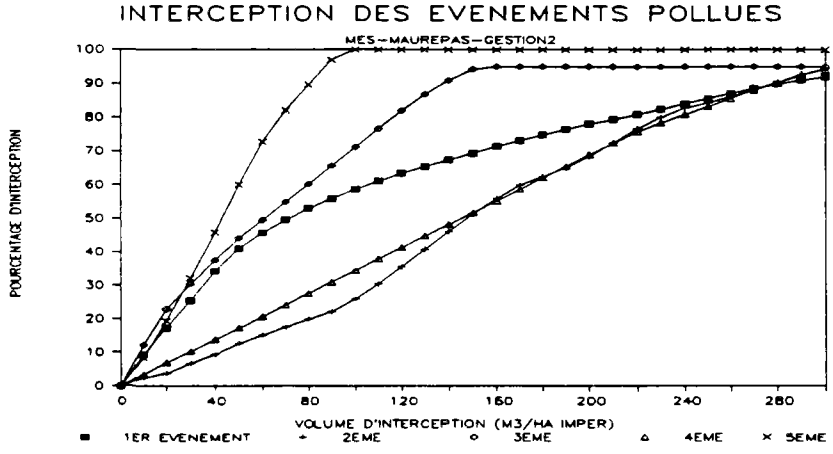


Figure 11.7 Interception des masses de MES rejetées au cours des 5 évènements les plus pollués à MAUREPAS, en utilisant la règle de gestion n° 2

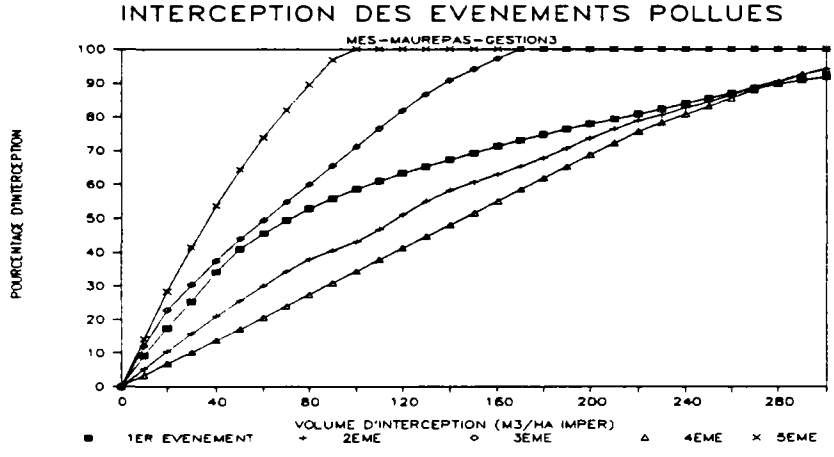


Figure 11.8 Interception des masses de MES rejetées au cours des 5 évènements les plus pollués à MAUREPAS, en utilisant la règle de gestion n° 3

Site	Rang de l'événement	Mode de gestion	Volume d'interception (m³/ha imp.)			
			20	50	100	200
Aix-Nord	4ème	1 ou 2	5%	29%	74%	100%
		3	24%	48%	87%	100%
Maurepas	2ème	1 ou 2	4%	13%	26%	68%
		3	10%	26%	43%	74%
	4ème	1 ou 2 ou 3	7%	17%	34%	69%
Les Ulis	1er	1 ou 2 ou 3	4%	10%	20%	36%

Tableau 11.4 : Efficacité d'interception des MES des rejets les plus critiques
[% de la masse totale produite durant l'événement]

Site	Rang de l'événement	Mode de gestion	Volume d'interception (m³/ha imp.)			
			20	50	100	200
Maurepas	2ème	1 ou 2	12%	26%	39%	73%
		3	8%	20%	35%	61%
	4ème	1 ou 2 ou 3	7%	18%	35%	71%
Les Ulis	1er	1 ou 2 ou 3	5%	12%	25%	41%
	2ème	1 ou 2 ou 3	11%	27%	44%	67%

Tableau 11.5 : Efficacité d'interception des DCO des rejets les plus critiques
[% de la masse totale produite devant l'événement]

Site	Rang de l'événement	Mode de gestion	Volume d'interception (m³/ha imp.)			
			20	50	100	200
Maurepas	3ème	1 ou 2 ou 3	15%	31%	49%	76%
	4ème	1 ou 2 ou 3	15%	32%	51%	78%
	5ème	1 ou 2 ou 3	7%	18%	35%	71%
Les Ulis	1er	1 ou 2 ou 3	6%	15%	30%	48%
	3ème	1 ou 2 ou 3	14%	33%	52%	74%

Tableau 11.6 : Efficacité d'interception des DBO_5 des rejets les plus critiques
[% de la masse totale produite devant l'événement]

Il apparaît que:

1. Le mode de gestion n° 2, avec l'introduction des seuils en concentration, ne permet pas de réduire les volumes à aménager pour intercepter les événements les plus critiques (figures 11.6 à 11.8, tableaux 11.4 à 11.6). Nous obtenons des résultats globalement similaires à ceux correspondant à la première règle.

2. Le mode de gestion n° 3 présente les caractéristiques suivantes:

. Concernant les événements les plus critiques (tableaux 11.4 à 11.6) en DBO5 et DCO, les résultats ressemblent à ceux de la gestion n° 1, sauf pour l'interception de la DCO durant l'événement de rang 2 à Maurepas. La règle de gestion n° 3 s'avère, là, moins efficace que la règle n° 1. L'écart maximum peut atteindre 12%.

. Pour les pluies les plus chargées en MES, un gain dans l'efficacité d'interception est observé lors des événements de rang 4 à Aix-Nord et de rang 2 à Maurepas (voir tableau 11.4). Ceci s'explique par le fait que pour ces pluies la tranche la plus polluée ne correspond pas au début du ruissellement. L'amélioration dans l'efficacité est relativement importante (elle atteint 17%) mais reste insuffisante pour permettre, avec des volumes de stockage raisonnables, d'intercepter efficacement les MES des pluies concernées. En effet, pour ces événements, la pollution est importante et est étalée sur des volumes importants d'eaux de ruissellement.

11.4.4 Conclusions

Les présentations précédentes montrent que les règles de gestion 2 et 3 n'offrent guère d'avantages sur le cas de gestion 1. Au contraire, elles sont parfois un peu moins efficaces.

Avec les trois types de règles de gestion testées dans cette étude, il est inconcevable, avec des volumes raisonnables, d'intercepter une forte proportion de la pollution apportée au cours de certains événements importants, en référence à la masse en éléments polluants qu'ils peuvent rejeter dans le milieu récepteur. Ces rejets, bien qu'en nombre limité, correspondent à des proportions importantes des masses de pollution annuellement produite.

Notons aussi l'hétérogénéité des résultats obtenus entre les différents sites et les différents paramètres de pollution.

Sur ce point-clé de la réduction des effets de choc subis par un milieu naturel récepteur à l'occasion de rejets très chargés, nous constatons qu'il sera très difficile d'intercepter et de traiter un certain nombre d'événements.

Pour avancer dans la définition de moyens de réduction des impacts négatifs qu'ils génèrent, il apparaît impératif de progresser:

- dans la connaissance des mécanismes (de consommation d'oxygène en priorité) en jeu dans le milieu naturel, afin de cibler les objectifs d'une stratégie dirigée contre les paramètres pénalisants,
- dans la connaissance de la "production" de la pollution que peuvent véhiculer ces événements "intraitables" ou difficilement traitables, pour mieux les prévoir, ou pour prévenir les rejets de paramètres les plus pénalisants,
- dans la conception de solutions d'urgence pour le milieu récepteur (aménagement de zones refuge, reoxygénation,...).

11.5. Capacités d'interception et fréquence des rejets:

11.5.1 Modes d'évaluation

Nous évaluons, dans ce paragraphe, l'efficacité des capacités de stockage dans la réduction de la fréquence des rejets pluviaux et urbains.

Pour aborder ce point nous calculons, pour différents volumes d'interception, le nombre des événements pour lesquels le résidu rejeté M (voir figure 11.9) se situe entre M_i % et M_{i+1} % des masses annuelles "produites" en MES, DCO et DBO_5. Ici encore, il n'est pas raisonnable d'adopter des critères plus complexes sans plus d'informations sur la sensibilité des milieux récepteurs. Partant de là, nous distinguons six classes de rejets:

- classe 1 : $M_i = M_{i+1} = 0\%$
- classe 2 : $M_i = 0\%$, $M_{i+1} = 0{,}1\%$
- classe 3 : $M_i = 0{,}1\%$, $M_{i+1} = 1\%$
- classe 4 : $M_i = 1\%$, $M_{i+1} = 5\%$
- classe 5 : $M_i = 5\%$, $M_{i+1} = 10\%$
- classe 6 : Masse rejetée > 10% de la masse annuelle

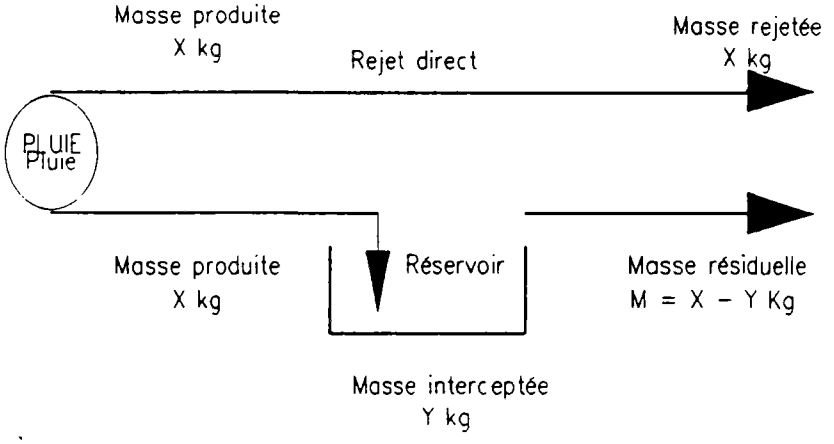


Figure 11.9. Présentation schématique des variables utilisées pour évaluer la diminution des fréquences des rejets de diverses classes

Les résultats obtenus sont présentés en Annexe C.4.3.

11.5.2 Règle de gestion n° 1

Comme on peut le voir en exemple sur les figures 11.10 à 11.12, avec des volumes d'interception raisonnables (50 - 100 m^3/ha.imp.), mais qui restent importants, on arrive pour les bassins Aix-Nord,

Aix-Zup et Maurepas, à réduire efficacement le nombre des rejets de toutes les classes (2 à 6). Pour le bassin Les Ulis, le résultat, pour les mêmes capacités de stockage, est très bon pour les classes 2 à 5, il devient acceptable pour la classe 6.

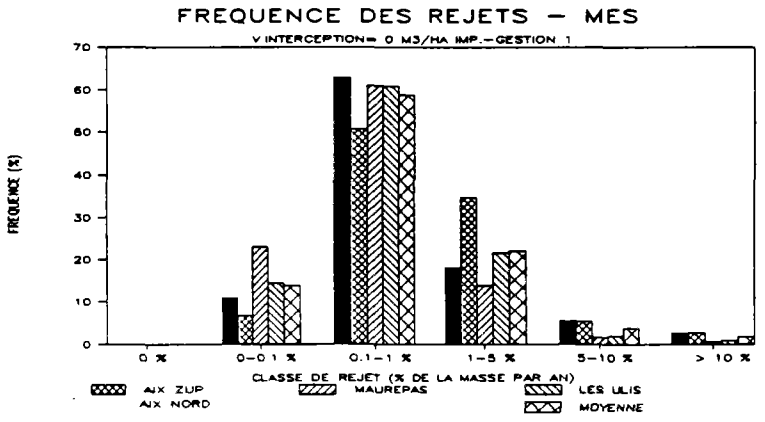


Figure 11.10 : Fréquence des rejets en MES en absence de bassin d'interception

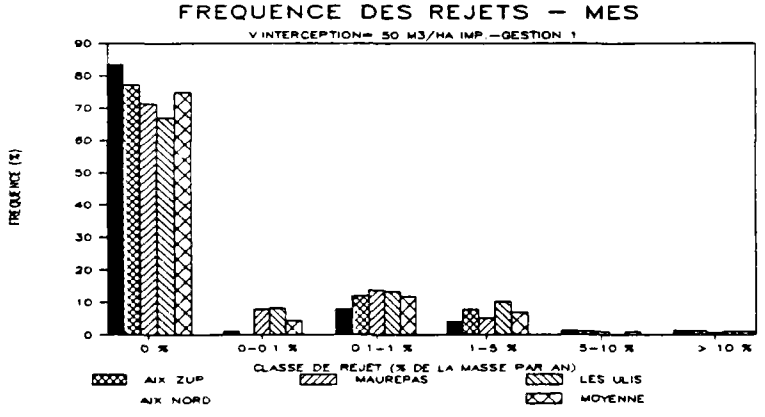


Figure 11.11 : Fréquence des rejets en MES en présence d'un bassin d'interception de 50 m³/ha. imperméabilisé fonctionnant suivant la règle de gestion n° 1

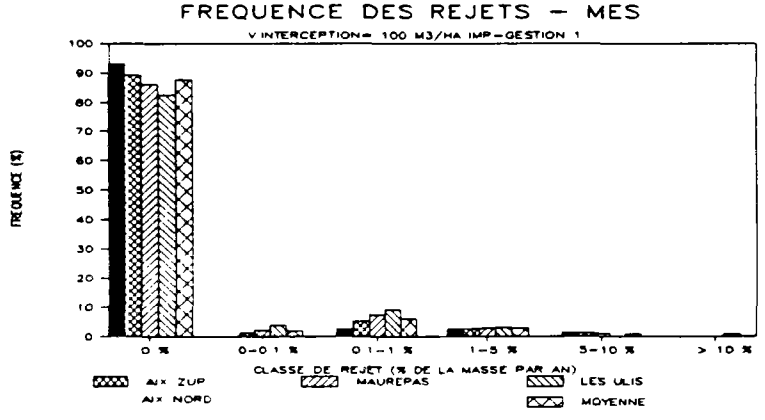


Figure 11.12 : Fréquence des rejets en MES en présence d'un bassin d'interception de 100 m³/ha. imperméabilisé fonctionnant suivant la règle de gestion n° 1

Dans le tableau 11.7 la fréquence des rejets résiduels en MES de chaque classe a été traduite par le nombre de ces rejets ramené à l'année. Pour cela, nous considérons que si la durée de la campagne de mesure est de 16 mois, le nombre annuel est le produit par 12/16 du nombre des rejets résiduels entrant dans la catégorie, suite au calcul mené sur l'ensemble des événements, le résultat étant arrondi au nombre entier supérieur.

Volume d'interception (m^3/ha imp.)	Mode de gestion	Classe des rejets (% de la masse annuelle produite)				
		< 0,1%	0,1-1%	1-5%	5-10%	> 10%
50	1	47 à 104	5 à 18	3 à 7	0 à 2	1
	2	42 à 105	6 à 18	3 à 10	0 à 2	1
	3	44 à 105	6 à 18	3 à 9	0 à 2	1
100	1	51 à 116	2 à 10	2 à 4	0 à 2	0 à 1
	2	48 à 117	4 à 10	1 à 4	0 à 2	0 à 1
	3	51 à 116	2 à 10	1 à 4	0 à 2	0 à 1

Tableau 11.7 : Nombre annuel de rejets résiduels de différentes classes, en MES, en fonction de la capacité d'interception et des règles de gestion

On peut remarquer que sur Les Ulis l'événement 54 lors duquel le collecteur a été mis en charge par une pluie de hauteur mesurée à 79 mm représente 17% de la masse rejetée annuellement en MES, DCO et DBO_5, et le pourcentage que représente le rejet résiduel ne peut pas être ramené à moins de 5%, si le volume d'interception reste inférieur à 300 m^3/ha. imprméabilisé. Les calculs de masse intercepté ont été effectués à la base des pollutogrammes reconstitués d'après les courbes de Geiger moyennes.

Par contre pour le bassin Maurepas, sur lequel le volume d'eau maximal ruisselé au cours d'une pluie est de 11 000 m^3, des réservoirs de 90 m^3 par hectare imperméabilisé, soit un volume total de 1500 m^3, permettent de ne rejeter dans le milieu naturel, pour l'événement de plus grande période de retour, que des masses polluantes inférieures à 5% de la masse annuelle produite en DCO. Pour des MES, 180 m^3 par hectare imperméabilisé, et pour la DBO_5, 55 m^3 par hectare imperméabilisé, permettraient d'obtenir la même efficacité.

On peut remarquer que pour cette pluie, on dispose de pollutogrammes mesurés et les courbes de Geiger réelles en MES, DCO et DBO_5 sont nettement au dessus des courbes moyennes et approchent plutôt les enveloppes supérieures. Les vitesses d'entraînement des trois paramètres sont donc

supérieures aux vitesses qu'on peut calculer à la base des courbes moyennes de Geiger. Pour l'événement 54 sur Les Ulis, il est donc possible que l'approximation des courbes réelles de Geiger par des courbes moyennes minimise les vitesses d'entraînement des paramètres, et exagère la mauvaise interceptabilité de ce type d'événements pluvieux.

En examinant les figures 11.10 à 11.12, nous remarquons que la fréquence (exprimée en % du nombre total d'événements étudiés sur le site en question) des événements interceptés totalement (rejet = 0) varie dans des limites non négligeables d'un site à un autre. La différence maximale peut atteindre 20%. En interprétant ces différences, il ne faut pas oublier que d'un bassin versant à un autre le nombre des pluies au cours de la campagne de mesure n'est pas constant et que sur une durée de l'ordre de 1 an nous obtenons des populations de pluies assez hétérogènes en événements de fréquence rare susceptibles de générer des rejets difficilement interceptables en totalité.

11.5.3 Règles de gestion 2 et 3:

Pour pouvoir comparer les différentes règles de gestion étudiées, nous avons superposé, en Annexe C.4.3, les résultats correspondants sous forme d'histogrammes donnant le nombre des rejets d'une classe en fonction du volume d'interception exprimé en m^3 par hectare imperméabilisé. Nous adoptons bien évidemment les mêmes classes que pour la gestion 1.

Pour les volumes de stockage de 50 à 100 m^3 par hectare imperméabilisé, des résultats nous pouvons tirer que:

1. L'utilisation des seuils de concentrations (règle de **gestion n° 2**) ne permet d'intercepter totalement (rejet = 0) qu'un nombre très limité d'événements. Ce sont ceux qui présentent, dès le début du ruissellement et jusqu'à ce qu'on atteigne le volume d'interception, ou jusqu'à la fin de la pluie, des concentrations supérieures aux seuils choisis pour le mode de gestion.

Pour des volumes d'interception de 50 et 100 m^3 par hectare imperméabilisé, la plupart des rejets se concentrent dans les classes 2 et 3, essentiellement dans la classe 2.

En comparaison avec le mode de gestion 1, les résultats sont équivalents pour les rejets des classes 4, 5 et 6. Nous retrouvons aussi cette ressemblance si on additionne les rejets de classes 1, 2 et 3, donc ceux qui présentent une masse résiduelle rejetée inférieure à 1% de la masse annuelle.

2. A l'exception de certains cas ponctuels et très limités le mode de **gestion n°3** n'offre aucun avantage sur la gestion n° 1. Les résultats obtenus avec les deux règles de gestion sont globalement équivalentes.

11.5.4 Conclusions

Pour évaluer le gain d'efficacité en diminution de la fréquence des rejets nous pouvons établir le tableau 11.8 sur lequel on voit mieux que, sur les précédents, l'influence du volume d'interception sur la fréquence des rejets de diverses catégories, en MES, et pour la règle de gestion n° 1.

Nous avons gardé en référence, sur le tableau 32, une ligne correspondant à un volume d'interception nul. Cela donne une image de la répartition "naturelle" des fréquences de rejets de chaque catégorie.

On peut voir que les rejets représentant entre 1% et 5% de la masse "produite" sur le bassin versant ont une fréquence annuelle se situant entre 10 et 20 (plutôt proche de 20), et que les rejets représentant plus de 5% de la charge "apportée" apparaissent de 3 à 5 fois par an.

Avec 20 m^3/hectare imperméabilisé, on ne diminue guère la fréquence des "gros" rejets de plus de 5% de la masse annuelle, mais on divise déjà par 1,5 à 3 la fréquence des rejets "moyens" (entre 1% et 5% de la masse annuelle).

Avec 50m^3 ou 100 m^3 on voit encore diminuer la fréquence de ces rejets "moyens" (il n'y en a plus que de 2 à 4 par an pour 100 m^3/ha.imp.), les gros "rejets" passant, eux, à un effectif annuel de 1 à 2 (pour 100 m^3).

Mais on a le sentiment que pour être efficace il faudrait viser des capacités encore plus importantes: pour 200 m^3/ha.imp. les rejets moyens ne sont plus que 3 par an au maximum, et il n'y en a plus pour 2 bassins versants, alors que le seul "gros" rejet restant correspond à un événement pluvieux de période de retour de plus d'un an.

Rappelons encore une fois qu'il ne s'agit ici que d'une approche fondée sur un critère relativement abstrait. Il serait peut-être judicieux de chercher à se référer à des bases de temps des phénomènes de "récupération" ou de "stress" des milieux naturels, ou de compléter notre analyse par l'évaluation des durées entre rejets résiduels moyens ou gros, ou celle des fréquences d'occurence simultanée d'une forte pluie avec des étiages sévères ou des températures élevées d'une rivière réceptrice avec une forte pluie, ce qui aggraverait le niveau de nocivité à affecter aux rejets,...

Volume d'interception (m^3/ha imp.)	Bassin versant	Classe des rejets (% de la masse annuelle produite)				
		< 0,1%	0,1-1%	1-5%	5-10%	> 10%
0 m^3	Aix-Nord	6	35	10	3	2
	Aix-Zup	4	29	20	3	2
	Maurepas	30	80	18	3	1
	Les Ulis	14	59	21	2	1
20 m^3	Aix-Nord	42	6	4	3	1
	Aix-Zup	32	17	6	2	1
	Maurepas	82	39	8	3	1
	Les Ulis	52	29	14	1	1
50 m^3	Aix-Nord	47	5	2	1	1
	Aix-Zup	44	7	5	1	1
	Maurepas	104	18	7	2	1
	Les Ulis	73	13	10	0	1
100 m^3	Aix-Nord	51	2	2	1	0
	Aix-Zup	51	3	2	1	0
	Maurepas	116	10	4	2	0
	Les Ulis	84	9	3	0	1
200 m^3	Aix-Nord	55	0	0	0	0
	Aix-Zup	54	2	1	0	0
	Maurepas	125	3	3	0	0
	Les Ulis	93	3	0	0	1

Tableau 11.8 : Répartition du nombre annuel des rejets en MES suivant le volume d'interception, pour les 4 bassins versants

11.6. Les filières de traitement

11.6.1 Les bassins d'interception :

Les bassins d'interception aménagés pour la décantation présentent plusieurs avantages [BACHOC A., THEVENOT D., 1987]:

- Ils permettent, de traiter des débits importants au moins jusqu'à ce qu'ils soient pleins et d'amortir ces débits pour une éventuelle filière complémentaire.

- Ils peuvent relever de solutions intégrées donc intéressantes économiquement, permettant de stocker pour réduire à la fois les risques d'inondations et les pollutions rejetées. Cette globalité est à rechercher systématiquement.

- Et surtout, pour la plupart des paramètres de pollution, la décantation est un moyen de traitement efficace voire très efficace.

11.6.2 Abattement de la pollution par simple décantation

Pour les épisodes pluvieux étudiés, dans le cadre de notre programme de recherche , des mesures des paramètres de pollution ont été réalisées sur les eaux brutes et les eaux de vidange après décantation de quelques heures dans les bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE. Les abattements des charges polluantes (tableau 11.9) peuvent être qualifiés d'excellents pour les MES, élevés pour les DCO et les DBO5, et surprenants pour les Hydrocarbures. enfin pour le Plomb, les résultats sont plus contrastés. Les valeurs des abattements les moins élevées concernent l'azote Kjeldahl (NTK).

Comparées à celles des MES, les efficacités d'élimination du Plomb pour les événements étudiés à BEQUIGNEAUX sont moins importantes. Ce résultat est d'autant plus surprenant que le Plomb des rejets pluviaux urbains se retrouve fixé à plus de 95% sur les particules solides. Nous savons que cette fixation se fait préférentiellement sur les particules fines mais les différences entre les répartitions granulométriques des solides récupérés au fond des bassins d'interception et de ceux restants en suspension dans les eaux de vidange n'expliquent pas l'importance de cet écart. Les investigations supplémentaires menées au cours de notre étude (Cf chapitre 7), pour déterminer les formes du Plomb dans les rejets pluviaux, ainsi que ses supports et les échanges qui peuvent se produire dans un bassin de décantation, ont montré, qu'à BEQUIGNEAUX, les quantités de Plomb contenues dans une masse donnée de solides résiduelles dans les eaux de vidange sont plus importantes que celles trouvées dans la même masse de solides entrant dans le bassin.

Site	Evènements pluviaux	Durée moy. d'interception des eaux	Paramètres de pollution					
			MES	DCO	DBO_5	NTK	Hydro	Pb
Béquigneaux	16-17/3/88	32h45mn	93%	85%	81%	75%	-	-
	30/11-1/12/88	12h	84%	77%	79%	50%	86%	69%
	3/12/88	9h	89%	90%	91%	69%	87%	81%
	4/12/88	4h45mn	78%	83%	77%	70%	35%	74%
	19/10/89	11h	87%	69%	74%	44%	-	73%
La Molette	7/8/89	2h15'à 18h10mn	88%	87%	76%	45%	-	≈94%
Moyenne			86,5%	81,83%	79,67%	58,83%	69,33%	74,25%
Ecart-type			4,65%	6,99%	5,53%	12.77%	24,28%	4,32%

Tableau 11.9 : Abattement de la pollution par décantation
(en % de la pollution entrant)

Les résultats présentés dans le tableau 11.10 montrent bien, qu'après décantation de quelques heures la qualité, à l'exception du Plomb, des rejets d'eaux de ruissellement, en termes de concentrations, est acceptable comparée à celle des rejets d'une station de traitement des eaux usées supposée avoir un rendement de 80%.

Le tableau 11.11 compare les caractéristiques des eaux de vidange du bassin BEQUIGNEAUX à celles que doit vérifier un effluent urbain épuré en application de la circulaire du 10 juin 1976 du Ministère de la Santé relative à l'assainissement des agglomérations et à la protection sanitaire des milieux récepteurs. Il en ressort qu'à l'exception des MES, les concentrations retrouvées dans les eaux après décantation correspondent à un traitement moyen sinon poussé. Les concentrations en MES sont intermédiaires entre celles qui correspondent à un traitement partiel et moyen (tableau 11.11).

Paramètres	Eaux de temps de pluie après décantation			Eaux de temps sec avant traitement	Eaux de temps sec après traitement (rendement=80%)
	min.	moy.	max.		
MES [mg/l]	25,6	47,21	59,6	300	60
DCO [mg/l]	23,3	56,11	88	600	120
DBO5 [mg/l]	8	14,29	23	300	160
NTK [mg/l]	2,1	6,07	9,5	60	12
Pb [mg/l]	0,042	0,052	0,07	0,005	0,001

Tableau 11.10 : Comparaison de la pollution des eaux de temps de pluie après décantation et des eaux de temps sec (concentration moyenne, en mg/l)

Paramètres	Eaux de temps de pluie après décantation			Traitement partiel	Traitement moyen	Traitement poussé
	min.	moy.	max.			
MES [mg/l]	25,6	47,21	59,6	100	30	20
DCO [mg/l]	23,3	56,11	88	120	90	50
DBO5 [mg/l]	8	14,29	23	40	30	20
NTK [mg/l]	2,1	6,07	9,5	-	40	10

Tableau 11.11 : Pollution des eaux de temps de pluie après décantation et directives (juin 1976) du Ministère de la Santé relatives à la protection des milieux récepteurs

Par ailleurs, nous avons comparé nos résultats avec ceux de plusieurs chercheurs qui ont aussi étudié l'influence de la décantation sur la qualité des effluents d'orage. Ils ont abordé le sujet de deux façons:

1. Comparaison des concentrations, en différents paramètres de pollution, mesurées sur les eaux brutes et les eaux décantées pendant deux heures dans un cône d'IMHOFF.

2. Etablissement d'un bilan entrée sortie au niveau des retenues pluviales sèches et humides.

Les résultats obtenus sont résumés dans les tableaux 11.12, 11.13, 11.14, 11.15, pour les mesures en cônes d'IMHOFF et le tableau 11.16 pour les mesures sur site. Malgré certaines disparités, ils concordent bien avec les nôtres et tendent à montrer de même que la décantation est efficace voire très efficace. Nous retrouvons enfin l'écart, déjà signalé, entre les efficacités d'élimination du Plomb et des MES (tableau 11.12). Ce dernier tableau semble montrer que pour la plupart des événements étudiés l'écart est moins prononcé pour le Zinc.

Evénement pluvial	Paramètres de pollution		
	MES	Pb	Zn
10/01/1981	-	78%	92%
14/01/1981	87%	54%	87%
16/01/1981	80%	57%	50%
3/02/1981	87%	74%	79%

Tableau 11.12 : Réduction des MES, du Plomb et du Zinc
des eaux de ruissellement, par décantation de 2h dans un cône d'IMHOFF
(bassin de retenue sec: Les Brouillards (Pluvial)), SSD)
[RUPERD Y., 1986]

Classe de bassin	Bassin versant	Taille d'échantillon	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Référence
Type 1	Vélizy Ouest	22	58%	92%	77,3%	8,6%	[1*]
	Les Ulis Sud	31	26%	88%	58%	17,3%	[1*]
	Malnoue	7	56%	95%	85,3%	13,2%	[1*]
	Centre Urbain	9	55%	93%	78,3%	12,9%	[1*]
	Les Brouillards	5	80%	95%	88,2%	5,11%	[2*]
	Moyenne		55%	92,6%	70,83%		
Type 2	Canal du Chesnay	7	71%	98%	89,7%	8,7%	[1*]
Type 3	Mantes la Ville	25	40%	92%	71,9%	14,8%	[1*]
	Ru St Baudille	10	58%	91%	80,3%	9,6%	[1*]
	Ru des Grammonts	7	24%	96%	75,8%	24,0%	[1*]
	La Molette	8	56%	92%	77%	12,0%	[3*]
	Rambouillet (15mn de décant$_n$)	5	40%	90%	76%	18,4%	[4*]
	Moyenne		43,6%	92,2%	75,04%		
Types 1+2+3	Moyenne		51,27%	92,9%	73,50%		

Références :

[1*] : [PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987]

[2*] : [CHOPARD P., PAITRY A., 1986]

[3*] : [PAITRY A., 1987]

[4*] : [BARTOLI et al., 1987]

Tableau 11.13 : Réduction de la concentration en MES
des eaux de ruissellement par décantation de 2h
dans un cône d'IMHOFF (en % de la concentration initiale)

Classe de bassin	Bassin versant	Taille d'échantillon	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Référence
Type 1	Vélizy Ouest	22	14%	77%	47,6%	17,3%	[1*]
	Les Ulis Sud	31	7%	76%	47,9%	19,5%	[1*]
	Malnoue	7	12%	87%	60,6%	24,2%	[1*]
	Centre Urbain	9	29%	78%	54,5%	16,1%	[1*]
	Les Brouillards	2	83%	83%	83%	0	[2*]
	Moyenne		29%	80,2%	50,88%		
Type 2	Canal du Chesnay	6	33%	91%	70,5%	21,0%	[1*]
Type 3	Mantes la Ville	25	34%	85%	57,3%	13,8%	[1*]
	Ru St Baudille	9	57%	81%	70,4%	7,1%	[1*]
	Ru des Grammonts	6	2%	82%	55,9%	29,1%	[1*]
	La Molette	8	42%	79%	60%	11,8%	[3*]
	Rambouillet (15mn de décant$_n$)	2	38%	44%	41%	3%	[4*]
	Moyenne		34,6%	74,2%	59,27%		
Types 1+2+3	Moyenne		31,91%	78,45%	55,11%		

Références :

[1*] : [PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987]

[2*] : [CHOPARD P., PAITRY A., 1986]

[3*] : [PAITRY A., 1987]

[4*] : [BARTOLI et al., 1987]

Tableau 11.14 : Réduction de la concentration en DCO des eaux de ruissellement par décantation de 2h (en % de la concentration initiale)

Classe de bassin	Bassin versant	Taille d'échantillon	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Référence
Type 1	Vélizy Ouest	22	8%	67%	32,2%	18,4%	[1*]
	Les Ulis Sud	31	0%	78%	43,1%	18,7%	[1*]
	Malnoue	7	44%	90%	64,9%	16,5%	[1*]
	Centre Urbain	9	40%	77%	57,1%	14,9%	[1*]
	Les Brouillards	6	62%	85%	75,8%	8,67%	[2*]
	Moyenne		30,8%	79,4%	46,23%		
Type 2	Canal du Chesnay	7	58%	86%	78%	11,8%	[1*]
Type 3	Mantes la Ville	25	16%	90%	52,7%	16,5%	[1*]
	Ru St Baudille	9	57%	78%	67,7%	6,5%	[1*]
	Ru des Grammonts	7	38%	87%	65,4%	17,9%	[1*]
	La Molette	8	37%	76%	59%	13,7%	[3*]
	Rambouillet ($15mn$ de décant$_n$)	2	52%	53%	52,5%	0,5%	[4*]
	Moyenne		40%	76,8%	58,07%		
Types 1+2+3	Moyenne		35,5%	78,82%	52,44%		

Références :

[1*] : [PHILIPPE J.P., RANCHET J., 1987]

[2*] : [CHOPARD P., PAITRY A., 1986]

[3*] : [PAITRY A., 1987]

[4*] : [BARTOLI et al., 1987]

Tableau 11.15 : Réduction de la concentration en DBO_5 des eaux de ruissellement par décantation de 2h (en % de la concentration initiale)

Bassins versants ou bassins de stockage de décantation	Paramètres de pollution								Réf.
	MES	DCO	DBO_5	NTK	Hydro.	Pb	Zinc	Cd	
Bassins routiers (suivi sur 6 à 8 mois):									
. A10 Bordeaux	33%	17%	-	-	-	44%	26%	-	[1*]
. A26 Lille	80%	45%				63%	53%	-	
. A26 St Quentin	34%	35%				41%	45%	-	
Retenues d'eaux pluviales, bassins secs (France):									
. Bassin pilote (300 m^3)-SSD (2 pluies:13/4/81 et 24/5/81)	96%	-	86%	-	-	-	-	-	[2*]
. Bassin Les Brouillards rempli à 3500 m^3)-SSD (pluie du 4/9/84)	91%	71%	73%	-	-	-	-	-	
Retenues d'eaux pluviales Bassin en eau									
. Ulis Nord - France (moyenne sur an)	74%	40%	56%	52%	90%	93%	68%	-	[3*]
. Ulis Sud -France (moyenne sur une année)	90%	80%	87%	52%	94%	94%	87%	-	[3*]
. Viborg - Danemark (printemps/été)	82%	-	-	-	-	90%	44%	59%	[4*]
. Viborg - Danemark (hiver)	61%	-	-	-	-	53%	43%	56%	[4*]
. Orlando - USA (11 événts pluvieux, 2 ans)	88%	17%	-	-	-	85%	76%	-	[5*]
Divers									
Canada	>90%	-	-	25 à 50%	-	-	-	-	
Canada	94%	-	75%	22%	-	98%	-	-	[1*]
USA	85%	-	-	37%	-	-	-	-	
USA	85%	-	30%	26%	-	80%	-	-	

Référence :
[1*] : [RUPERD Y., 1986]
[2*] : [PAITRY A., PAUTIS A., 1986]
[3*] : [LROP, CEMAGREF d'Antony et de Lyon, 1984]
[4*] : [HVITVED-JACOBSEN T., KEIDING K., YOUSEF Y.A., 1987]
[5*] : [MARTIN E., MILLER R.A., 1987

Tableau 11.16 : Efficacité de la décantation sur divers sites
Efficacités évaluées sur le terrain par comparaison
des pollutions entrantes et sortantes
(en pourcentage des masses polluantes entrant dans les bassins)

11.6.3 Vitesse de décantation

Outre l'efficacité de la décantation, la vitesse de décantation est un facteur important pour l'optimisation du volume du bassin d'interception-décantation et pour l'amélioration de sa gestion.

Plusieurs dizaines de mesures de vitesse de chute ont été effectuées sur des solides représentatifs des rejets urbains pluviaux. A BEQUIGNEAUX, à LA MOLETTE, aux BROUILLARDS et dans le collecteur 13, les solides prélevés correspondent à des événements individualisés.

Partant de ces mesures de vitesse de chute, nous avons reconstitué des courbes de vitesse de décantation correspondant à des bassins de stockage-décantation fictifs. Cinq cas de hauteur de sédimentation (= Profondeur bassin) ont été étudiés:

H1 = 100 cm
H2 = 150 cm
H3 = 200 cm
H4 = 500 cm
H5 = 1000 cm

Les calculs ont été effectués sur la base des deux hypothèses suivantes:

1. Répartition homogène des particules sur toute la hauteur de sédimentation.
2. La vitesse de sédimentation des particules est identique à la vitesse de chute mesurée dans de l'eau calme.

Les résultats obtenus (Cf. annexe C.4.4) dont nous présentons quatre exemples dans les figures 11.13 à 11.16 montrent:

1. **Réseau pluvial**

- Pour une profondeur de sédimentation de 1 m et pour tous les événements étudiés la plus grosse part de la décantation (80 à 90% en masse des MES) est constatée dans les 30 premières minutes. Elle s'améliore de quelques pour cent dans les heures qui suivent.

- L'augmentation de la profondeur du bassin génère une augmentation proportionnelle du temps de décantation.

- Les résultats sont assez homogènes d'un événement à un autre. Les écarts sont relativement importants au début de la décantation (t = 1 min, écart max = 13%) et le sont déjà moins pour les temps intermédiaires (t = 10 à 100 min, écart < 10%).

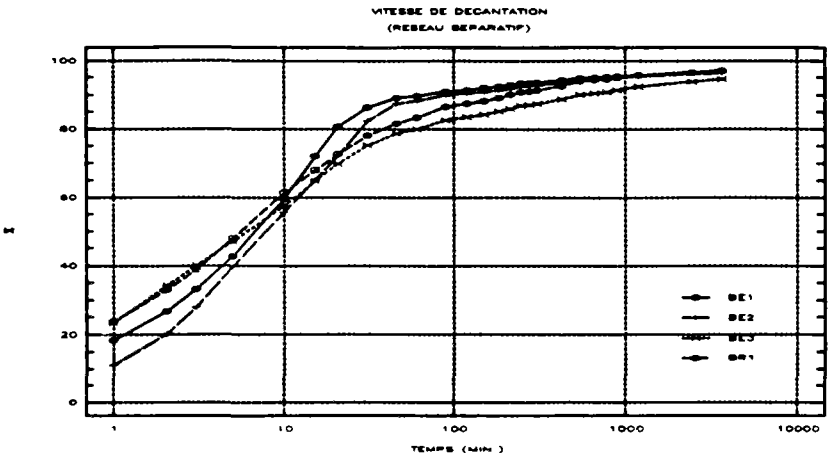


Figure 11.13 : Vitesse de décantation théorique des Matières En Suspension des rejets strictement pluviaux dans un bassin d'interception de deux mètres de profondeur

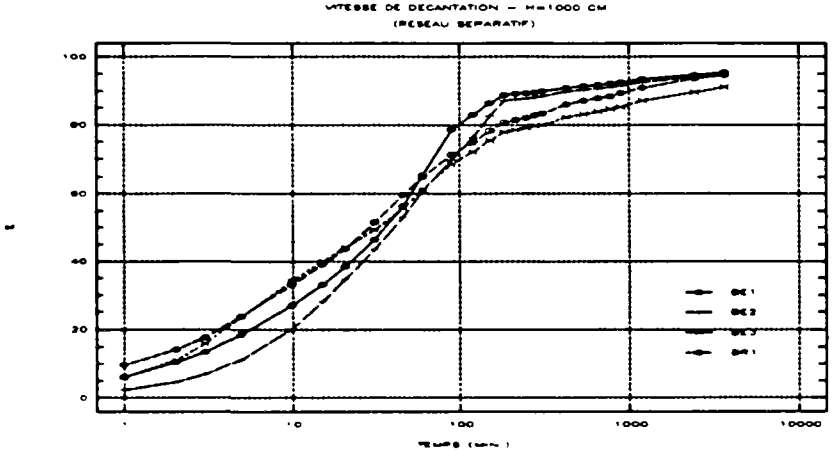


Figure 11.14 : Vitesse de décantation théorique des Matières En Suspension des rejets strictement pluviaux dans un bassin d'interception de dix mètres de profondeur

2. Réseau unitaire

- La vitesse de décantation dépend beaucoup des caractéristiques de l'événement pluvieux étudié. Plus la pluie est importante, meilleure est la décantation.

Pour les pluies CO1, CO3, MO2 et pour les solides récupérés au fond du bassin PERINOT, 79 à 84 % en masse des particules en suspension atteignent le fond du bassin (cas de profondeur = 100 cm) dans les 30 premières minutes de décantation.

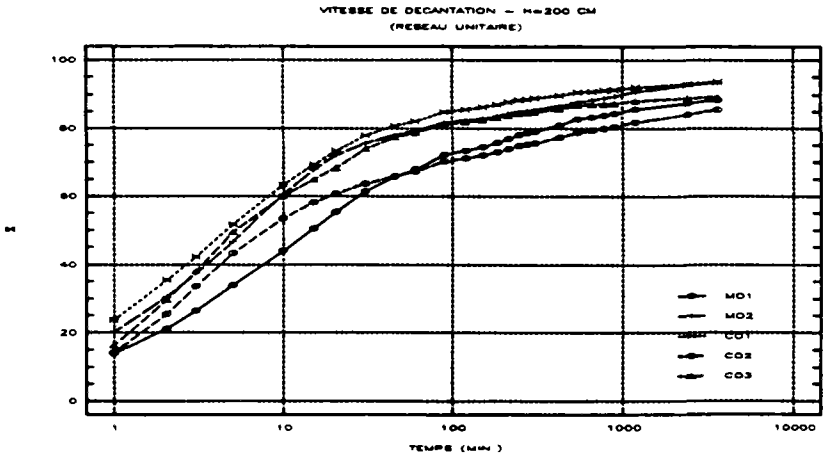


Figure 11.15 : Vitesse de décantation théorique des Matières En Suspension des rejets unitaires dans un bassin d'interception de deux mètres de profondeur

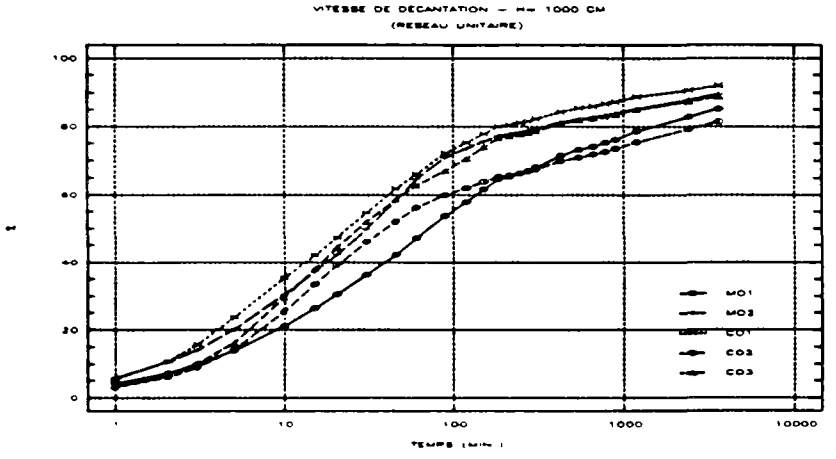


Figure 11.16 : Vitesse de décantation théorique des Matières En Suspension des rejets unitaires dans un bassin d'interception de dix mètres de profondeur

Il est bien évident que les résultats que nous venons de présenter ont été reconstitués à partir des mesures réalisées avec une pipette et une colonne de sédimentation, en laboratoire. Il convenait de pouvoir s'assurer que les résultats obtenus dans ces conditions reproduisent valablement la vitesse de décantation dans un ouvrage de plusieurs dizaines de milliers de m^3.

Pour cela, nous avons procédé de deux façons:

1. Lors de l'étude de la pluie du 16-17/3/88 à BEQUIGNEAUX, nous avons suivi l'évolution en fonction du temps des concentrations en MES, DCO et DBO5, à différentes profondeurs d'eau et à différents endroits du bassin. Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau 11.17.

2. Lors de la première pluie étudiée à La Molette, après remplissage du caisson dans lequel s'effectue l'essentiel de la décantation, nous avons calculé la masse de pollution dans les eaux déversées, au niveau de ses deux exutoires (collecteur aval et caisson en herbe). Les calculs des bilans entrée-sortie ont permis de dresser le tableau 11.18

Les résultats de mesure apparaissant dans les tableaux 11.17 et 11.18 concordent avec les résultats de calcul représentés dans les figures 11.13 à 11.16 et dans l'annexe L et montrent que la décantation est rapide. Cette rapidité dans la décantation permet d'apporter un élément de solution dans la conception des bassins de retenues pour les pluies de grands volumes de ruissellement, d'autant plus intéressant que plus l'événement est important, plus est importante la vitesse de décantation.

Partant de la rapidité de la décantation, on peut proposer d'aménager au niveau du bassin d'interception des surverses permettant d'évacuer vers l'exutoire les eaux à partir de certaines hauteurs (correspondant au remplissage du bassin). Dans ce cas de figure, nous obligeons toutes les eaux de la crue à passer par le bassin et la conception d'un bassin de stockage prend une autre dimension, celle d'un bassin d'interception. Il faudra assurer un régime d'écoulement assez calme pour assurer des conditions de sédimentation pas trop éloignées de la décantation dans de l'eau calme. Le temps minimum de séjour de l'eau devra être de l'ordre de 30 minutes.

Durée écoulée à partir du début de remplissage	Durée écoulée à partir de la fin du remplissage	Paramètres de pollution		
		MES	DCO	DBO_5
10h 10mn	moins de 20 mn	79,3%	76,8%	72,6%
18h 10mn	17h 40mn	91,8%	87,9%	86,8%

Tableau 11.17 : Abattement de la pollution par décantation
en fonction du temps de stockage
Bassin de retenue BEQUIGNEAUX
pluie 16-17/3/88

Durée moyenne d'interception des eaux	Paramètres de pollution					Remarques
	MES	DCO	DBO_5	NTK	Pb	
2h 15mn	81%	86%	77%	60%	-	bilan entre pollution: - eaux entrantes dans "LA MOLETTE" - eaux déversées (déversoir) vers l'aval
2h 40mn	79%	67%	34%	44%	-	bilan entre pollution des - eaux entrantes dans LA MOLETTE - eaux déversées (déversoir) vers le bassin en herbe
18h 10mn	92%	91%	80%	59%	94%	bilan entre pollution des - eaux entrantes dans le bassin revêtu de LA MOLETTE - eaux du même bassin au moment de la vidange

Tableau 11.18 : Abattement de la pollution par décantation
en fonction du temps de stockage
Bassin de retenue LA MOLETTE, Evénement pluvieux du 7/8/89

11.6.4 Quelques éléments à approfondir pour l'aménagement de ces ouvrages:

Les résultats présentés plus haut et l'expérience accumulée jusqu'ici ouvrent la réflexion sur plusieurs points techniques qui mériteraient des approfondissements spécifiques, notamment:

- l'aménagement des capacités d'interception en plusieurs caissons, dont au moins un serait destiné à recevoir les crues de petit volume et, à assurer une première décantation des eaux cheminant vers les autres compartiments. Toute une problématique pourrait être développée sur le déplacement de l'eau, la distribution de la turbulence, les zones de décantation de matériaux spécifiques, les valeurs limites des débits traversiers, l'équilibre à trouver entre débit traversier, temps de séjour et distribution des vitesses, la conception des ouvrages d'alimentation et de communication entre caissons,...

- le mode de vidange des bassins, ou des caissons, pour éviter la remise en suspension, des particules déposées, par la dernière lame d'eau si celle-ci doit être dirigée directement vers le milieu naturel,

- les limites rencontrées en hauteur d'eau stockée, l'augmentation des tirants d'eau permettant de réduire la surface occupée, et donc de réduire la charge de la part foncière dans le coût d'un tel ouvrage, cette hauteur augmentant aussi (mais comme on l'a vu, assez modérément) les temps de décantation à efficacité de dépollution égale,

- les conditions dans lesquelles on peut envisager d'utiliser dans le cadre de ces ouvrages des décanteurs lamellaires,

- des moyens de récupération des solides décantés qui soient économiques, rapides, sans nuisances, par rinçage ou balayage,...

- les conditionnements, retraitements éventuels et valorisation de ces boues.

11.6.5 Quelques mots sur les autres moyens de traitement:

Des ouvrages de décantation plus compacts [BACHOC A., THEVENOT D., 1987]

La motivation est forte, de trouver des séparateurs plus compacts, et donc qui coûtent beaucoup moins cher, en ville, que ces vastes bassins de décantation que nous avons évoqué jusqu'ici.Quitte à ce qu'ils soient moins efficaces. Les séparateurs compacts sont portés depuis longtemps par un grand espoir, pourtant parfois déçu.

On distingue trois types de séparateurs:

- les séparateurs statiques tourbillonnaires (SST)
- les séparateurs dynamiques des solides (SDS)
- la courbe hélicoïdale.

Le SST est le seul type dont nous ayions l'expérience en France et dont nous parlerons. Un essai décevant a été fait en vraie grandeur en Seine Saint Denis mais de nombreux problèmes ont été rencontrés durant les expérimentations de sorte qu'il n'a pas été possible de déterminer un rendement de l'appareil [PAITRY A., PAUTIS A., 1984]. On peut néanmoins formuler quelques remarques [BACHOC A., THEVENOT D., 1987 - PAITRY A., PAUTIS A., 1984] :

. L'efficacité épuratoire du dispositif est sans doute très médiocre (de l'ordre de 0 à 15% pour DBO5, DCO et MEST). En effet, le principe de cet appareil consiste à générer des turbulences qui favorisent la décantation. Il s'agit des phénomènes fins et instables qui peuvent se muer facilement en leurs contraires lorsque le contexte se modifie, même faiblement. Il semble difficile d'obtenir des résultats positifs sans une régulation fine du débit d'alimentation, assurant qu'il reste à peu près constant dans le temps. Les SST pourraient alors s'imaginer en batterie, avec une distribution du débit ruisselé par modules fixes vers un nombre, variable dans le temps, de SST élémentaires sollicités.

. Il a été conçu pour les granulométries se situant en grosse majorité à des valeurs de 350 μm et plus. Or les eaux pluviales véhiculent des particules plus fines (D50 $\approx$ 30 μm).

. Deux points doivent être soulignés pour la conception: cet ouvrage crée une perte de charge, il faut donc disposer d'une chute potentielle minimale (30 cm), le débit nominal de l'ouvrage ne doit pas correspondre à une période de retour élevée.

Autres procédés de séparation

Des procédés rustiques de dépollution des eaux pluviales sur matériaux poreux (tourbes, textiles,...) [FLORES-RODRIGUEZ J., 1987 - DAUTAIS J.P., ORDITZ D., 1989], sont à l'étude afin d'atteindre deux objectifs:

. arrêter les matières en suspension non décantées dans les bassins de retenue ou remises en suspension sous l'effet d'apport brutal d'eau,

. fixer des formes dissoutes de pollution organique ou minérale.

De tels procédés interviendraient probablement en sortie des bassins de retenue (qui amortiraient les débits hydrauliques à traiter) pour suppléer aux défaillances de la décantation ou la compléter, ou pourrait s'envisager au niveau de dispositifs d'infiltration utilisés très en amont dans les bassins versants.

Et bien d'autres moyens encore:

Les dégrilleurs ont pour but d'éliminer la pollution "esthétique" véhiculée par les eaux: déchets divers, bouteilles plastiques, papiers, ..., et de protéger les ouvrages en aval (dispositifs de vidange de bassins, pompes par exemple). Ils ne sont pas exempts de difficultés de fonctionnement, surtout par temps de pluie, ce qui nécessite un effort de mises au point technologiques.

Les déshuileurs ont pour objectif d'éliminer les particules de densité plus faible que l'eau (hydrocarbures et flottants divers) qui peuvent s'accumuler à la surface des zones calmes (rivières, plans d'eau) pour y former une couche qui réduit les transferts d'oxygène et la pénétration de la lumière. Ce type de dispositif parait surtout intéressant à l'amont des réseaux en combinaison avec la prévention de risques d'accident sur autouroute par exemple. En effet, nos mesures montrent que très vite les hydrocarbures se fixent sur les particules solides: leur traitement le plus efficace alors passe par la décantation.

Il y a aussi la lutte à la source. On a vite en tête, à ces mots, les moyens de réduire les débits ruisselés et donc les flux rejetés, ainsi que les techniques permettant d'infiltrer et de filtrer, dans des chaussées poreuses, de décanter dans des bassins d'amont, de balayer et laver les chaussées et les caniveaux, de recueillir dans des bacs de bouches-avaloir. Ces techniques, dont l'application commence à prendre une certaine ampleur, prennent un intérêt accru avec la réduction de la pollution des eaux de ruissellement, car elles permettent d'agir :

- sur la réduction des débits, et donc des volumes de stockage correspondant aux valeurs de volume d'interception que nous avons calculés,
- sur la réduction des apports polluants en fin de crue, qui sont partiellement dûs au transfert de polluants provenant des parties les plus en amont des bassins versants.

Il ne faut pas oublier, non plus, d'autres aspects. La source peut être plus à l'amont encore. Par exemple, l'exclusion du plomb des anti-détonnants sera un progrès très appréciable pour le milieu naturel et pour la possibilité de valoriser les boues de décantation.

11.7. Conclusion:

11.7.1 Le contenu du chapitre:

Nous avons analysé et exploité les résultats de la campagne de mesure française (1980-1982) et les données obtenue dans le cadre de notre programme de recherche.

Nous pensons avoir montré que l'une de nos armes majeures dans la lutte contre la pollution des rejets pluviaux urbains sera constituée par des bassins d'interception-décantation, tout en ne perdant pas de vue, qu'il ne s'agit que d'une partie de l'arsenal imaginable, qui sera disposé de l'amont vers l'aval, et distribué entre réseaux pluviaux des périphéries des grandes agglomérations et réseaux unitaires de leurs centres.

Pour dimensionner les capacités d'interception de ces ouvrages de stockage-décantation, nous nous sommes référés à **3 critères**:

- les masses polluantes rejetées sur de longues périodes (un cycle annuel par exemple), significatives vis-à-vis des effets cumulatifs,
- les masses polluantes rejetées à l'occasion des événements les plus chargés, significatives vis-à-vis des effets de chocs immédiats,
- la fréquence des rejets résiduels plus ou moins importants.

Nous avons testé **3 règles de gestion**, consistant à diriger vers les bassins d'interception:

- dès le début de la crue, la totalité des eaux, jusqu'à ce que le bassin soit plein, après quoi, si cela se produit, le reste de la crue est dirigé vers le milieu naturel,
- les "tranches" de l'hydrogramme de crue dont la concentration dépasse certains seuils,
- la totalité de la crue si son volume est inférieur à celui du volume d'interception (comme dans la première règle) ou, sinon, les "tranches" de l'hydrogramme les plus polluées et dont la somme des volumes correspond au volume d'interception.

Nous avons aussi examiné en complément l'abattement de pollution obtenu par une décantation de plusieurs heures, ainsi que la vitesse du processus de décantation et l'influence de la valeur de la hauteur d'eau stockée sur celle-ci.

Nous nous appliquons enfin à dégager un certain nombre d'orientations techniques et à désigner des voies de recherche prioritaires.

11.7.2 Capacités de stockage-décantation:

11.7.2.1 Volumes d'interception requises pour être efficaces dans la réduction de la pollution:

Le tableau 47 a été dressé pour établir une comparaison de l'efficacité, suivant les 3 critères rappelés ci-dessus, de diverses capacités de stockage.

Volume de stockage (en m3/ha.imp)	% intercepté de la masse M produite annuellement	% intercepté de la masse produite à l'occasion des événements critiques	Fréquence des rejets résiduels (nb/an)	
			rejets moyens (M x 1%< <M x 5%)	gros rejet (≥ M x 5%)
20	36% - 56%	5% - 10%	4 - 14	2 - 4
50	57% - 77%	13% - 29%	2 - 10	1 - 3
100	74% - 92%	26% - 74%	2 - 4	1 - 2
200	88% - 100%	68% - 100%	1 - 3	0 - 1

Tableau 11.19 : Comparaison des efficacités obtenues en interception des MES, suivant nos 3 critères, pour divers volumes de stockage

On peut en déduire que, pour ce type de bassin versant, drainé par un réseau strictement pluvial, et pour cette classe de taille (quelques dizaines d'hectares), et en France, on est efficace vis-à-vis de:

- **l'interception de la pollution annuellement rejetée**, de façon satisfaisante, avec **100 m3 par hectare imperméabilisé**, le doublement de cette capacité n'apportant qu'un faible supplément,

- **l'interception de la pollution rejetée lors des événements les plus chargés** très faiblement avec 20 m3/ha.imp. ou 50 m3/ha.imp., médiocrement avec 100 m3/ha.imp., correctement avec **200 m3/ha.imp.**,

- **la diminution de la fréquence des rejets importants** (plus de 5% de la masse annuellement apportée) **ou moyens** (entre 1% et 5% de cette masse annuelle), où 100 m3/ha.imp. apparaît comme un seuil, 200 m3/ha/imp. donnant des résultats satisfaisants.

11.7.2.2 Comparaison des règles de gestion:

Les 3 règles de gestion rappelées ci-dessus en 5.1.c. donnent des résultats globalement équivalents. Les différences sont très faibles, la deuxième règle (asservissement du remplissage à un franchissement de seuil en concentration) donnant même des performances inférieures à la première.

On peut noter parfois un avantage net pour la troisième règle de gestion (qui consiste à remplir le bassin de stockage-décantation avec les "tranches" les plus polluées de l'hydrogramme), pour des capacités de stockage très faibles (20 m^3/ha.imp.), comme on peut le voir le tableau 25.

Cela reste tout à fait marginal. On peut en conclure, toujours en gardant en tête le domaine d'application, qu'il est techniquement très fortement recommandable de faire simple, quand le compliqué, forcément plus fragile, n'apporte rien de plus. Il nous semble donc prioritaire, pour la conception des ouvrages, de réfléchir à des mises en oeuvre intelligentes et fiables de la première règle de gestion, plutôt que d'investir sur la commande asservie à des mesures en continu (fort utiles par ailleurs) ou sur des logiciels de simulation de la qualité des rejets urbains pluviaux (indispensables pour d'autres fonctions) qui viseraient à prévoir et à gérer en temps réel. Mais ici, aussi, nous arrivons au contact de grands mythes...

L'élargissement de ce type de démarche à un champ plus vaste devrait nous aider à les cerner ou à les dompter.

11.7.3 L'efficacité de la décantation

Une décantation de plusieurs heures ou dizaines d'heures permet d'atteindre des valeurs d'abattement de la pollution qui peuvent être qualifiées d'excellentes, sauf (et pas toujours) pour le plomb et dans une moindre mesure pour les produits azotés (dont les teneurs restent faibles).

Cette efficacité est explicable par le fait que le principal vecteur de la pollution des rejets pluviaux urbains sont des solides, certes très fins mais de vitesse de chute élevée, en eau calme.

La vitesse de décantation, que nous avons reconstituée et vérifiée sur le terrain, est rapide. Elle permet d'envisager des temps de séjour réduits à plusieurs dizaines de minutes (plus de 30mn), à condition de rester en situation d'eau calme (ce que nous ne savons pas encore très bien définir).

Cette vitesse de décantation risque de beaucoup varier, pour les rejets unitaires, avec le type d'événement, comme il semble que varie la vitesse de chute. Par contre elle ne semble qu'assez peu altérée par le tirant d'eau du décanteur, ce qui permet d'envisager de stocker sur des hauteurs importantes, avec les moyens de pompage que cela implique..

CONCLUSION

12.1. PRESENTATION

Considérons les rejets pluviaux urbains : nous sommes à la frontière entre le système d'assainissement d'une agglomération urbaine et le(s) milieu(x) naturel(s) récepteur(s), qui sont principalement des eaux de surface. Nous sommes donc par temps de pluie, à la sortie d'une station d'épuration, au niveau d'un déversoir d'orage d'un collecteur unitaire (ou d'une bâche de station de pompage,...) ou à l'exutoire d'un collecteur pluvial. Les forts débits apportés par les deux dernières catégories de rejets (surverses unitaires et rejets pluviaux) peuvent provoquer des effets négatifs importants et ne sont pas du tout aussi propres qu'on le considérait souvent jusqu'à ces dernières décades. En étudiant les solides en suspension, principaux vecteurs de la pollution des rejets pluviaux urbains, nous apportons un certain nombre d'éclairages nouveaux sur la connaissance de cette pollution, et les résultats obtenus induisent des orientations sur le plan technique. Pour aller plus loin sur les deux plans, il est nécessaire de conduire des investigations supplémentaires pour confirmer des hypothèses, approfondir certaines questions clés ou ouvrir la réflexion sur des questions connexes qui s'avèrent déterminantes.

Nous rappelons, ci-dessous, les principaux résultats obtenus et nous dressons un inventaire des questions à traiter prioritairement à notre avis.

12.2. POLLUTION DES REJETS PLUVIAUX URBAINS : IMPORTANCE ET SPECIFICITES

12.2.1. Importance de la pollution des rejets pluviaux urbains

La pollution des eaux pluviales urbaines, mesurée au cours de multiples campagnes, est importante :

Pour les masses annuellement rejetées par temps de pluie, la pollution des eaux de ruissellement urbain est, en moyenne, très supérieure en Plomb (Pb), équivalente à légèrement supérieure en MES et inférieure en demandes d'oxygène (DCO ou DBO_5) à celles des rejets d'une station d'épuration supposée avoir un rendement de 80 %.

Pour les concentrations moyennes annuelles, les eaux de ruissellement urbain sont plus polluées en Pb, MES et DCO que les eaux quittant une station d'épuration.

Pour les masses rejetées au cours de chacun des événements les plus polluants, le contraste prend des proportions plus impressionnantes si on les compare avec les quantités rejetées par temps sec après traitement, ou même avec celles qui sont produites, en 1 jour. Le Plomb (plus de 20 fois plus que les eaux de temps sec avant traitement), les hydrocarbures et les MES (plus de 10 fois), la DCO (deux fois plus) et même la DBO_5 (équivalente à celle des eaux usées avant traitement) apparaissent très pénalisants.

A cette pollution s'ajoutent dans un réseau unitaire, la contribution des eaux usées domestiques et industrielles s'écoulant pendant les pluies et celle des dépôts dans le réseau unitaire qui sont remis en mouvement par temps de pluie.

12.2.2. Spécificités de la pollution des rejets pluviaux urbains

12.2.2.1. Pollution particulaire et pollution dissoute

Le tableau 12.1 synthétise les résultats obtenus concernant la répartition entre la fraction de la pollution pluviale fixée sur les solides (filtration à 0.45 μm ou centrifugation donnent des résultats comparables) et la fraction dissoute, à l'aval d'un réseau pluvial, dans un collecteur unitaire et dans des surverses unitaires. Dans les trois cas, la pollution particulaire est nettement dominante y compris pour un paramètre comme les hydrocarbures.

Des investigations supplémentaires ont été menées au cours de deux pluies survenues à BEQUIGNEAUX et à LA MOLETTE, pour donner des éclairages sur la nature des liaisons existant entre les métaux étudiés (Pb, Zn, Cd) et les particules solides. Les résultats obtenus montrent que pour le Plomb la fraction résiduelle, c'est-à-dire très difficilement relargable, représente 72 % de la concentration métallique particulaire. En revanche, pour le Zinc et le Cadmium la part relative au métal non relargable apparaît faible (4 à 10 %). Les valeurs les plus élevées ont été obtenues à LA MOLETTE (surverses unitaires).

Site	nombre de pluies concernées	Paramètres de pollution						
		DCO	DBO_5	NTK	HC	Pb	Zn	Cd
BEQUIGNEAUX (pluvial)	1 à 4	84 - 89 %	>77 - 95 %	57 - 82 %	>86 %	79 - 96 %	99 %	99 %
LA MOLETTE (surverses unitaires)	1	88 %	83 %	48 %	-	99 %	97 %	95 %
Collecteur 13 (unitaire)	1 à 3	83 - 92 %	91 %	70 - 80 %	82 - 99 %	>99 %	-	-

Tableau 12.1. Pollution fixée sur les particules solides (en % de la pollution totale)

12.2.2.2. Granulométrie des solides en suspension dans les rejets pluviaux urbains (Tableau 12.2)

Type du réseau	Statistiques	D_{10} (μm)	D_{50} (μm)	D_{90} (μm)	% < 100 μm
pluvial	moyenne	7.4	32	617	81
	écart type	1.1	3.5	442	3.3
unitaire	moyenne	6.8	34	331	75
	écart type	3.3	6.4	112	5.5
moyenne		7.1	33	458	78
écart type		2.5	5.4	338	5.4

Tableau 12.2. Synthèse des valeurs des indicateurs granulométriques des solides des rejets pluviaux urbains

Des multiples échantillonnages et mesures menées dans le cadre de notre étude, nous pouvons dégager les tendances suivantes :

- les fines particules sont prédominantes dans les solides transférés en suspension, pendant les épisodes pluvieux, dans les réseaux d'assainissement (Tableau 12.2) ; le diamètre médian (D_{50}) mesuré varie entre 29 μm et 44 μm,

- les résultats des mesures granulométriques sont assez homogènes d'une ville à une autre et dans la même ville entre réseau unitaire et séparatif (Tableau 12.2). Les différences observées dans les valeurs de D_{90} n'influencent pas beaucoup cette homogénéité vu que les pourcentages

des particules grossières sont faibles. Plus l'événement pluvial est important plus la proportion des particules relativement grossières est importante,

- les particules fines (< 100 μm) ont tendance à s'agglomérer.

12.2.2.3. Répartition de la pollution particulaire par classes granulométriques

Une part importante de la pollution particulaire en DCO, DBO_5, NTK et Plomb semble être portée par les particules de tailles inférieures à 100 μm. Par contre, les moins fines (> 100 μm) présentent dans la plupart des cas les valeurs les plus importantes de "pollution unitaire massique".

12.2.2.4. Masses volumiques des solides en suspension dans les rejets pluviaux urbains (Tableau 12.3)

Type du réseau	Statistiques	Masse volumique des particules		
		< 100 μm	> 100 μm	Totalité
Pluvial	moyenne	2.5	1.83	2.33
	écart type	0.084	0.45	0.15
Unitaire	moyenne	2.09	1.74	2.00
	écart type	0.13	0.24	0.18

Tableau 12.3. Synthèse des masses volumiques des solides des rejets pluviaux urbains

Dans la plupart des cas, il y a décroissance des masses volumiques avec l'augmentation de la taille des particules.

En temps de pluie et pour des réseaux unitaires les solides de taille inférieure à 100 μm sont moins denses (de 1.8 à 2.2 g/cm^3) que ceux des réseaux séparatifs (de 2.4 à 2.6 g/cm^3), ce qui donne un indice de la contribution des dépôts en réseaux (et des eaux usées s'écoulant au moment du ruissellement) à la pollution véhiculée dans les collecteurs unitaires par temps de pluie. Cependant, pour un type donné de réseau (séparatif ou unitaire) la masse volumique des particules parait homogène d'un site à un autre. Sur un site donné, elle semble croitre avec l'importance de la pluie.

12.2.2.5. Teneurs en matières volatiles

Les teneurs en matières volatiles se situent entre 10 et 36 % pour les réseaux pluviaux et entre 24 et 55 % pour les réseaux unitaires. Pour des teneurs en matières volatiles assez proches, les masses volumiques des solides sont moins importantes dans les réseaux unitaires que dans les réseaux séparatifs.

12.2.2.6. Vitesses de chute (Tableau 12.4)

Taille des particules	Statistiques		Indicateurs de vitesse de chute			Pourcentage en masse dans la classe granulométrique
			V_{10} (m/h)	V_{50} (m/h)	V_{90} (m/h)	
< 50 μm	réseaux pluviaux	moyenne	0.13	4.1	11.43	68 %
		écart type	0.083	1.0	1.91	5 %
	réseaux unitaires	moyenne	< 0.036	2.4	12.34	63 %
		écart type	-	1.3	2.6	6 %
> 50 μm	réseaux pluviaux	moyenne	13	50	326	32 %
		écart type	5.2	16	247	5 %
	réseaux unitaires	moyenne	14.3	38.5	151	37 %
		écart type	2.0	7.3	66	6 %
Totalité	réseaux pluviaux	moyenne	0.37	7.2	89	100 %
		écart type	0.22	1.3	37	-
	réseaux unitaires	moyenne	< 0.058	8.1	67	100 %
		écart type	-	2.6	21	-

Tableau 12.4. Vitesses de chute des fines (< 50 μm), des plus grossières (> 50 μm) et des échantillons totaux des solides en suspension dans les eaux de temps de pluie à l'exutoire des bassins versants unitaires et pluviaux

Pour les différentes pluies étudiées, les vitesses de chute des particules transférés en suspension par temps de pluie sont en général élevées, y compris pour les particules fines de tailles inférieures à 50 μm (Tableau 12.4).

Dans le cas de réseaux unitaires, les vitesses de chute médianes (V_{50}) des particules < 50 μm varient nettement plus qu'en réseaux séparatifs, et plus d'une pluie à l'autre sur un même site que d'un site à l'autre.

La comparaison des résultats (V_{50}) obtenus sur les fines (< 50 μm) avec celles que donne la formule de STOKES montre qu'en général il y a un effet d'accélération de la décantation. L'amplitude de ce phénomène semble être liée à la teneur en matières organiques contenues dans les solides concernés.

12.2.2.7. Dépollution par décantation

Le tableau 12.5 résume les valeurs d'efficacité de la décantation pendant quelques heures, en bassin de retenue. Les abattements des charges polluantes peuvent être qualifiés de bons à excellents pour l'ensemble des paramètres sauf parfois pour le NTK et les hydrocarbures.

Paramètres de pollution	MES	DCO	DBO_5	NTK	HC	Pb	Zn	Cd
Abattement de la pollution	78 - 93	69 - 91	74 - 91	44 - 75	35 - 87	69 - 94	84- 86	84 - 86

Tableau 12.5. Abattement de la pollution par décantation (exprimé en % de la pollution totale)

12.2.2.8. Les volumes pollués

Les débits d'eaux pluviales sont très vite sans commune mesure avec les débits d'eau usée dès que la pluie prend un minimum d'ampleur. Une pluie dont l'intensité reste faible (entre 5 et 10 mm/h) génère sur une ville théorique de 10000 habitants et de 50 hectares imperméabilisés des débits de plusieurs centaines de litres par seconde, le débit moyen des eaux usées se situant à 15 l/s. Le rapport est de plusieurs dizaines. Cela montre qu'il n'est pas très facilement envisageable de créer des capacités de traitement au fil du débit qui ne fonctionneraient, de plus, que quelques centaines d'heures par an.

Un espoir reste, cependant, de façon tenace. Et si seulement n'étaient notablement pollués que les "premiers flots" ? On pourrait alors stocker ceux-ci dans des capacités de volume assez réduit avant de les traiter, à plus faible débit, après la pluie.

Malheureusement, les premiers flots ne sont pas, toujours, les seuls polués. En fait, dans la plupart des cas, les concentrations restent élevées et supérieures à la moyenne du rejet jusqu'à ce que 40 à 50 % du volume, en moyenne, soit écoulé.

12.2.3. Les compléments prioritaires en recherches

12.2.3.1. Elargissement de l'analyse des charges polluantes entamée sur les 4 bassins versants expérimentaux (Chapitre 9)

Ceci sera réalisé grâce à la constitution d'une base de données avec les résultats d'assez longues campagnes de mesure sur la pollution des rejets pluviaux urbains et sur les débits et volumes associés. Ceci permettra de mieux caractériser ces rejets, suivant les bassins versants et les réseaux producteurs, de mieux évaluer la répartition temporelle de ces rejets et enfin de préciser des principes de conception des ouvrages de traitement. C'est l'objet de la thèse d'Agnès SAGET (CERGRENE).

12.2.3.2. Compléments sur la nature et la variabilité de la pollution des rejets urbains par temps de pluie et de sa décantabilité

a. Analyse plus fine des variations des caractéristiques des solides véhiculés par des eaux unitaires suivant les caractéristiques de la pluie.

b. Meilleure identification des facteurs d'accélération (ou de ralentissement) de la décantation. Ceci ouvre la voie :

- à une meilleure connaissance et peut-être une prévision du comportement des particules dans le milieu naturel,
- à des orientations pour accélérer la décantation dans des ouvrages de traitement.

c. Analyse des paramètres de qualité pour lesquels la décantation pourrait s'avérer moins efficace.

d. Evaluation de la pollution fixée aux particules chutant le moins vite ou aux plus fines, celles qui resteront le plus facilement en suspension dans les milieux récepteurs et qu'on n'intercepterea que difficilement dans des ouvrages de traitement.

e. Evaluation de la part des hydrocarbures fixés sur les particules plus ou moins fines. Cette étude pourra confirmer, si nécessaire, la mise en cause du traitement des hydrocarbures par écrémage de la surface libre.

f. Etude des facteurs de variation des teneurs en matières volatiles ou d'autres paramètres d'une pluie à une autre.

12.3. ORIGINES DE LA POLLUTION DES REJETS PLUVIAUX URBAINS

12.3.1. Généralités

D'une manière générale une connaissance des sources de la pollution ne peut que contribuer à un meilleur ciblage des dispositions qui peuvent être prises à l'amont, à titre préventif ou curatif, et à mieux reproduire les processus essentiels pour, à travers une modélisation, se donner les moyens d'évaluer, de prévoir et de contrôler.

Dans le cadre de cette étude, nous avons concentré nos efforts sur :

- la caractérisation des sources des solides des rejets pluviaux urbains,
- l'évaluation de la contribution des diverses sources de pollution aux rejets pluviaux urbains.

12.3.2. Caractérisation des solides sources

Il semble apparaître que :

- les caractéristiques des matières en suspension dans les eaux de ruissellement urbain présentent une variabilité importante en fonction de l'événement pluvial étudié. Les données disponibles sont insuffisantes pour identifier les paramètres explicatifs de cette variabilité.

Pour une pluie moyenne à importante, le diamètre médian de ces solides semble être plus important que celui des solides prélevés plutôt à l'aval du réseau d'assainissement. Ceci pourra être expliqué par une éventuelle sédimentation des particules relativement grossières entre l'entrée et l'aval du réseau.

- les solides en dépôts dans les collecteurs visitables sont beaucoup plus grossiers et moins organiques que les solides transférés en suspension par temps de pluie ou par temps sec,

- les dépôts formés dans les canalisations sont très hétérogènes (en allant vers l'amont les particularismes s'affirment). Les particules qui les constituent sont nettement plus fines et plus organiques que dans les collecteurs,

- les solides transférés en temps sec et ceux transités par temps de pluie ont des caractéristiques granulométriques très proches. Mais les mesures des masses volumiques et de vitesses de chute montrent qu'ils sont de nature différente.

Les résultats obtenus constituent une base de données précieuse capable de fournir des paramètres d'entrée aux modèles de transport solide dans les réseaux d'assainissement. Ils permettent aussi de formuler des hypothèses sur les mécanismes de production et d'entraînement des matières en suspension dans les rejets pluviaux urbains.

12.3.3. Contribution des diverses sources de pollution aux rejets pluviaux urbains

Nous avons abordé cette question d'une façon très globale et peut-être partielle. Les résultats concernant les MES des rejets pluviaux urbains semblent montrer qu'en moyenne 56 % de la masse annuelle provient des eaux de ruissellement, 20 % des eaux usées s'écoulant pendant les pluies et 24 % de la remise en suspension des dépôts dans le réseau. Par contre, plus de la moitié de la pollution annuelle en DBO_5 véhiculée par les réseaux unitaires semble provenir des eaux usées qu'ils reçoivent pendant les crues.

12.3.4. Les compléments prioritaires en recherche

12.3.4.1. Caractérisation fine des solides qui entrent dans le réseau par temps de pluie.

En effet, les données disponibles font apparaître une grande variabilité dans les résultats en fonction des caractéristiques du site étudié et de l'événement pluvial échantillonné, mais elles sont insuffisantes pour identifier les facteurs explicatifs de cette variabilité.

12.3.4.2. Etude détaillée de la contribution des dépôts dans les réseaux unitaires à la pollution des rejets pluviaux urbains et de la manière dont ils sont mobilisés (éventuellement de manière sélective) pour apporter le surplus que les réseaux unitaires semblent présenter vis-à-vis des réseaux pluviaux.

12.3.4.3. Influence des caractéristiques du site étudié et de la configuration du réseau sur la production, l'accumulation et le transfert de la pollution.

12.3.4.4. Etude critique des modèles de pollution (production, accumulation et entraînement) à la base des informations supplémentaires qu'apporte notre étude sur les caractéristiques des solides sources.

12.4. IMPACT POLLUANT SUR LE MILIEU NATUREL

12.4.1. Rappel des principaux résultats

On peut noter tout d'abord que l'étude de l'impact polluant des rejets pluviaux urbains est très liée à l'étude du devenir des matières en suspension (principaux vecteurs de la pollution) dans le milieu récepteur.

Partant de là, nous avons mené une évaluation grossière (Chapitre 9), avec un outil très simple de simulation du comportement des solides rejetés, par temps de pluie, dans une rivière qui ressemble un peu à la Seine. Les résultats obtenus montrent que pour des vitesses d'écoulement dans la rivière inférieures à 0.4 m/s la décantation des particules est bonne (D (1 jour) = 55 à 96 %)
et rapide (t (0.9*D) = 1h 20min à 7h 24 min, et x (0.9*D) = 1100 à 9920 m).

Ces chiffres ne constituent que des ordres de grandeur très globaux. Par contre, ils peuvent servir de première base pour guider la définition des dispositifs expérimentaux à mettre en place dans le but de suivre le comportement dans le milieu naturel des solides rejetés par temps de pluie.

12.4.2. Perspectives de recherche

12.4.2.1. Analyse du comportement des solides des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel et établissement d'outils de simulation performants capables de le décrire correctement
C'est l'un des objets de la thèse de Marie-Anne GUICHARD.

12.4.2.2. Etude des déficits en oxygène provoqués dans la rivière suite à un rejet

12.4.2.3. Etude des réponses des biomasses aux rejets pluviaux urbains

12.4.2.4. Etude des échanges qui peuvent avoir lieu entre les matières en suspension et l'eau

12.4.2.5. Etude de l'évolution des solides déposés, de la pollution qu'ils fixent, et des échanges avec le volume d'eau

12.4.2.6. Définition des critères à adopter pour évaluer l'impact polluant d'un rejet dans un milieu récepteur donné

12.4.3. Perspectives techniques

Elaboration de stratégies de soutien du milieu récepteur (réoxygénation des tronçons qui souffrent le plus de la pollution rejetée, aménagement des zones de refuge pour les poissons, curages,...)

12.5. DEPOLLUTION DES REJETS PLUVIAUX URBAINS PAR STOCKAGE-DECANTATION

12.5.1. Critères de conception et de gestion

Du fait de la dominance de la pollution véhiculée par les particules solides, de la bonne décantabilité de celles-ci, et de l'importance des débits en jeu, l'une de nos armes majeures dans la lutte contre la pollution des rejets pluviaux urbains sera constituée par des bassins de stockage-décantation. Ce moyen de traitement n'est qu'une partie de l'arsenal imaginable, à déployer de l'amont vers l'aval et à distribuer entre réseaux pluviaux et réseaux unitaires. Mais c'est sans doute un élément central.

12.5.2. Capacités de stockage requises

Pour un bassin versant drainé par un réseau strictement pluvial et d'une surface de quelques dizaines d'hectares, en France, on est **efficace**, quelles que soient les règles de gestion vis-à-vis de :

- l'interception de la pollution annuellement rejetée, **de façon satisfaisante**, avec 100 m^3 par hectare imperméabilisé ; le doublement de cette capacité n'apporte qu'un faible supplément,

- l'interception de la pollution rejetée lors des événements les plus chargés très faiblement avec 20 m^3/ha.imp., **médiocrement** avec 100 m^3/ha.imp., **correctement** avec 200 m^3/ha.imp.,

- la diminution de la fréquence des **rejets importants** (plus de 5 % de la masse annuellement apportée) ou **moyens** (entre 1 et 5 % de cette masse annuelle) où 100 m^3/ha.imp. apparaît comme un seuil, 200 m^3/ha.imp. donnant des résultats satisfaisants.

Ces chiffres demandent à être confirmés par l'exploitation de données sur d'autres bassins versants et à être complétés par l'évaluation des efficacités, suivant les mêmes critères, obtenus avec des traitements au fil du débit dont on fait varier la capacité;

12.5.3. Quelques éléments à approfondir pour l'aménagement de ces ouvrages

Les résultats obtenus dans le cadre de notre étude ouvrent la réflexion sur plusieurs points techniques qui mériteraient des approfondissements spécifiques, notamment :

- l'emplacement optimal des capacités de stockage-décantation,

- l'amélioration des réflexions sur les règles de gestion de l'ouvrage de décantation et par conséquent sur les volumes à traiter,

- la conception de l'aménagement des capacités de stockage-décantation. Toute une problématique pourrait être développée sur le déplacement de l'eau, la distribution de la turbulence, les zones de décantation de matériaux spécifiques, les valeurs limites des débits traversiers, le temps de séjour et

la distribution des vitesses, la conception des ouvrages d'alimentation et la communication entre caissons, l'opportunité de rediriger, ou non, une partie de la crue vers la station d'épuration, les conditions dans lesquelles il conviendrait de prévoir des traitements complémentaires spécifiques,...

- les limites rencontrées en hauteur d'eau stockée, l'augmentation des tirants d'eau permettant de réduire la surface occupée, et donc de réduire la charge de la part foncière dans le coût d'un tel ouvrage, cette hauteur augmentant aussi les temps de décantation à efficacité de dépollution égale,

- les conditions dans lesquelles on peut envisager d'utiliser dans le cadre de ces ouvrages des décanteurs lamellaires,

- le mode de vidange des capacités de stockage-décantation pour éviter la remise en suspension des particules déposées par la dernière lame d'eau si celle-ci doit être dirigée directement vers le milieu naturel, ou pour favoriser ce rinçage si les eaux "rechargées" peuvent être traitées,

- les moyens de récupération des solides décantés qui soient économiques, rapides, sans nuisances, par rinçage ou balayage,...

- les conditionnements, retraitements éventuels et la valorisation de ces boues,

- la définition des traitements complémentaires et des ouvrages supplémentaires à mettre en place.

12.6. D'AUTRES AVANCEES NECESSAIRES

Nous avons évoqué les ouvertures qui peuvent résulter :

- d'un élargissement et d'un approfondissement des connaissances actuelles sur la pollution des rejets pluviaux urbains et essentiellement sur les solides en suspension qui constituent les principaux vecteurs de cette pollution,

- d'une meilleure connaissance des mécanismes de production, d'accumulation et d'entraînement des divers polluants,

- d'une analyse des effets négatifs que peuvent produire, sur les milieux récepteurs, les rejets pluviaux urbains.

Nous pouvons aussi rappeler d'autres types de traitements (même si certains se sont révélés un peu décevants), et surtout souligner l'intérêt probable des actions qui peuvent être menées à l'amont des bassins versants, en complément des grands ouvrages de l'aval. Agir à l'amont (aménagement des capacités de stockage-décantation, mise en place des techniques alternatives (chaussées réservoirs, puisards d'infiltration,...) peut en effet s'avérer bénéfique de 2 points de vue :

- en réduisant le débit, et le volume, à intercepter à l'aval, donc en diminuant les capacités à y mettre en place,

- en diminuant le flux polluant en provenance des zones les plus éloignées de l'exutoire, plutôt vers la fin de la crue. On tend à dépolluer les dernières tranches d'hydrogramme, celles qui constituent les flots qui ont le plus de chance de ne pas être inerceptés par les ouvrages d'aval, même quand leur volume est important.

Nous devons enfin noter que dans certaines agglomérations (Communauté Urbaine de Bordeaux par exemple) les techniques alternatives commencent à être utilisées à grande échelle, mais des études sont encore nécessaires pour mieux connaitre le processus de rétention de la pollution dans ces structures, et les techniques de récupération, ce qui permettra d'optimiser les solutions envisagées pour répondre au mieux aux objectifs qui sont fixés en terme de qualité des milieux récepteurs.

FIGURES

Figure 2.1 : Alignement des particules dans un tamis

Figure 2.2 : Incertitudes sur l'évaluation de la fraction en masse dans différentes classes granulométriques (particules de taille > 100 μm, méthode de mesure : tamisage humide)

Figure 2.3 : Incertitudes sur l'évaluation des passants à travers les tamis de différentes mailles (particules de taille > 100 μm, méthode de mesure : tamisage humide)

Figure 2.4 : Incertitudes sur l'évaluation des différentes déciles : D_{10}...D_{90} (particules de taille > 100 μm, méthode de mesure : tamisage humide)

Figure 2.5 : Orientations possibles des particules solides dans la cellule de mesure d'un diffractomètre à laser

Figure 2.6 : Principe d'un granulomètre à diffraction laser

Figure 2.7 : Influence du métaphosphate de sodium sur les diamètres caractéristiques des particules fines (< 100 μm)

Figure 2.8 : Influence des ultrasons sur les diamètres caractéristiques des particules fines (< 100 μm)

Figure 2.9 : Incertitudes sur l'évaluation de la fraction en masse dans différentes classes granulométriques (particules de taille < 100μm, méthode de mesure : CILAS HR 850)

Figure 2.10 : Incertitudes sur l'évaluation des passants cumulés correspondant aux différentes tailles des particules solides (particules de taille < 100 μm, méthode de mesure : CILAS HR 850)

Figure 2.11 : Incertitudes sur l'évaluation des différentes déciles : D_{10}...D_{90} (particules de taille < 100 μm, méthode de mesure : CILAS HR 850)

Figure 2.12 : Schéma simplifié du picnomètre à air modèle BECKMAN

Figure 2.13 : Caractéristiques géométriques du tube et du bac de sédimentation

Figure 2.14 : Incertitudes sur l'évaluation des passants cumulés correspondant aux différentes vitesses de chute des particules solides (particules de taille 50-400 μm, méthode de mesure : colonne de sédimentation)

Figure 2.15 : Incertitudes sur l'évaluation des différentes déciles : V_{10}....V_{100} (particules de taille 50−400 μm, méthode de mesure : colonne de sédimentation)

Figure 2.16 : Pipette d'Andréasen

Figure 2.17 : Incertitudes sur l'évaluation des passants cumulés correspondant aux différentes vitesses de chute des particules solides (particules de taille < 50 μm, méthode de mesure : pipette d'Andréasen)

Figure 2.18 : Incertitudes sur l'évaluation des différentes déciles : V_{10}...V_{100} (particules de taille < 50 μm, méthode de mesure : pipette d'Andréasen)

Figure 2.19 : Schéma de spéciation chimique des métaux lourds dans les eaux pluviales

Figure 3.1. : Plan de situation du bassin de retenue PERINOT à Bordeaux

Figure 3.2 : Plan de situation du bassin de retenue BEQUIGNEAUX à Bordeaux

Figure 3.3 : Plan de situation des deux bassins de retenue "LES BROUILLARDS" et "LA MOLETTE"

Figure 3.4 : Plan de situation du collecteur 13 et de son bassin versant

Figure 3.5 : Bassin versant expérimental Marly à Bordeaux

Figure 3.6 : Bassin versant expérimental Trianon à Bordeaux

Figure 4.1 : Dispositif expérimental mis en place au niveau du bassin de retenue "BEQUIGNEAUX"

Figure 4.2 : Procédure expérimentale adoptée pour évaluer la pollution par classes granulométriques des particules solides

Figure 4.3 : Procédure expérimentale adoptée pour séparer les solides dans les grands échantillons d'eaux prélevés

Figure 4.4 : Dispositif expérimental mis au point au niveau du bassin de retenue "LA MOLETTE"

Figure 4.5 : Emplacements des prélèvements des dépôts au fond du bassin de retenue "LES BROUILLARDS"

Figure 4.6 : Emplacements des prélèvements des dépôts au fond du bassin de retenue "PERINOT"

Figure 4.7 : Plan, profils en long et profils en travers du collecteur 13 à MARSEILLE

Figure 5.1 : Variations journalières du débit de temps sec à l'exutoire du collecteur 13 à Marseille

Figure 5.2 : Prélèvements de dépôt par congélation

Figure 6.1 : Répartitions granulométriques cumulatives pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs, les mesures étant effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.2 : Répartitions granulométriques cumulatives pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs, les mesures étant effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.3 : Répartitions granulométriques cumulatives pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires, les mesures étant effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.4 : Répartitions granulométriques cumulatives pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires, les mesures étant effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.5 : Histogrammes granulométriques de la fraction en masse pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs, les mesures étant effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.6 : Histogrammes granulométriques de la fraction en masse pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs, les mesures étant effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.7 : Histogrammes granulométriques de la fraction en masse pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires, les mesures étant effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.8 : Histogrammes granulométriques de la fraction en masse pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires, les mesures étant effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.9 : Histogrammes granulométriques de densité de distribution pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs, les mesures étant effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.10 : Histogrammes granulométriques de densité de distribution pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux séparatifs, les mesures étant effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.11 : Histogrammes granulométriques de densité de distribution pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires, les mesures étant effectuées sans exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.12 : Histogrammes granulométriques de densité de distribution pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires, les mesures étant effectuées après exposition des particules de dimensions inférieures à 100 μm aux ultrasons

Figure 6.13 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour les particules de dimensions inférieures à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies, à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux pluviaux

Figure 6.14 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour les particules de dimensions inférieures à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies, à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires

Figure 6.15 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour les particules de dimensions supérieures à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies, à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux pluviaux

Figure 6.16 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour les particules de dimensions supérieures à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies, à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires

Figure 6.17 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour la totalité des solides en suspension au cours des différentes pluies, à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux pluviaux

Figure 6.18 : Répartitions cumulatives des vitesses de chute pour la totalité des solides en suspension au cours des différentes pluies, à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires

Figure 7.1 : Résultats de spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) dissous obtenus sur les eaux prélevées, par temps de pluie, pendant le remplissage des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Figure 7.2 : Résultats de spéciation des métaux (Pb, Zn, Cd) dissous obtenus sur les eaux prélevées pendant la vidange (après décantation de quelques heures) des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Figure 7.3 : Résultats de spéciation du plomb fixé sur les solides transférés en suspension, par temps de pluie, au niveau des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Figure 7.4 : Résultats de spéciation du zinc fixé sur les solides transférés en suspension, par temps de pluie, au niveau des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Figure 7.5 : Résultats de spéciation du cadmium fixé sur les solides transférés en suspension, par temps de pluie, au niveau des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Figure 7.6 : Résultats de spéciation du plomb fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

Figure 7.7 : Résultats de spéciation du zinc fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

Figure 7.8 : Résultats de spéciation du cadmium fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

Figure 7.9 : Résultats de spéciation du plomb fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue LA MOLETTE

Figure 7.10 : Résultats de spéciation du zinc fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue LA MOLETTE

Figure 7.11 : Résultats de spéciation du cadmium fixé sur les solides prélevés pendant le remplissage, dans le dépôt du fond et au moment de la vidange du bassin de retenue LA MOLETTE

Figure 9.1 : Histogramme du poids relatif des événements les plus chargés

Figure 9.2 : Schématisation d'une courbe de Geiger

Figure 9.3 : Poids relatif en masse des événements pour les MES sur Maurepas

Figure 9.4 : Poids relatif en masse des événements pour la DCO sur Maurepas

Figure 9.5	:	Poids relatif en masse des événements pour la DBO_5 sur Maurepas
Figure 9.6	:	Interprétation des courbes de Geiger
Figures 9.7 et 9.8	:	Enveloppes des courbes de Geiger pour les sites Maurepas et les Ulis
Figures 9.9 et 9.10	:	Enveloppes des courbes de Geiger pour les sites Aix-Zup et Aix-Nord
Figure 9.11	:	Hydrogrammes et pollutogrammes types adoptés pour l'étude du comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel
Figure 9.12	:	Type des résultats fournis par le modèle utilisé pour l'étude du comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel
Figure 11.1	:	Interception des masses de MES rejetées sur une longue période (règle de gestion n° 1)
Figure 11.2	:	Comparaison des règles de gestion n° 1, 2 et 3 vis-à-vis de l'interception des masses des MES rejetées sur une longue période
Figure 11.3	:	Interception des masses de MES rejetées au cours de l'événement pluvial le plus pollué (en MES) (Régle de gestion n° 1)
Figure 11.4	:	Interception des masses de DCO rejetées au cours de l'événement pluvial le plus pollué (en MES) (Régle de gestion n° 1)
Figure 11.5	:	Interception des masses de DBO_5 rejetées au cours de l'événement pluvial le plus pollué (en MES) (Régle de gestion n° 1)
Figure 11.6	:	Interception des masses de MES rejetées au cours des cinq événements pluviaux les plus pollués (règle de gestion n° 1)
Figure 11.7	:	Interception des masses de MES rejetées au cours des cinq événements pluviaux les plus pollués (règle de gestion n° 2)
Figure 11.8	:	Interception des masses de MES rejetées au cours des cinq événements pluviaux les plus pollués (règle de gestion n° 3)
Figure 11.9	:	Présentation schématique des variables utilisées pour évaluer la diminution des fréquences des rejets de diverses classes
Figure 11.10	:	Fréquence des rejets en MES en absence de bassin d'interception

Figure 11.11 : Fréquence des rejets en MES après la mise en place d'un bassin d'interception de 50 m^3/ha.imp

Figure 11.12 : Fréquence des rejets en MES après la mise en place d'un bassin d'interception de 100 m^3/ha.imp

Figure 11.13 : Vitesse de décantation théorique des MES des rejets strictement pluviaux, dans un bassin de stockage de 2 m de profondeur

Figure 11.14 : Vitesse de décantation théorique des MES des rejets strictement pluviaux, dans un bassin de stockage de 10 m de profondeur

Figure 11.15 : Vitesse de décantation théorique des MES des rejets unitaires, dans un bassin de stockage de 2 m de profondeur

Figure 11.16 : Vitesse de décantation théorique des MES des rejets unitaires, dans un bassin de stockage de 10 m de profondeur

TABLEAUX

Tableau 1.1 : Essai de classification des types de pollution

Tableau 1.2 : Liste des paramètres de pollution à recueillir

Tableau 1.3 : Liste des paramètres de caractérisation à recueillir

Tableau 1.4 : Liste des paramètres de pollution hiérarchisés

Tableau 1.5 : Liste des paramètres de caractérisation hiérarchisés

Tableau 1.6 : Paramètres explicatifs de certains phénomènes liés aux particules solides cohésives

Tableau 2.1 : Méthodes d'analyse granulométrique

Tableau 2.2 : Influence du mode opératoire sur les diamètres caractéristiques des particules de dimension inférieure à 50 μm

Tableau 2.3 : Comparaison des résultats obtenus par "CILAS HR 850" et "Tamisage humide" sur une zone de recouvrement (50 - 100 μm)

Tableau 2.4 : Récapitulatif du protocole expérimental de spéciation utilisé en série pour les solides transférés dans les réseaux d'assainissement

Tableau 2.5 : Procédure adoptée pour la sélection des appareils de mesure des paramètres hydrodynamiques des solides transférés dans les réseaux d'assainissement

Tableau 2.6 : Liste des appareils retenus, dans le cadre de notre étude, pour mesurer les paramètres hydrodynamiques des solides transférés dans les réseaux d'assainissement

Tableau 3.1 : Critères de choix et caractéristiques des sites de prélèvements

Tableau 4.1 : Caractéristiques des eaux de temps sec dans le collecteur LIMANCET au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

Tableau 4.2 : Caractéristiques des pluies échantillonnées au niveau du bassin de retenue EQUIGNEAUX

Tableau 4.3 : Caractéristiques des crues du collecteur LIMANCET consécutives aux pluies échantillonnées au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

Tableau 4.4 : Prélèvements et mesures effectués au niveau du bassin de retenue BEQUIGNEAUX

Tableau 4.5 : Caractéristiques des pluies échantillonnées au niveau du bassin de retenue LA MOLETTE

Tableau 4.6 : Caractéristiques des crues du collecteur de délestage Bondy-Blanc Mesnil consécutives aux pluies échantillonnées au niveau du bassin de retenue LA MOLETTE

Tableau 4.7 : Prélèvements et mesures effectués au niveau du bassin de retenue LA MOLETTE

Tableau 4.8 : Caractéristiques des sites complémentaires : LES BROUILLARDS, PERINOT et COLLECTEUR 13

Tableau 4.9 : Caractéristiques des pluies étudiées sur les 2 sites LES BROUILLARDS et COLLECTEUR 13

Tableau 4.10 : Caractéristiques des crues du collecteur 13 consécutives aux pluies échantillonnées à l'exutoire du bassin versant 13

Tableau 4.11 : Prélèvements et mesures effectués sur les sites complémentaires : PERINOT, LES BROUILLARDS et COLLECTEUR 13

Tableau 4.12 : Nombre de mesures des paramètres hydrodynamiques effectuées dans notre étude

Tableau 4.13 : Evénements concernés par l'étude de la pollution fixée sur les solides

Tableau 5.1 : Répartition des surfaces sur les deux bassins versants expérimentaux Marly et Trianon à Bordeaux

Tableau 5.2 : Caractéristiques générales des canalisations amont du réseau du bassin versant 13

Tableau 5.3 : Prélèvements et mesures sur les eaux de temps sec du collecteur 13

Tableau 5.4 : Mesures effectuées pour caractériser les sources des solides des rejets pluviaux urbains

Tableau 6.1 : Caractéristiques des sites étudiés

Tableau 6.2 : Caractéristiques des pluies étudiées

Tableau 6.3 : Caractéristiques des crues étudiées

Tableau 6.4 : Concentrations, flux et masses des matières en suspension dans les pluies échantillonnées dans le cadre de notre étude

Tableau 6.5 : Pollution fixée sur les particules solides (en % de la pollution totale)

Tableau 6.6 : Valeurs des indicateurs granulométriques D_{10}, D_{50}, D_{90} et % < 100 μm pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires ou pluviaux. Résultats obtenus sans exposition des particules de dimension inférieure à 100 μm aux ultrasons

Tableau 6.7 : Valeurs des indicateurs granulométriques D_{10}, D_{50}, D_{90} et % < 100 μm pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires ou pluviaux. Résultats obtenus après exposition des particules de dimension inférieure à 100 μm aux ultrasons

Tableau 6.8 : Caractéristiques granulométriques des particules traversant un tamis de 100 μm : mesures effectuées au CILAS HR 850 suivant trois procédures différentes

Tableau 6.9 : Synthèse bibliographique concernant la granulométrie des matières en suspension dans les rejets pluviaux urbains

Tableau 6.10 : Répartition de la pollution particulaire (en % massique de la pollution particulaire totale)

Tableau 6.11 : Pollution unitaire liée aux particules de dimension inférieure à 100 μm

Tableau 6.12 : Comparaison des pourcentages massiques des particules de dimension < 100 μm obtenus lors de deux procédures de séparation par tamisage : la première pour analyser la répartition granulométrique des solides, la seconde pour répartir la pollution entre les différentes classes granulométriques

Tableau 6.13 : Masses volumiques des fines (< 100 μm), des plus grossiers (> 100 μm) et des échantillons totaux de solides en suspension dans les eaux de temps de pluie à l'exutoire de bassins versants unitaires et pluviaux

Tableau 6.14 : Rapprochement des masses volumiques et des teneurs en matières volatiles des solides des échantillons totaux et des fractions < 100 μm et > 100 μm prélevés à Bordeaux, à Seine-Saint-Denis et à Marseille

Tableau 6.15 : Masse volumique calculée comme valeur moyenne pour la crue et mesurée sur le grand prélèvement pour chacune des trois pluies échantillonnées sur le bassin versant 13 à Marseille

Tableau 6.16 : Synthèse bibliographique concernant la teneur en matières volatiles dans les MES des rejets pluviaux urbains

Tableau 6.17 : Valeurs des indicateurs de vitesse de chute V_{10}, V_{50} et V_{90} pour les particules de dimension inférieure à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires ou pluviaux

Tableau 6.18 : Comparaison pour les particules de taille inférieure à 50 μm, de vitesses de chute mesurées (W_{mes}) et calculées par la formule de Stokes (W_{st}), ces particules provenant des rejets pluviaux urbains, les mesures étant effectuées sans ultrasons

Tableau 6.19 : Comparaison pour les particules de taille inférieure à 50 μm, des vitesses de chute mesurées (W_{mes}) et calculées par la formule de Stokes (W_{st}), ces particules provenant des rejets pluviaux urbains , les mesures étant effectuées avec ultrasons

Tableau 6.20 : Valeurs des indicateurs de vitesse de chute V_{10}, V_{50} et V_{90} pour les particules de dimension supérieure à 50 μm des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires ou pluviaux

Tableau 6.21 : Valeurs des indicateurs de vitesses de chute V_{10}, V_{50} et V_{90} pour l'ensemble des solides en suspension au cours des différentes pluies à l'exutoire de divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires ou pluviaux

Tableau 6.22 : Comparaison des valeurs des efficacités de décantation obtenues de deux façons différentes (1. mesures dans un cône d'IMHOFF (hauteur de sédimentation = 43 cm - 2. valeurs calculées à partir des courbes de répartition de vitesse de chute)

Tableau 6.23 : Synthèse bibliographique concernant la vitesse de chute des Matières En Suspension (MES) des rejets pluviaux urbains

Tableau 7.1 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des eaux écoulées au cours des pluies du 19/10/1989 à BEQUIGNEAUX et du 7/8/1989 à LA MOLETTE

Tableau 7.2 : Concentrations moyennes annuelles (mg/l) des eaux des rejets pluviaux urbains

Tableau 7.3 : Métaux totaux dissous (après filtration à 0.45 μm) dans les eaux prélevées pendant le remplissage et la vidange des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Tableau 7.4 : Résultats bibliographiques concernant la spéciation des métaux dissous

Tableau 7.5 : Métaux totaux particulaires trouvés sur les solides prélevés pendant le remplissage et la vidange des deux bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE

Tableau 7.6 : Abattement de la pollution particulaire des rejets pluviaux urbains par simple décantataion de quelques heures dans un bassin de retenue

Tableau 7.7 : Teneurs en métaux lourds des boues ($mg.Kg^{-1}$) de matières sèches

Tableau 7.8 : Concentrations métalliques dissoutes en fonction des conditions physico-chimiques du milieu

Tableau 7.9 : Synthèse bibliographique des résultats de spéciation chimique du plomb particulaire : proportion (en %) des classes d'aptitude à la mobilisation dans divers types de solides

Tableau 7.10 : Synthèse bibliographique des résultats de spéciation chimique du zinc particulaire : proportion (en %) des classes d'aptitude à la mobilisation dans divers types de solides

Tableau 7.11 : Synthèse bibliographique des résultats de spéciation chimique du cadmium particulaire : proportion (en %) des classes d'aptitude à la mobilisation dans divers types de solides

Tableau 7.12 : Concentrations en métaux totaux particulaires et en Matières En Suspension

Tableau 8.1 : Comparaison entre pompe minivortex et préleveur automatique - Concentration en différents paramètres de pollution (mg/l)

Tableau 8.2 : Comparaison entre pompe minivortex et préleveur automatique - charges en MES (Kg)

Tableau 8.3 : Représentativité des prélèvements par pompe vis-à-vis des résultats granulométriques (site : BEQUIGNEAUX, événement pluvial : 19/10/1989)

Tableau 8.4 : Représentativité des prélèvements par pompe vis-à-vis des résultats de masses volumiques (site : BEQUIGNEAUX, événement pluvial : 19/10/1989)

Tableau 8.5 : Représentativité des prélèvements par pompe vis-à-vis des résultats de vitesses de chute (site : BEQUIGNEAUX, événement pluvial : 19/10/1989)

Tableau 8.6 : Représentativité des prélèvements au seau vis-à-vis des résultats granulométriques (site : LA MOLETTE, événement pluvial : 07/08/1989)

Tableau 8.7 : Représentativité des prélèvements au seau vis-à-vis des résultats de vitesse de chute (site : LA MOLETTE, événement pluvial : 07/08/1989, classe granulométrique $< 50\ \mu m$)

Tableau 8.8 : Représentativité des prélèvements au seau vis-à-vis des résultats de masse volumique (site : LA MOLETTE, événement pluvial : 07/08/1989)

Tableau 8.9 : Comparaison des teneurs en matières volatiles des solides des grands échantillons prélevés en début de crue, des échantillons prélevés automatiquement à peu près au même moment (les valeurs données correspondent aux deux échantillons concernés) et les valeurs moyennes pour la crue

Tableau 8.10 : Représentativité des prélèvements de dépôt dans le bassin de retenue BEQUIGNEAUX vis-à-vis des résultats granulométriques (événement pluvial : 19/10/1989)

Tableau 8.11 : Représentativité des prélèvements de dépôt dans le bassin de retenue LA MOLETTE vis-à-vis des résultats granulométriques (événement pluvial : 07/08/1989)

Tableau 8.12 : Représentativité des prélèvements de dépôt dans le bassin de retenue BEQUIGNEAUX vis-à-vis des résultats de masses volumiques (événement pluvial : 19/10/1989)

Tableau 8.13 : Représentativité des prélèvements de dépôt dans le bassin de retenue LA MOLETTE vis-à-vis des résultats de masses volumiques (événement pluvial : 07/08/1989)

Tableau 8.14 : Représentativité des prélèvements de dépôt dans le bassin de retenue BEQUIGNEAUX vis-à-vis des résultats de vitesses de chute (événement pluvial : 19/10/1989)

Tableau 8.15 : Représentativité des prélèvements de dépôt dans le bassin de retenue LA MOLETTE vis-à-vis des résultats de vitesses de chute (événement pluvial : 07/08/1989)

Tableau 8.16 : Représentativité des prélèvements de repérage

Tableau 8.17 : Prélèvements à différentes profondeurs dans l'écoulement. Représentativité des mesures effectuées au fond du collecteur LE LIMANCET à Bordeaux

Tableau 8.18 : Variabilité des concentrations en MES en différents points du bassin de retenue BEQUIGNEAUX, au cours de la décantation des solides (événement pluvial : 16/03/1988, durée de décantation = durée de remplissage = 10h30)

Tableau 8.19 : Variabilité des concentrations en MES en différents points du bassin de retenue BEQUIGNEAUX, au cours de la décantation des solides (événement pluvial : 16/03/1988, durée de décantation = 18h après la fin du remplissage)

Tableau 8.20 : Comparaison entre deux procédures de séparation des solides : filtration à 0.45 μm et centrifugation vis-à-vis de l'évaluation de la pollution particulaire (eaux usées de temps sec, collecteur 13 à Marseille)

Tableau 8.21 : Représentativité de la séparation des solides en différentes classes granulométriques

Tableau 8.22 : Représentativité des prélèvements

Tableau 9.1 : Estimation des volumes ruisselés au cours de la campagne de mesure française 1980-1982

Tableau 9.2 : Concentrations moyennes sur l'ensemble des événements analysés (en mg/l) (entre parenthèse : moyennes arithmétiques des concentrations moyennes par évènement qui ont été mesurées (en mg/l))

Tableau 9.3 : Caractéristiques des 7 bassins versants urbains choisis pour analyser les charges polluantes des rejets pluviaux urbains

Tableau 9.4 : Fourchettes et valeurs moyennes des masses annuelles transportées par temps de pluie à l'exutoire de 7 bassins versants urbains

Tableau 9.5 : Concentrations moyennes annuelles (mg/l) des eaux des rejets pluviaux urbains

Tableau 9.6 : Concentrations moyennes des eaux usées domestiques et industrielles avant et après traitement (rendement du traitement : 80%)

Tableau 9.7 : Pollution équivalente des eaux de ruissellement urbain exprimée en % de la concentration moyenne des eaux usées domestiques et industrielles (entre parenthèse : exprimée en % de la concentration moyenne des rejets d'une station d'épuration supposée avoir un rendement de 80 %)

Tableau 9.8 : Pollution équivalente des eaux de ruissellement urbain exprimée en % de la charge annuelle des eaux usées domestiques et industrielles (entre parenthèse : exprimée en % de la charge annuelle des rejets d'une station d'épuration supposée avoir 80 % de rendement)

Tableau 9.9 : Comparaison des charges annuelles à l'hectare dues au ruissellement urbain et agricole pour quelques polluants

Tableau 9.10 : Caractéristiques des événements pour lesquels les concentrations maximales ne se présentent pas dans la première partie de la crue

Tableau 9.11 : Caractéristiques de la rivière type choisie pour l'étude du comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel

Tableau 9.12 : Caractéristiques des rejets choisis pour l'étude du comportement des MES des rejets pluviaux urbains dans le milieu naturel

Tableau 9.13 : Rapprochement entre les rejets types (tableau 9.12) et les rejets étudiés dans le cadre de notre programme de recherche

Tableau 9.14 : Fourchettes de ratios de masses annuelles transportées par temps de pluie à l'exutoire des bassins versants urbains

Tableau 10.1 : Taille des particules atmosphériques

Tableau 10.2 : Caractéristiques granulométriques des retombées atmosphériques par temps sec

Tableau 10.3 : Masses volumiques des solides en dépôt dans les canalisations du bassin versant 13 à Marseille

Tableau 10.4 : Teneur en matières volatiles des solides en dépôt dans les canalisations du bassin versant 13 à Marseille

Tableau 10.5 : Equations des droites de régression de la forme $\rho_s = a.MVS + b$ et $1/\rho_s = a.MVS + b$

Tableau 10.6 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux de pluie à l'exutoire des deux bassins versants expérimentaux Marly et Trianon à Bordeaux

Tableau 10.7 : Contribution massique (en % de la charge totale) des eaux usées urbaines, s'écoulant au cours du ruissellement, aux écoulements pluviaux urbains d'un réseau unitaire

Tableau 10.8 : Proportion massique (exprimée en %) de pollution annuelle apportée par les eaux usées, le lessivage des surfaces urbaines et par la remise en suspension des particules en dépôt dans le réseau

Tableau 10.9 : Masses sèches (dépôts totaux, fines et fines organiques) déposés à différents niveaux du réseau du bassin versant 13 à Marseille

Tableau 10.10 : Masses sèches (MES totales, fines et fines organiques) des solides transférés en suspension (au cours de trois événements pluviaux), à l'aval du bassin versant 13 à Marseille

Tableau 10.11 : Evaluation des masses sèches (totales, fines et fines organiques) des solides remis en suspension dans le réseau, au moment de trois événements pluviaux, étudiés à l'aval du bassin versant 13 à Marseille

Tableau 10.12 : Caractéristiques granulométriques des solides sources des MES des rejets pluviaux urbains

Tableau 10.13 : Masses volumiques des solides sources des MES des rejets pluviaux urbains

Tableau 10.14 : Teneurs en matières organiques des solides sources des MES des rejets pluviaux urbains

Tableau 10.15 : Vitesses de chute des solides sources des MES des rejets pluviaux urbains

Tableau 11.1 : Efficacité d'interception des MES apportées sur une longue période. Comparaison des résultats des 4 bassins versants expérimentaux et d'autres résultats trouvés dans la littérature

Tableau 11.2 : Comparaison entre différentes règles de gestion vis-à-vis de l'efficacité d'interception, sur une longue période, exprimée en % de la masse totale produite

Tableau 11.3 : Efficacité d'interception pour les 5 événements les plus pollués (évaluation qualitative)

Tableau 11.4 : Efficacité d'interception des MES des rejets les plus critiques (% de la masse totale produite durant l'événement)

Tableau 11.5 : Efficacité d'interception des DCO des rejets les plus critiques (% de la masse totale produite durant l'événement)

Tableau 11.6 : Efficacité d'interception des DBO_5 des rejets les plus critiques (% de la masse totale produite durant l'événement)

Tableau 11.7 : Nombre annuel de rejets résiduels de différentes classes, en MES, en fonction de la capacité d'interception et des règles de gestion

Tableau 11.8 : Répartition du nombre annuel des rejets en MES suivant le volume d'interception, pour les 4 bassins versants

Tableau 11.9 : Abattement de la pollution par décantation (en % de la pollution entrant)

Tableau 11.10 : Comparaison de la pollution des eaux de temps de pluie après décantation et des eaux de temps sec (concentration moyenne en mg/l)

Tableau 11.11 : Pollution des eaux de temps de pluie après décantation et directives (juin 1976) du Ministère de la Santé relatives à la protection des milieux récepteurs

Tableau 11.12 : Réduction de la concentration en MES des eaux de ruissellement par décantation de 2h dans un cône d'IMHOFF (en % de la concentration initiale)

Tableau 11.13 : Réduction de la concentration en DCO des eaux de ruissellement par décantation de 2h (en % de la concentration initiale)

Tableau 11.14 : Réduction de la concentration en DBO_5 des eaux de ruissellement par décantation de 2h (en % de la concentration initiale)

Tableau 11.15 : Réduction des MES, du Plomb, du Zinc des eaux de ruissellement par décantation de 2h dans un cône d'IMHOFF (bassin de retenue sec : Les Brouillards (pluvial) à SSD)

Tableau 11.16 : Efficacité de la décantation sur divers sites – Efficacités évaluées sur le terrain par comparaison des pollutions entrantes et sortantes (en pourcentage des masses polluantes entrant dans les bassins)

Tableau 11.17 : Abattement de la pollution par décantation en fonction du temps de stockage – Bassins de retenue BEQUIGNEAUX, événement pluvieux du 16–17/3/1988

Tableau 11.18 : Abattement de la pollution par décantation en fonction du temps de stockage – Bassins de retenue LA MOLETTE, événement pluvieux du 7/8/1989

Tableau 11.19 : Comparaison des efficacités obtenues en interception des MES, suivant nos 3 critères pour divers volumes de stockage.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

AALDERINK R.H., (1989). *Estimation of storm water quality characteristics and overflow loads from treatment plant influent data.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22 , CHO/IAWPRC/IAC, 9 p.

AFBSN (Agence Financière de Bassin Seine Normandie), (1971). *Pollution par les eaux de ruissellement en milieu urbain : étude bibliographique.* Rapport général, document AFBSN/BCEOM, 97 p + annexes.

ALQUIER M., (1976). *Le transport solide dans les canaux découverts et les rivières naturelles.* Cours ENSEEIHT, 110 p.

ALQUIER M., (1981). *Amélioration des performances du séparateur statique tourbillonnaire.* Rapport d'études, IMFT (INPT), 51 p.

AMAKI S., (1990). *Control of surface runoff and effective use of rainwater by an underground detention method using the percolation of crushed stones.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 701-706.

American Public Works Association, (1969). *Water pollution aspects of urban runoff.* EPA, 11030, DNS, 01/69, USEPA

ANSELMET M-C. et al., (1985). *Suivi dans une suspension qui sédimente, de l'évolution au cours du temps de la concentration en particules, par une méthode expérimentale basée sur l'atténuation d'un faisceau de rayons X.* C.R., Acad. Sc. Paris, t. 300, série II, n° 19.

ANTHORE R., (1988). *Mesure de la vuesse de sédimentation d'une suspension par atténuation d'un faisceau de rayons X - Appareil du laboratoire des rayons X de la faculté des sciences de Rouen - URA 808.* Communication personnelle, 10 p.

ARAI H., YOSHIMOTO K., KUME M., (1990). *Improvement of a combined sewer system using a new storage pipe in Kyoto city.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 743-748.

ARFANDY M., (1979). *Mise au point d'une méthode de contrôle en continu des procédés de floculation - décantation.* Thèse de docteur ingénieur, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, spécialité Chimie Industrielle - l'Eau et les Nuisances, 145 p. + annexes.

ARTIERES O., (1987). *Les dépôts en réseau d'assainissement unitaire.* Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur de Strasbourg, ENITRTS, 214 p.

ASHELY R.M. et son équipe de recherche du Dundee, Institute of Technology, (1989). *Communications personnelles*

ASHLEY R.M., COGHLAN B.P., JEFFERIES C., (1989). *The quality of sewage flows and sediment in Dundee*. Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

Association Française de Normalisation, (1987). *Granulométrie: tamis et tamisage et autres méthodes d'analyse granulométrique*. Recueil de normes françaises, deuxième édition, 483 p.

BACHOC A., (1987). *Définition du programme de recherche sur le transfert des solides en réseau d'assainissement*. 13 p.

BACHOC A., CHEBBO G., (1989a). *Protocole de prélèvements et de mesures sur les eaux de ruissellement transitant dans le bassin de la Molette: dépollution par décantation, caractérisation des solides et des métaux.* Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 27p.

BACHOC A., CHEBBO G., (1989b). *Protocole de prélèvements, de séparation et de mesures pour caractériser les solides transférés dans les réseaux d'assainissement*. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 72 p.

BACHOC A., CHEBBO G., LAPLACE D., (1991). *Résultats et perspectives, en avril 1991, du programme de recherche sur les solides en réseaux d'assainissement*. Note interne, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 42 p.

BACHOC A., CHEBBO G., LIN H., LAPLACE D., (1991). *Dépôts en réseaux unitaires : à propos de leur formation et de leur contribution à la pollution des rejets pluviaux urbains*. Rapport d'études CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), Plan urbain, AGHTM, 237 p.

BACHOC A., DARTUS D., (1989). *Champ d'application et conditions d'utilisation d'une sonde à ultrasons pour le suivi, au cours d'expérimentations de laboratoire, des variations de hauteur d'eau et de profil en long de dépôts*. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 89 p.

BACHOC A., MOUCHEL J.M., CHEBBO G., (1991). *La pollution des rejets pluviaux urbains : son importance, ses caractéristiques, quelques éléments sur ces origines et son interception*. Journée technique sur les Eaux Pluviales de l'Agence de l'Eau Adour Garonne, 14 juin 1991.

BACHOC A., SAGET A., CHEBBO G., HABABOU C., (1991). *Rejets pluviaux urbains : distribution de leur pollution et efficacité de bassins de stockage - décantation, analyse des données des 4 bassins versants expérimentaux de la campagne nationale de mesures 1980-1982*. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 121 p + annexes.

BACHOC A., THEVENOT D., (1987). *Quels outils pour quelle dépollution ? Perspectives de la recherche.* Journées nationales inter-Gar. des 11 et 12 Juin à Paris 1987, atelier dépollution des eaux pluviales, 18 p.

BALADES J.D., CHANTRE P., (1990). *Urban storm drainage and compensating techniques - The experience in Bordeaux (France).* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 777-782.

BALADES J.D., LE ROUX J., (1988). *Part active des zones imperméabilisées - Première phase - Présentation générale.* Rapport d'études, Centre d'Etudes Techniques de l'Equipement du Sud-Ouest. 31 p. + annexes.

BALADES J.D. et al., (1985). *Pollution chronique des eaux de ruissellement d'autoroutes interurbaines.* Bulletin de liaisons des Laboratoires des Ponts et Chaussées, n° 140, Réf. 3041, pp 93-100.

BARTOLI et al., (1987). *Etude de la pollution des effluents d'un réseau unitaire par temps de pluie - Ville de Rambouillet.* Rapport d'études, DDE des Yvelines, 85 p. + annexes.

BATLEY G.E., FLORENCE T.H., (1976). *Determination of the chemical forms of dissolved lead and copper in sea water.* Mar. Chem., Amsterdam, vol.4, pp 347-363.

BAUDET G., (1971). *Emploi de la méthode de coulter pour les granulométries très fines.* Revue de l'Industrie Minérales - Mines, pp 304-318.

BAUDET G., (1983?). *Granulométrie par compteur coulter et comparaison avec d'autres méthodes.* Bulletin de la Société Française de Céramique, D 4225, 19 p.

BAUDET G., JOURDAN M.F., RONA J.P., (1988). *Analyse des poudres, comparaison des résultats obtenus par différentes méthodes.* Colloque international sur l'Analyse Morphologique et Dimensionnelle des Poudres et Particules, Agen, France, 1-2 Juin, 10 p.

BAUMANN J., DOMANIK A., KONRAD J., (1980). *Non point source pollution in urban areas.* Seminar of Water Quality Management trade offs : point source Vs diffuse source pollution, Sept. 16-17, Chicago, Illinois, EPA Report 905/9, 80,009, pp 309-322.

BECKMAN, (1971). *BECKMAN instruction - Model 930 Air Comparaison Pycnometer.* Note technique, 18 p.

BEN AIM R., (1988). *Hyrodynamique et dimension des particules.* Colloque international sur l'Analyse Morphologique et Dimensionnelle des Poudres et Particules, Agen, France, 1-2 Juin, 6 p.

BENEIMOUFFOK D., HAMRICK J.M., YU S.L., (1987). *Two-dimensional modeling of a wet detention pond.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 189-194.

BENOIST A.P., LIJKLEMA L., (1989). *Distribution of sedimentation rates of suspended solids and heavy metals in combined sewer overflows*. Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

BENTZ B., (1987a). *Transfert de la pollution et en particulier des solides dans les réseaux d'assainissement*. Projet de fin d'études. ENSEEIHT (IMFT), 38 p.

BENTZ B., (1987b). *Contribution à l'étude de la dynamique des dépôts dans les chambres de dessablement*. Rapport de DEA de Physique et Chimie de l'Environnement, ENSEEIHT (IMFT), 39 p. + annexes.

BERGUE J.M., (1988). *Recencement des campagnes de mesures (moyennes et longues durées) sur les rejets des réseaux unitaires*. Note d'information.

BERGUE J.M., MERIENNE D., (1984). *Prélèvement et analyses des poussières atmosphériques*. Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées, n° 131, pp 95-108.

BERLAMONT J., RATINCKX P., GLAS D., (1987). *Detemination of the impact of combined sewer overflows on receiving waters*. Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR, IAWPRC, pp. 161-162.

BERTRAND P., (1980). *Etude expérimentale par fractionnement de la répartition géochimique de quelques métaux (Zn, Cu, Pb, Ni) dans les matières en suspension de l'estuaire de la Gironde*. Thèse de doctorat en Géologie et Applications au domaine marin, Université de Bordeaux 1, 148 p.

BESANCON P., CHASTANG J. et LAFAYE A., (1988). *Conversion dimensionnelle des distributions granulaires*. Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées, n° 156, Juillet-Août 1988, Ref. 3285, pp 73-80.

BESANCON P. et al., (1988). *Amélioration de la résolution des histogrammes granulométriques par dédoublement optimal des classes*. Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées, n° 156, Juillet-Août 1988, Ref. 3286, pp 81-88.

BEYER G., (1989). *Contribution à l'étude de l'érosion des dépôts en réseau d'assainissement unitaire*. Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur de Strasbourg, ENITRTS, 157 p.

BLOESCH J., BURNS N.M., (1980). *A critical review of sedimentation trap technique*. Schweiz. Z. Hydrol., 42/1, Birkhauser Verlag Basel, pp 15-55.

BOUZANNE M., (1981). *Etude de qualité des eaux de la vieille Mer et des boues du bassin de Dugny*. Rapport d'études, Laboratoire Régional de l'Est Parisien - LE BOURGET, 5690-1-C-133p., 5690-2-C-109p.

BOUZANNE M., HIRSCHAUER, (1981). *Bassin de retenue des Brouillards (Dugny) - Etude des boues*. Rapport d'études, LREP.

BREMOND R., PERRODON C., (198?). *Les paramètres de la qualité des eaux.* Ministère de l'environnement et du cadre de vie, 259 p.

BRGM (Orléans), (1988). *Avantages et inconvénients pour sédigraph 5000, centrifugeuse Ladal, granulomètre à laser, compteur coulter T.A. et photosédimentomètre.* Note interne, BRGM d'Orléans, 5 p.

BRIERE F., BULU A., COUTU A., (1978). *Analyse statistique préliminaire de la qualité des eaux de surface dans la région de Montréal.* Eau du Québec, vol. 11, n° 2, pp 107-112.

BRILHANTE O.M. (1990). *Magnétisme et diagnostic de la pollution particulaire métallique dans l'environnement.* Thèse de doctorat de l'Université Paris XII, Val de Marne, 234 p.

BRISSET P., (1986). *Etude de la pollution mécanique des rivières par les extractions de granulats. Application au cas du DOUBS.* Thèse de docteur ingénieur, Institut National Polytechnique de Toulouse, 171 p. + annexes.

BRIZIO M.G., (1988). *Distribution analysis of polluant concentrations in stormwater runoff.* Dissertation submitted for the degree of M. Phil., Middlesex Polytechnic, Queens Way, Enfield, Middlesex, 132 p. + annexes.

BROEKER H.W., (1984). *Impact of depositions on sewer operation.* Proceedings of the third international conference on Urban Storm Drainage IAWPRC, IAHR, Göteborg, Sweden, June 4-8, pp 879-887.

BUJON G., (1982). *Pollution des eaux de surface par les métaux lourds à l'amont de Paris.* Société Hydrotechnique de FRANCE, XVIIèmes journées de l'Hydraulique, Nantes, Septembre 1982, Question II/Rapport n° 17, 5 p.

BUJON G., (1988). *Prévisions des débits et des flux polluants transités par les réseaux d'égouts par temps de pluie. Le modèle FLUPOL.* La Houille Blanche, n° 1/1988, 23 p.

BUJON G., HERREMANS L., (1987). *Les eaux pluviales : quels impacts sur le milieu récepteur ? La dépollution est-elle nécessaire ?.* Journées nationales des 11 et 12 Juin 1987, atelier dépollution des eaux pluviales, 11 p.

BUTMAN C.A., GRANT W.D., STOLZENBACH K.D., (1986). *Predictions of the sediment trap biases in turbulent flows: a theoretical analysis based on observations from the literature.* Journal of Marine Research, 44, n°3, pp 601-644.

CARLETON M., CHOCAT B., (1987). *The operation of combined sewer overflows.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR, IAWPRC, pp 125-126.

CARLETON M.G., (1989). *Comparison of overflows from separate and combined sewers - Quantity and quality.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters,September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

CARLETON M.G., (1990). *The relative contribution of separate sewer overflows and storm water runoff to pollution of receiving waters*. Proceedings of the fifth iternational conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 523-529.

CARSTEIL, RAOUS, (1986). *La pollution du ruissellement pluvial urbain - Banque de données "Pluie -Débit-Pollution"*. Notice d'utilisation.

CATHELAIN M., DEMIAUTTE J.P., (1980). *Etude bibliographique des préleveurs pour la mesure de la qualité des eaux de ruissellement*. Rapport de recherche PV 80 692, Juin 1980, CETE Nord Picardie, Laboratoire Régional de Saint Quentin, 70 p.

CELIK I., RODI W., (1991). *Suspended sediment transport capacity for open channel flow*. Journal of Hydraulic Engineering, n°117, pp 191-204.

CEMAGREF-Division Hydrologie (Antony), (1981). *Appréciation de l'impact de l'aménagement des terres agricoles sur l'érosion hydrique*. Rapport interne, CEMAGREF d'Antony.

Chemical Rubber Co., (1974). *Handbook of chemistry and physics*. 55th édition, CRC press, Cleveland, Ohio.

CHEBBO G., BACHOC A., (1988a). *Sélection des paramètres à mesurer pour caractériser les solides transférés dans les réseaux d'assainissement*. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 88 p. + annexes.

CHEBBO G., BACHOC A., (1988b). *Revue bibliographique des modèles de transport solide dans le milieu naturel et dans le réseau d'assainissement*. Rapport interne, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT).

CHEBBO G., BACHOC A., (1989a). *Protocole de prélèvements, de séparation et de mesures sur les solides transférés dans le réseau d'assainissement de Marseille*. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 18 p.

CHEBBO G., BACHOC A., (1989b). *Protocole de prélèvements, de séparation et de mesures sur les solides prélevés dans le bassin de retenue "BEQUIGNEAUX" et à l'exutoire des petits bassins versants expérimentaux du CETE de Bordeaux*. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 66 p.

CHEBBO G., BACHOC A., (1990). *Solides transférés dans les réseaux d'assainissement: mesures de repérage et de représentativué*. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), AFBSN, 54 p. + annexes.

CHEBBO G., BONNEFOIS J., BACHOC A., (1990). *Caractérisation des solides transférés dans le bassin de retenue "BEQUIGNEAUX"*. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC) - IMFT (INPT) - Lyonnaise des Eaux Dumez de Bordeaux - Agence de l'Eau Adour Garonne, 57 p. + annexes.

CHEBBO G., MILISIC V., (1988). *Caractérisation des solides transférés dans les réseaux d'assainissement - Sélection des méthodes de mesure de granulométrie, vitesse de chute et densité*. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 89 p. + annexes.

CHEBBO G., MUSQUERE P., BACHOC A., (1990). *Solids transferred into sewers : hydrodynamic characteristics and pollutant loading.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27 , pp 885-890.

CHEBBO G. et al., (1990). *Characterization of solids transferred into sewer trunks during wet weather.* Wat. Sci. Tech., vol. 22, n° 10/11, pp 231-238.

CHEBBO G. et al., (1991). *Caractérisation des solides des rejets pluviaux urbains du collecteur Le Limancet à Bordeaux.* Textes des conférences du 71ème congrès AGHTM à Annecy le 15-19 Avril 1991, pp 669-689.

CHEBBO G. et al. (1989). *Characterization of solids transferred into sewer trunks during wet weather.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters. September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

CHEBBO G. et al. (à paraitre, 1992). *Caractérisation des solides transférés dans le bassin de retenue"LA MOLETTE".* Rapport d'études CERGRENE (ENPC), LABAM (Université Paris XII), DEA-SSD.

CHERRERED M., CHOCAT B., (1989). *Development of a methodology to determine the pollution discharged by a combined sewer network.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters. September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

CHOPARD P., PAITRY A., (1986). *Dépollution des eaux pluviales - Etude préliminaire à la restructuration du bassin de rétention des Brouillards à Dugny.* Rapport d'études, SIAPP, AFBSN, DDE-SSD, 122 p. + annexes.

CIRIA (Construction Industry Research and Information Association), (1987). *Sediment movement in combined sewerage and storm water drainage systems.* Construction Industry Research and Information Association, London, Project report 1, 98 p. + annexes.

Civil Engineering and Water Services, Scottish Development Department, Pentland House, (1980). *Settling velocities of particulate matter in sewage.* Report nb. ARD6.

CLAMAGIRAND E., (1985). *Modélisation de la qualité des eaux de la Seine à l'étiage en période d'orage.* Thèse de docteur ingénieur en Sciences et Techniques de l'Environnement, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 159 p. + annexes.

COLE R.H. et al., (1984). *Preliminary findings of the priority pollutant monitoring project of the nationwide urban runoff program.* Journal WPCF, vol. 56, n° 7, pp 898-908.

COMBES V., (1982). *Etude des modèles mathématiques de transport de matériau solides en réseau d'assainissement.* DEA, IMFT (INPT), 153 p.

Compagnie Générale des Eaux et la Compagnie Générale des Travaux Hydrauliques, (1982). *Etude sur l'encrassement des réseaux d'assainissement.* Rapport d'études, 153 p.

CORNEE A., (1983). *Sur les bactéries des saumures et des sédiments de marais salants méditerranéens - Importance et rôle sédimentologique*. Mémoire de thèse. Laboratoire de Géologie du Muséum, Université Pierre et Marie Curie, Paris, 126 p.

CORNILLAUT J., (1987). *La granulométrie à diffraction laser*. Magazine Chimie, n° 52, pp 78-80.

COSTER M., (1988). *Les mesures granulométriques, axionmes et critères de taille, influence de la forme*. Colloque international sur l'Analyse Morphologique et Dimensionnelle des Poudres et Particules, Agen, France, 1-2 Juin 1988, 21 p.

COTTET J., (1980). *La pollution des eaux pluviales en zone urbaine*. Travail de fin d'études, ENPC, effectué à l'Agence de Bassin Seine Normandie, 135 p.

COTTINET D. et al., (1975). *Réseaux de collecte des eaux usées, Tome 1*. Institut National de la Recherche Scientifique, Québec, rapport n° 59.

CRABTREE R.W., (1989). *Sediments in sewers*. J IWEM, n° 3, pp 569-578.

CRABTREE R.W., CLIFFORDE I.T., TYSON J.M., (1987). *Interim water quality planning procedures for controlling sewerage discharges*. Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 181-182.

CSTB (Centre Scientifique et Technique du Batiment à Nantes), (1989). *Analyse de la traitabilité des matières en suspension en vue de faciliter la sélection des filières appropriées*. Rapport d'études, 61 p

CUISSET O., (1980). *Propriétés électrocinétiques des particules argileuses - Application de la méthode électrophorétique aux problèmes d'environnement et d'identification des sols*. Rapport de recherche LPC, n° 96, 107 p.

DALRYMPLE R.J., HODD S.L., MORIN D.C., (1975). *Physical and settling characteristics of particulates in storm and sanitary waste waters*. EPA, 670/2-75-011, USEPA.

DARTUS D., (1982a). *Utilisation d'un modèle probabiliste global pour l'étude du fonctionnement d'une chambre à sable réelle*. Rapport de contrat RC-83-001-IMFT (INPT), 25 p.

DARTUS D., (1982b). *Etude et modélisation de l'influence de grosses structures tourbillonnaires sur les performances d'un appareil de décantation*. Thèse de docteur ingénieur, Institut National Polytechnique de Toulouse, 170 p. + annexes.

DARTUS D., (1987). *Etude du fonctionnement des chambres à sable - Influence de la structure turbulente sur la diffusion des matières en suspension - Etude bibliographique et mise en place d'une installation expérimentale*. Rapport d'études, IMFT (INPT),

DARTUS D. et al., (1990). *Filling-up of grip chambers*. Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 903-908.

DAS K.C., (1987). *Combined sewer overflow quality and its impact.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 171-172.

DAUTAIS J.P., ORDITZ D., (1989). *Pluviatech : des techniques nouvelles de traitement et de résorption des eaux pluviales.* L'eau, l'Industrie, les Nuisances, n° 129, Juin 1989.

DAVIES J.W., (1987). *Laboratory study related to the first foul flush in combined sewers.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 47-48.

DDE-SSD, (1981). *Bilan des données recueillies au cours des expérimentations menées sur le bassin pilote de Dugny.* Note interne, 10 p.

DDE-SSD (Direction Départementale de l'Equipement de Seine-Saint-Denis), (1982). *Etude sur 4 chambres de dessablement du département de la Seine Saint Denis.* Rapport d'études.

DEA-SSD, (1988). *Relevé de bassins de retenue: cahier des plans de détails et coupes des ouvrages hydrauliques.* Document DEA-SSD.

DELMAS D., (1978). *Etude bibliographique de la séparation liquide - solide dans le traitement des eaux pluviales.* Rapport GTS n° 78.4, IMFT (INPT), 77 p.

DELMAS D., (1979). *Méthodes d'analyse des performances d'un décanteur rectangulaire.* Thèse de docteur ingénieur, Institut National Polytechnique de Toulouse, 193 p. + annexes.

DELOYE F.X., CAPODICASA M.C., (1988). *Granulométrie et normalisation.* Colloque international sur l'Analyse Morphologique et Dimensionnelle des Poudres et Particules, Agen, France, 1-2 Juin 1988, 8 p.

DESBORDES M., (1974). *Réflexions sur les méthodes de calcul des réseaux urbains d'assainissement pluvial.* Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 224 p.

DESBORDES M., (1985). *Bilan des études et recherches sur la pollution du ruissellement pluvial urbain dans les pays d'Europe de l'Ouest et d'Amérique du Nord.* Rapport d'études, LHM (USTL),Plan Urbain, 89 p.

DESBORDES M., (1987). *Contribution à l'analyse et à la modélisation des mécanismes hydrologiques en milieu urbain.* Thèse d'état. Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 242 p.

DESBORDES M., HEMAIN J.C., (1989). *Further research needs for impacts estimates of urban storm water pollution.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters. September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 6 p.

DESBORDES M., SERVAT E., (1983a). *Etude bibliographique de la production, du transport et du contrôle des MES du ruissellement pluvial drainé par les réseaux d'assainissement.* Rapport d'études, LHM (USTL), n° 28/1983, 64 p.

DESBORDES M., SERVAT E., (1983b). *Exploitation statistique des données de MES enregistrées sur des bassins versants expérimentaux et en Seine Saint Denis.* Rapport d'études, LHM (USTL), n° 39/1983, 97 p. + annexes.

DESBORDES M., SERVAT E., (1984). *Reflexions sur la méthodologie de mesure des MES.* Rapport d'études, LHM (USTL), n° 7/1984, 51 p.

DESBORDES M., SERVAT E., (1986). *Proposition d'une méthodologie de mesure des matières solides en suspension présentes dans les eaux de ruissellement pluvial.* Sciences et Techniques de l'Eau, vol. 19, n° 1, pp 65-71.

DESBORDES M., SERVAT E., (1987). *Transport model over urban catchment surfaces regarding TSS, BOD_5 and COD.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 75-76.

DESSOY S., (1987). *Contribution à l'étude du comportement des matières en suspension dans un tronçon de collecteur d'eaux usées.* Travail de fin d'études d'ingénieur Civil chimiste, Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences Appliquées, Service de Traitement des Eaux et Pollution, 109 p.

DEUTSCH J.C. et al., (1982). *Caractérisation de la pollution des eaux de ruissellement par temps de pluie.* SHF, XVIIèmes journées de l'Hydraulique, Nantes, Septembre 1982, Question II,Rapport n° 1, 8 p.

DISANT C., (1988). *Analyse dimensionnelle des particules par photosédimentométrie.* Colloque international sur l'Analyse Morphologique et Dimensionnelle des Poudres et Particules, Agen, France, 1-2 Juin 1988, 7 p.

DRISCOLL E.D., (1979). *Benefit analysis for combined sewer overflow control.* Seminar publication, EPA-625/4-79-013, Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, Avril 1979.

DUBOIS M., JACOBSEN E., (1988). *Bassins de retenue : pièces d'eaux ou cloaques ?.* T.S.M. - L'Eau, Octobre 1988, pp 513-516.

DUCHAUFOUR P., (1954). *Pédologie.* Ed. Masson, 352 p.

DURCHSCHLAG A., (1989). *Long term simulation of pollutant loads in treatment plant effluents and combined sewer overflows.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters. September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

DURCHSCHLAG A., SCHILLING W., (1987). *Effluents of combined sewer detention basins and treatment plants by long term simulation of storm water runoff and pollution load.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 123-124.

DURCHSCHLAG A., SCHILLING W., (1990). *The total pollution discharge as a design criterion for combined sewer systems.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 1077-1082.

DZOMBAK D.A., MOREL F.M.M, (1989). *Surface complexation modelling, hydrous ferric oxide*. John Wiley and Sons, 376 p.

EGIAZAROFF I.V., ASCE M., (1965). *Calculation of non uniform sediment concentrations*. Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, pp 226-247.

ELLIS J.B., (1977). *The characterization of particulate solids and quality of water discharged from and urban catchment*. Proceedings of IAHS/UNESCO Amsterdam conference, IAHS publication, n° 23, pp 283-291.

ELLIS J.B., (1985). *Pollutional aspects of urban runoff*. Urban Runoff Pollution, Torno H.C., Marsalek J. and Desbordes M. Eds., NATO ASI Series, pp 1-38.

ELLIS J.B., HAMILTON R., ROBERTS A.H., (1981). *Composition of suspended solids in urban storm water*. Proceedings of the second international conference on Urban Storm Drainage, Held at Urbana, Illinois, USA, June 15-19, pp 184-190.

Envirogenics Co., (1970). *In sewer fixed screening of combined sewer overflows*. EPA 11-24, FKJ 10/70, USEPA.

EPA, (1980). *Quantity, Quality Simulation (QQS) : a detailed continuous planning for urban runoff control*. EPA, 600/2-80-011.

ESEN I. I., (1989). *Solid-liquid separation by vortex motion*. Solid Liquid Flow, vol. n° 1,pp 21-28.

ETOH T., KURITA H. and IMANISHI Y., (1987). *A practical expression of efficiency of storage treatment system*. Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 149-154.

FAUCON N., (1987). *Fixation des métaux lourds (plomb et cadmium) sur deux sédiments côtiers : estuaire de la Manche, port de Dunkerque - Infleunce du pH et du potentiel d'oxydoréduction*. Thèse de doctorat en énérgetique, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 218 p.

FIELD R., (1990). *Handling and disposal of sludges and residuals from combined sewer overflow treatment*. Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27 , pp 1116-1122.

FIELD R., DUNKERS K., FORNDRAN A., (1990). *Demonstration of in-receiving water storage of combined sewer overflows in a marine/estuarine environment by the flow balance method*. Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 759-765.

FIELD R., PITT R.E., (1989). *Urban storm induced discharge impacts : US environmental protection agency research program review*. Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 7 p.

FIELD R., TAFURI A., MASTERS H., (1977). *Urban runoff pollution control technology overview.* EPA-600/2-77-047, 91 p.

FISCHER H.B. et al., (1979). *Mixing in inland and coastal waters.* Academic Press, 483 p.

FLORES-RODRIGUEZ J., (1987). *Traitement des eaux pluviales et de ruissellement par percolation sur milieux poreux.* Rapport de DEA Techniques et Gestion de l'Environnement, promotion n° 6, Université de Paris XII - Val de Marne, 50 p. + annexes.

FLORES-RODRIGUEZ J., (1990). *Spéciation des métaux lourds dans les eaux pluviales : toxicité et traitement.* Rapport d'études LABAM, Université Paris XII.

FLORES-RODRIGUEZ J., (à paraître en 1992). *Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain - Caractéristiques physico-chimiques.* Thèse de doctorat de l'Université Paris XII, Val de Marne.

FLORES-RODRIGUEZ J., THEVENOT D., (1988). *Etude de la spéciation chimique des métaux lourds dans les eaux pluviales : toxicité et traitabilité - Etude de faisabilité.* Rapport d'études LABAM (U.P.V.M.), RESEAU, CONACYT, 84 p.

FLORES-RODRIGUEZ J. et al., (1989). *Spéciation des métaux lourds dans les eaux pluviales.* Rapport d'études, LABAM (UPVM), 75 p.

FLORES-RODRIGUEZ J. et al., (1990). *Toxic metal speciation scheme for water and sediment from an urban storm sewage.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 457-462.

FORSTER J., (1990). *Roof runoff : a source of pollutants in urban storm drainage systems ?.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 469-474.

FÖRSTNER U., WITTMANN H., (1981). *Metal pollution in the aquatic environment.* Deuxième édition, Springer Verlag ed., 486 p.

FORTIER A., (1967). *Mécanique des suspensions.* Masson et Cie éditeurs, 176 p.

FRANCHIANG S. et al., (1987). *Urban storm water quality impacts in the passaic river basin.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 173-174.

FUJITA S., KOYAMA T., (1990). *Pollution abatement in the experimental sewer system.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 799-804.

GADDE R.R., LAITINEN H.A., (1973). *Study of the sorption characteristics of synthetic hydrous ferric oxide.* Environ. Lett., pp 223-228.

GADDE R.R., LAITINEN H.A., (1974). *Studies of heavy metal adsorption by hydrous iron and manganese oxides.* Journal of Analytical Chemistry, vol. 46, n° 13, pp 2022-2026.

GAILLARD J., FREROT A., (1983). *Conception des réseaux d'assainissement.* Cours Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, document CERGRENE (ENPC), n° 481, 131 p.

GALLIER J.M., GUILLON A., (1990). *Durée moyenne annuelle des pluies supérieures à 2 mm en Seine Saint Denis.* Rapport d'études, DEA-SSD, 8 p.

GALLOWAY J.N. et al., (1976). *Influence of acid precipitation on the water and sediment geochemistry of a dirondak mountain.* Lakes, Abstr. 39th ann. meeting ASLO, Savannah, 41 p.

GARCIA M., PARKER G., (1991). *Entrainment of bed sediment into suspension.* Journal of Hydraulic Engineering, 117, pp 414-435.

GEIGER W.F., (1987a). *Flushing effects in combined sewer systems.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 40-46.

GEIGER W.F., (1987b). *Prefilling of detention basins and its effects on overflows.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 119-120.

GEORGE W., SLINN N., (1983). *Air to sea transfer of particles.* P.S. LISS and W.G.N. SLINN (eds), Air-Sea Exchange of Gases and Particles, pp 299-405.

GERONIMO G., (1984). *Analyse du déplacement des particules solides en écoulement turbulent - Mise au point d'une méthode expérimentale.* Thèse de doctorat de 3ième Cycle, Institut National Polytechnique de Toulouse, 284 p. + annexes.

GLANCY P.A., (1988). *Streamflow, sediment transport and nutrient transport at incline village, lake tahoe, Nevada, 1970-73.* U.S. Geological Survey Water Supply, paper 23/3.

GOYEN A.G., PHILLIPS B.C., NEAL J.F., (1987). *Urban storm water quality - Australian control structures.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 135-136.

GRAF W.H., (1971). *Hydraulics of sediment transport.* Mc Graw Hill series in Water Ressources and Environmental Engineering, 513 p.

GRANGE D., (1982). *Problèmes posés par le prélèvement automatique d'échantillons sur de grands collecteurs pluviaux ou unitaires.* 17èmes journées de l'hydraulique, Société Hydrotechnique de France, pp 8.1-8.7.

GRANGE D., CHARRITTE A., ROLLIN C., (1981). *Pollution véhiculée par l'émissaire sud de l'aéroport d'Orly par temps sec et pluvieux.* Rapport d'études, LROP, AFBSN, Dossier n° 9699, 28 p + annexes.

GRANGE D., PESCHEUX F., (1987). *Mesure de l'impact des eaux pluviales d'un grand bassin versant sur la Seine - Cas du bassin du collecteur "Fresnes-Choisy".* Rapport d'études, LROP, dossier n° 17.346, 45 p. + annexes.

GRANGE D., PESCHEUX F., ROLLIN C., (1983). *Pollution des eaux de pluie. Synthèse bibliographique.* Rapport d'études, LROP, 32 p.

GRANGE D., PESCHEUX F., ROLLIN C., (1984). *Pollution des eaux de pluie. Etude expérimentale.* Rapport d'études, LROP, 31 p. + annexes.

GROTTKER M., (1990). *Storm water treatment in separate sewerage systems.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 1105-1110.

GROTTKER M., HURLEBUSH R., (1987). *Mitigation of storm water pollution by gully pots.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 66-67.

GRUAT J., (1968). *Le transport solide.* Cours ENSEEIHT, 89 p.

GRUAT J., (1977). *Etude du phénomène de pollution mécanique des rivières.* Rapport d'études, IMFT (INPT), 57 p.

GUICHARD M.A., (1990). *Modèle de transport en suspension.* Rapport d'études CERGRENE (ENPC), PIREN SEINE (Groupe 4 : "Orages"), 27 p. + annexes.

GUICHARD M.A., MOUCHEL J.M., (1991). *Dynamique des suspensions.* Chapitre n° 3 du rapport PIREN SEINE IV/91/02, 28 p. + annexes.

GUJER W., KREJCI V., (1987). *Urban storm drainage and receiving waters ecology.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 1-19.

GUTEKUNST B., (1989). *Wechselwirkungen zwischen schwermetallen und sielhant.* Wasser-Abwasser 130(1989) Nr. 9, pp 456-462.

HABABOU C., (1988). *Structuration et traitement global de données résultant de la campagne nationale de mesure sur la pollution des eaux de ruissellement.* Projet de Mastère, IMFT (INPT), 69 p. + annexes.

HALL M.J., ELLIS J.B., BRIZIO M.G., (1990). *On the statistical distribution of event mean concentrations of the pollutants in storm water runoff.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 317-324.

HAMDAN A., (1981). *Analyse du fonctionnement d'un décanteur rectangulaire.* Thèse de docteur ingénieur, Institut National Polytechnique de Toulouse, 141 p. + annexes.

HAMILTON R.S., REVITT D.M., WARREN R.S., (1984), *Levels and physico-chemical associations of Cd, Cu, Pb and Zn in road sediments.* The Science of the Total Environment, 33 (1984), pp 59-74.

HARRISON R.M., LAXEN D.P.H., WILSON S.J., (1981). *Chemical associations of lead, cadmium, copper and zinc in street dusts and road side soils.* Environmental Science and Technology, vol. 15, n° 11, November 1981, pp 1378-1383.

HARROP D.O., WARREN R.S., BECKWITH P.R., (1987). *Urban storm water impact on receiving stream water quality.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 179-180.

HASHIMOTO K. et al., (1990). *Hiranogawa underground storm water reservoir - Flood control in highly urbanized area.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, IAWPRC/IAHR, Osaka, Japan, July 23-27, pp 695-700.

HEIDENREICH E., (1988). *Using image analysis for particle characterization.* Colloque international sur l'Analyse Morphologique et Dimensionnelle des Poudres et Particules, Agen, France, 1-2 Juin 1988, 9 p.

HEMAIN J.C., (1979). *Etude bibliographique des modèles de qualité des eaux drainées par les réseaux d'assainissement urbain.* Rapport d'études n° 8/79, LHM (USTL), Montpellier, 246 p. + annexes.

HEMAIN J.C., (1981). *Méthodologie de caractérisation du phénomène de pollution du ruissellement pluvial urbain.* Rapport d'études n° 18/80, LHM (USTL), Montpellier, 140 p.

HEMAIN J.C., (1982). *Suivi des mesures de pollution du ruissellement pluvial - Exploitation des données et interprétation des résultats - Première campagne.* Rapport d'études n° 28/1982, 10 p. + annexes.

HEMAIN J.C., (1983). *Mesure de la pollution du ruissellement pluvial urbain.* Rapports d'études n° 21/83, 25/83 et 38/83, LHM (USTL), Montpellier.

HEMAIN J.C., (1984). *Mesure de la pollution du ruissellement pluvial urbain. Exploitation des données autres que MES, DCO et DBO_5.* Rapport d'études n° 23/83, LHM (USTL), Montpellier, 55 p. +annexes.

HEMAIN J.C., (1987a). *La pollution des eaux pluviales de quoi parle-t-on ?.* Journées nationales des 11-12 Juin 1987, atelier dépollution des eaux pluviales, 13 p.

HEMAIN J.C., (1987b). *Reliability of regression equations in predicting pollutants annual loads.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 220-221.

HEMAIN J.C. et al., (1990). *The current position in France as regards urban storm water quality data : the need for a data base.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 351-356.

HENDERSON R.J., MOYS G.D., (1987). *Development of a sewer flow quality model for the United Kingdom.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 201-207.

HERRMANN R., KARI F.G., (1990). *Grain size dependant transport of nonpolar organic trace pollutants (PAH, PCB) by suspended sediments during urban storm runoff.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 499-503.

HILDEBRAND E.E., BLUMM W.E., (1974). *Lead fixation by clay minerals.* Maturwissens chaften, 61, pp 169-170.

HINZE J.D., (1975). *Turbulence.* 2nd Edition, New York, Mc Graw Hill.

HUBER W.C., DRISCOLL E.D., INK P.L., (1987). *Use of monitored quality frequency characteristics for SWMM quality calibration.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 208-213.

HVITVED-JACOBSEN T., KEIDING K., YOUSEF Y.A., (1987). *Urban runoff pollutant removal in wet detention ponds.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 137-142.

IBUKA H. et al., (1990). *Control of combined sewer overflow by storm water reservoir at chubu sewage treatment plant, Yokohama city.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 1093-1098.

IFTS (Institut de la Filtration et des Techniques Séparatives Liquides Solides), (1983, reactualisé en 1986). *Granulomètres et compteurs de particules - Inventaire des appareils disponibles en France.* Rapport de recherche collective, IFTS, Agen, 177 p.

IMFT, (1990). *Etude hydraulique du comportement de divers types d'avaloirs de bouches d'égout.* Rapport IMFT (INPT), n° 448-1, Janvier 1990.

Institut de Recherches Hydrologiques, (1981). *Analyses et essais de traitabilité des boues provenant de bassin de rétention d'eaux pluviales (en Seine Saint Denis).* Rapport d'études, RH : 81-182, 32 p. + annexes.

IOSSIFIDIS W., (1987). *A model for estimating dry weather depositions in sewer systems.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 68-74.

IRAKLIS A.V., LIST E.T., (1984). *Numerical simulation of a sedimentation basin - Model development.* Environ. Sci. Technol., vol 18, n° 4, pp 242-253.

IRVINE K., DRAKE J., DROPPO I., (1987). *Erosion and pollutant associations of pervious urban land.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 79-84.

Journal Officiel des Communautés Européennes, (1975). *Directives du conseil du 16 Juin 1975 concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les états des membres.* n° L194/26-25/7/1975, 5 p.

Journal Officiel des Communautés Européennes, (1978). *Directives du conseil du 18 Juillet 1978 concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons.* n° L222/1-14/8/1978, 10 p.

KALINOWSKI M., (1987). *Settling characteristics of the suspension in storm water runoff.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 49-50.

KAUARK-LEITE L.A., (1990). *Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole.* Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, CERGRENE, 342 p. + annexes.

KEEFER T.N., CLYDE E.S., McQUIVEY R.S., (1981). *Movement of combined sewer overflow sediments in receiving waters.* Proceedings of the second international conference on Urban Storm Drainage, Held at Urbana, Illinois, USA, June 15-19, pp 218-225.

KLEMETSON S.L., (1985). *Factors affecting stream transport of combined sewer overflows sediments.* Journal WPCF, vol. 57, n° 5, p 390-397.

KNOTT G.E., TAYLOR A.T., (1985). *The use of detention tanks for flow attenuation - A review of current practice.* External report n° 171E, Water Research Engineering, 53 p.

KRANTZ J., RUSSEL D.L., (1973). *Lancaster silo project : particle sizing and density study.* Meridian Eng. Philadelphia Pa.

KREJCI V. et al., (1987). *Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 34-39.

KUO C.Y., ZHU J.L., (1987a). *A model for pollutant removal in detention basins.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 195-196.

KUO C.Y., ZHU J.L., (1987b). *Diversion box and detention basin system to manage first flush.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 117-118.

LALANNE P., (1988). *Méthodes optiques et analyse dimensionnelle des particules.* Colloque international sur l'Analyse Morphologique et Dimensionnelle des Poudres et Particules, Agen, France, 1-2 Juin 1988, 9 p.

LAPLACE D., (1991). *Dynamique du dépôt en collecteur d'assainissement.* Thèse de docteur de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, spécialité : Mécanique, 201 p + annexes.

LAPLACE D., BACHOC A., (1990). *Suivi des dépôts dans le collecteur 13 à Marseille - Méthodologie et mesures.* Rapport n° 401, IMFT/ESL, 63 p.

LAPLACE D., DARTUS D., BACHOC A., (1988a). *Détermination du pas d'espace optimal pour la mesure de profil en long de hauteur de dépôt en collecteur d'assainissement.* Rapport n° 398, IMFT/ESL, 23 p.

LAPLACE D., DARTUS D., BACHOC A., (1988b). *Développement d'un dispositif de mesure "en continu" de la hauteur de dépôt en un point d'un collecteur d'assainissement.* Rapport n° 396, IMFT/ESL, 21 p. + annexes

LAPLACE D., LE GUENNEC B., (1990). *Modifications de l'hydraulique du collecteur 13 à Marseille dues à la formation d'un profil de dépôt.* Rapport n° 90.1, IMFT/ESL, 15 p.

LAPLACE D., ROBBE D., VALENTIAN F., (1988). *Protocole de prélèvement de dépôt dans les collecteurs d'assainissement.* Rapport n° 397, IMFT/ESL, 24 p.

LAPLACE D. et al., (1989). *Sediment movement into the combined trunk sewer n° 13 in Marseille.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

LAPLACE D. et al., (1990). *Trunk sewer clogging development observation and first interpretations.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 897-902.

LARSON M. et al., (1990). *Field measurements and mathematical modeling of pollution build-up and pipe-deposit wash-out in combined sewers.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 325-332.

LAVALLEE P., SIMONNEAU A., (1987). *Interventions locales pour contrôler les débordements de réseau unitaire - Evaluation des solutions et critères généraux de conception étanche.* Rapport d'études.

LAVELLE W., MOJFELD H., (1985). *Do critical stresses for incipient motion and erosion really exist ?.* Journal of Hydraulic Engineering, 113, pp 370-385.

LAWRENCE A.I., GOYEN A.G., (1987). *Improving urban storm water quality - An australian strategy.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 129-134.

LCPC, Centre de Nantes (1984?). *Etude bibliographique - Analyse granulométrique des eaux de ruissellement.* Rapport d'études,19 p.

LEBRETON L., (1989). *Speciation chimique de trois métaux lourds (zinc, plomb et cadmium) dans les eaux et sédiments d'un bassin de retenue d'eaux pluviales.* Rapport de DEA Techniques et Gestion de l'Environnement, LABAM, Université Paris XII, 47 p. + annexes.

LEBRETON L., THEVENOT D.R., (1991). *Pollution métallique de l'eau par des poussières d'origine autoroutière.* A paraître dans environment letters.

LEDUC R., OULDALI S., (1989). *Apports en sédiments et envasement des lacs de rétention des eaux de drainage urbains.* Revue Sciences et Techniques de l'Eau, vol. 22, n° 4, pp 309-314.

LEEDS, NORTHRUP, (1988). *State of the art technology utilising fraunhaufer, mie and mie 90 % scattering theories produces an instant particle size analysis over a true 0.1-700 microns range.* Colloque international sur l'Analyse Morphologique et Dimensionnelle des Poudres et Particules, Agen, France, 1-2 Juin 1988

LEGRET M., DIVET L., MARCHANDISE P., (1987). *Mobilité et extraction des métaux lourds associés aux boues de stations d'épuration.* Wat. Res., vol. 21, n° 5, pp 541-547.

LEROUX A., (1971). *Granulométrie par la méthode ANDREASEN perfectionnée, limite de la méthode.* Colloque organisé par la Société Française de Céramique, Paris, 2 Octobre 1971.

LESSARD P., BERON P., BRIERE F., (1982). *Estimation of water quality in combined sewers : the Montreal experience.* Proceedings of the first international seminar southampton, England, Sept. 1982.

LESSARD P. et al., (1982). *Variations de la qualité des eaux en temps de pluie dans un réseau unitaire.* La Technique de l'Eau et de l'Assainissement, n° 430/431, octobre / novembre 1982, pp 9-15.

LEUSSEN W.V., (1988). *Aggregation of particles, settling velocity of mud flocs, a review.* In Physical Processes in Estuaries, DRONKERS J. and LEUSSEN W.V. eds., pp 348-424.

LEVANT A. et al., (1986). *Intercomparaison des méthodes microgranulométriques appliquées à des Loess.* Symposium de la commission INQUA des Loess, Caen, 20-27 Août 1986, 18 p.

LHM Montpellier, (1985). *La pollution du ruissellement pluvial urbain. Campagne de mesure expérimentale française 1980-1982.* Rapport de synthèse LHM (USTL), Montpellier, 80 p.

LROP, (1980). *Mesures de débit-pollution dans le collecteur des côteaux et le déversoir Proudhon.* Rapport d'études, dossier n° 9025, 45 p. + annexes.

LROP, (1983). *Exploitation des mesures de débit et pollution sur le collecteur des Coteaux et le deversoir Proudhon.* Rapport d'études, LROP, dossier n° 11.723, 84 p.

LROP Trappes, CEMAGREF Antony, CEMAGREF Lyon, (1984). *Suivi de deux retenues d'eaux pluviales de bassins versants urbanisés, commune des Ulis, Essonne.* Rapport d'études, LROP, CEMAGREF, STU, DREIF, 132 p. + annexes.

M'SALEM F., (1988). *Modélisation du remplissage de 23 chambres de dessablement.* Rapport de DEA Physique et Chimie de l'Environnement, IMFT (INPT), 63 p.

MAC INTYRE S., LICK W., TSAI G.H., (1990). *Variability of entrainement of cohesive sediments in fresh water.* Biogeochemistry 9, pp 187-209.

MANNING J.M. et al., (1977). *Nation wide evaluation of combined sewer overflows and urban storm water discharges, volume III, characterization of discharges.* EPA 600/2-77-064C, USEPA, Washington, D.C.

MARSALEK J., (1984). *Caractérisation du ruissellement du surface issu d'une zone urbaine commerciale.* Sciences et Technique de l'Eau, vol. 17, n° 2, pp 163-167.

MARSALEK J., (1985). *Toxic contaminants in urban runoff : a case study.* Urban Runoff Pollution, Torno H.C., Marsalek J. and Desbordes M. Eds., NATO ASI Series, pp 39-57.

MARSALEK J., (1989). *Evaluation of pollutant loads from urban non-point sources.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

MARSALEK J., (1990). *PAH Transport by urban runoff from industrial city.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 481-486.

MARTIN E., MILLER R.A., (1987). *Efficiency of an urban storm water detention system.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 143-148.

MAY R.W.P., MICE M.M., (1982). *Sediment transport in sewers.* Report n° IT222, Hydraulics Research Station, Wallingford, 45 p. + annexes.

MEGUELLATI N., (1982). *Mise au point d'un schéma d'extraction sélectives des polluants métalliques associés aux diverses phases constitutives des sédiments.* Thèse de doctorat chimie, Université de Pau et des Pays de l'Adour, Institut Universitaire de Recherche Scientifique, 105 p.

MILISIC V., (1976). *Contribution à l'analyse du phénomène de suspension.* Thèse de docteur ingénieur, Institut National Polytechnique de Toulouse, 143 p.

Ministère de l'Intérieur (1977). *Instruction technique relative aux réseaux d'assainissement des agglomérations.* Texte, Paris, Imprimerie nationale, 62 p.

Ministère de l'Urbanisme et de Logement, (1982). *Les eaux pluviales en milieu urbain - Synthèse bibliographique.* M.U.L, Direction de l'urbanisme et des Paysages STU - DEU.

MOFFA P.E. et al., (1984). *Urban runoff and combined sewer overflow.* Journal WPCF, vol. 56, n° 6, June 1984

MORRISON G.M., (1985). *Metal speciation in urban runoff.* Dissertation submitted for the degree of Ph.D., Middlesex Polytechnic, Enfield, Middlesex, U.K., in collaboration with Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden, 316 p. + annexes

MORRISON G.M.P., REVITT D.M., ELLIS J.B., (1984). *The physico-chemical speciation of zinc, cadmium, lead and copper in urban storm water.* In Balmers P. et al. eds, Planning and Control of Urban Storm Drainage, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden, pp 989-1000.

MORRISON G.M.P., REVITT D.M., ELLIS J.B., (1987). *Heavy metal exceedance of water quality standards during storm events.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 91-96.

MORRISON G.M.P., REVITT D.M., ELLIS J.B., (1989). *Metal speciation in separate storm water systems.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

MOUCHEL J.M. et al., (1991). *Devenir possible dans les eaux réceptrices des solides des rejets pluviaux urbains et des métaux qu'ils apportent.* Textes des conférences du 71èmes congrès AGHTM à Annecy le 15-19 Avril 1991, atelier assainissement

MURAKAMI H., UCHIDA S., (1990). *Improvement of combined sewer system through storm water retention at large scale flood control trunk sewers.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 737-742.

NAKAMURA E., KAWAI T., OZAWA N., (1987). *Physical treatability of wet weather combined sewage.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 155-160.

NG H.Y.F., (1987). *Rain water contribution to the dissolved chemistry of storm runoff.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 21-26.

NG H.Y.F., (1990). *Simulation of combined sewer overflows : a case study.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 1083-1088.

NIREL P. (1987). *Evolution de la répartition des éléments chimiques dans les suspensions estuariennes.* Thèse de doctorat, chimie de la pollution, Université Paris XII.

NISHIDA T., ANDOU Y., KANARI H., (1990). *Settleable and floating solids liquids separation by a forced vortex in a cylinder chamber.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 939-944.

NOVAK J.W., THOMPSON J.R., (1986). *Extending the use of particle sizing instrumentation to calculate particle shape factors.* Powder Technology, 45, pp 159-167.

NOVOTNY V. et al., (1985). *Estimating non point pollution from small urban watersheds.* J. Water Pollut. Control. Fed., 57(4), pp 339-348.

OSUCH-PAJDZINSKA E., (1987). *The method of forecasting the pollution load in storm water.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 27-33.

OTTERPOHL R., (1990). *Storm water treatment in waste water treatment plants - Effects on mechanical and biological efficiency.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 1111-1116.

OURIAGHLI N.A., (1987). *Etude de la teneur en Bore dans les eaux en vue de son utilisation comme un indicateur de pollution domestique.* Rapport d'études pour l'obtention du diplôme d'ingénieur industriel, Institut Supérieur Industriel de l'Etat de Bruxelles, 84 p.

PAITRY A., (1987). *LA MOLETTE : décantabilité des eaux de ruissellement, les surverses des réseaux unitaires.* Rapport d'études, service départemental d'assainissement de Seine Saint Denis, 64 p. + annexes.

PAITRY A., DOUBRERES S., (1986). *Echantillonnages des matières en suspension en réseau d'assainissement - Quelques réflexions.* Rapport d'études, Service Départemental d'assainissement de la Seine Saint Denis, 38 p. + annexes.

PAITRY A., PAUTIS A., (1984). *Le séparateur statique tourbillonnaire - Courbe hauteur débit - Rendement de l'ouvrage.* Rapport d'études, DDE-SSD, AFBSN, STU, 59 p. + annexes.

PAITRY A., PAUTIS A., (1986). *Efficacité de la décantation extensive des eaux de ruissellement pluvial en bassin de rétention.* 19èmes Journées de l'Hydraulique sur l'impact des activités humaines sur les eaux continentales, Société Hydrotechnique de France, pp II.12.1-II.12.16.

PAITRY A., RENARD D., (1984). *Etude des cinq principaux rejets pluviaux en Marne.* Rapport d'études LREP - DDE93 - LROP, 117 p. + annexes.

PASTOR H., (1988). *Caractérisation des particules : aspects industriels d'utilisation de quelques méthodes.* Colloque international sur l'Analyse Morphologique et Dimensionnelle des Poudres et Particules, Agen, France, 1-2 Juin 1988, 20 p.

PAYNE J.A., HEDGES P.D., (1989). *An evaluation of the impacts of discharges from surface water sewer outfalls.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 9 p.

PAYNE J.A., MOYS G.D., HENDERSON R.J., (1989). *Development, calibration and further data requirements of the sewer flow quality model MOSQUITO.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 7 p.

PHILIPPE J.P., RANCHET J., (1986). *Qualité des eaux de ruisellement en réseaux séparatifs et unitaires : bilan sur dix bassins versants urbains.* 19èmes Journées de l'Hydraulique sur l'Impact des Activités Humaines sur les Eaux Continentales, Société Hydrotechnique de France, pp II.5.1-II.5.15.

PHILIPPE J.P., RANCHET J., (1987). *Pollution des eaux de ruissellement pluvial en zone urbaine, synthèse des mesures sur dix bassins versants en région parisienne.* Rapport de recherche LPC, n° 142, 76 p.

PINEAU P. et al., (). *Etude des polluants particulaires de l'atmosphère et de leur rétention par l'appareil respiratoire.* pp 57-62.

PISANO W.C., (1990). *Recent united states experiences with designs of german vortex solids separator for CSO control.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 933-938.

PISANO W.C., ARONSON G.L., QUEIROZ C.S., (1979). *Dry weather deposition and flushing for combined sewer overflow pollution control.* EPA-600/2-79-133, 336 p.

PITT R., (1977). *The potential of street cleansing in reducing non point pollution.* In Urban Stormwater Management Workshop proceedings, environmental Protection Agency,Cincinnatti, Ohio, EPA-9-78-017.

PRATT C., ADAMS J.R.W., (1981). *Sediment washoff into road side Gullys.* Proceedings of the second international conference on Urban Storm Drainage, Held at Urbana, Illinois, USA, June 15-19, pp 174-183.

PRATT C., ELLIOTT G.E.P., FULCHER G.A., (1987). *Suspended solids discharge from highway gully pots in a residential catchment.* The Science of the Total Environment, 59, pp 355-364.

PREUL H.C., RUSZKOWSKI J.A., (1987). *Storm drainage detention basin sediment removal model.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 197-198.

PRYCH E.A. and EBBERT J.C., (1987). *Effects of street sweeping on runoff quality.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 53-54.

QUELENNEC R.E., (1985). *Les transports solides fluviatiles - Enquête sur les méthodes de mesure utilisées en France.* Document provisoire, Service Géologique National, département de Géologie Marine et Sédimentologie Dynamique, atelier "Sédimentologie Dynamique", 18 p. + annexes.

QUING X., (1984).*A mathematical model for studying pollutant flows in urban runoff.* Proc. third interntaional conference on Urban Storm Drainage (volume 3), Goteborg, Suède, June 4-8, pp 957-967.

RAFFINOT P., (1978). *Granulométrie.* Techniques de l'Ingénieur P 555-1, 556-10.

RAMETTE M., (1981). *Guide d'hydraulique fluviale, 2ème partie.* Rapport EDF n° HE/40/81.04, 97 p.

RANCHET J., CHARRITTE A., (1979). *Pollution véhiculée par les eaux de ruissellement en zone urbanisée de l'Orge (bassin versant des Ulis Sud).* Rapport d'études, Laboratoire Régional de l'Ouest Parisien, Service Technique de l'Urbanisme, Agence Financière de Bassin Seine Normandie, Direction Régionale de l'Equipement de l'Ile de France, 62 p. + annexes.

RANCHET J., CHERON J., (1976). *Pollution des eaux de ruissellement en zone urbine. Bassin de Vélizy Ouest.* Rapport d'études LROP, dossier n° 4527, 33 p.

RANCHET J., RUPERD Y., (1982). *Moyens d'action pour limiter la pollution due aux eaux de ruissellement en système séparatif et unitaire - Synthèse bibliographique.* Rapport de recherche LPC n° 111, 103 p.

RASHID M.A., (1974). *Adsorption of metals on sedimentary and peat humic acids.* Chem. Geol., 13, pp 115-123.

RASHID M.A., KING L.H., (1971). *Chemical characteristics of fractionated humic acids associated with marine sediments.* Chem. Geol., 7, pp 37-43.

RENARD D., (1987). *Pollution et dépollution des eaux pluviales quels enjeux ?.* Journées nationales des 11 et 12 Juin 1987, atelier dépollution des eaux pluviales, 8 p.

RENARD D., PAITRY A., (1986). *Etude de la qualité des eaux de ruissellement urbain – Calcul des dimensions d'un ouvrage de décantation.* 19èmes journées de l'Hydraulique sur l'impact des activités humaines sur les eaux continentales, Société Hydrotechnique de France, pp II.10.1– II.10.8.

RIBSTEIN P., DESBORDES M., (1978). *Etude de la qualité du ruissellement urbain : synthèse bibliographique.* LHM (USTL), Montpellier, Rapport 45/1978, 55 p.

RIVET P., (1981). *Guide de la séparation liquide solide.* Société Française de Filtration, éditeur IDEXPO, 373 p.

ROBBE D., (1975). *Influence des matières minérales en suspension sur la qualité des eaux de surface.* Rapport de recherche n° 49, Ministère de l'Equipement, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 103 p.

ROBBE D., (1981). *Pollutions métalliques du milieu naturel. Guide méthodologique de leur étude à partir des sédiments.* Rapport de recheche LPC, n° 104, 88 p.

ROBBE D., (1984). *Interprétation des teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments.* Rapport des laboratoires, série Environnement et Génie Urbain (EG1), Ministère de l'Urbanisme et du Logement, Ministère des Transports, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 149 p.

ROBBE D., ROGER B., (1987). *Granulométrie des éléments fins par diffraction laser, présentation et évaluation de la méthode.* Bulletin liaison Laboratoires des Ponts et Chaussées 148, Mars–Avril 1987, ref. 3153, pp 13–23.

ROBERT M., VENEAU G., ELSASS F., (1989). *Etude sur modèles de la fixation et de la localisation de certains éléments polluants (Cd, Cu).* Rapport de contrat Ministère de l'Environnement 86–81, Code INRA 2574A, 32 p.

ROBERTS A.H., ELLIS J.B., WHALLEY W.B., (1988). *The size and surface texture of sediment in an urban catchment.* The Science of the Total Environment, 72, 1988, pp 11–27.

ROBERTS P.V. et al. (1977). *Pollutant loadings in urban storm water.* Prog. Wat. Technol. 8(6), pp 93–101.

ROGER B., ROBBE D., (1987). *Logiciel de présentation et d'interprétation des granulométries obtenues par diffraction laser associée ou non à un tamisage.* Rapport des laboratoires, LCPC de Nantes, série GT–21, 25 p.

ROHATGI N.K., CHEN K.Y., (1975). *Transport of trace metals by suspended particulates on mixing with sea water.* J.W.P.C.F., 47, pp 2298–2316.

RUPERD Y., (1985). *Moyens d'action contre les problèmes posés par les eaux de ruissellement. Synthèse bibliographique.* Rapport d'études LROP

RUPERD Y., (1986). *Efficacité des ouvrages de traitement des eaux de ruissellement.* Rapport d'études LROP, 108 p.

SAGET A., MOUCHEL J.M., (1990). *Etude des concentrations moyennes par pluie pour différents paramètres de qualité sur des bassins versants parisiens.* Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), PIREN-SEINE, 113 p.

SALEH I.M., (1980). *Etude d'un système de récupération de sédiments décantés.* Thèse de docteur ingénieur, Institut National Polytechnique de Toulouse. 152 p. + annexes.

SANCHEZ Y., (1987). *Curage des ouvrages visitables des réseaux d'assainissement. Synthèse des principales méthodes appliquées en FRANCE.* T.S.M. L'Eau, 2/87, pp 91-97.

SARTOR J.D., BOYD G.B., (1972). *Water pollution aspects of street surface contaminants.* URS Research Compagny for US, EPA Office of Research and Monitoring Env. Prot. Tech. Series EPA R2 72 081, USEPA

SARTOR J.D., BOYD G.B., ARGADY F.J., (1974). *Water pollution aspects of street surface contaminants.* J. Water Pollution Control Fed., vol 49, n° 3, part 1, pp 458-467.

SAUL A.J., ELLIS D., (1987). *Design of storage tanks for self-cleansing operation.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 127-128.

SAUL A.J., ELLIS D.R., (1990). *Storage tank design in sewerage systems.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 713-718.

SCHILLING W., HARTWIG P., (1990). *Combined sewer overflow storage revisted : the significance of treatment plant behavior under storm water loading.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 1099-1104.

SCHILLING W., KOLLATSCH D.T., (1989). *Reduction of combined sewer overflow pollution loads by detention of sanitary sewage.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

SCHMITT T.G., (1987). *Dynamic flow routing in continuous storm water quality simulation.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 199-200.

SERVAT E., (1984a). *Etude des MES du ruissellement pluvial à l'échelle d'un petit bassin versant urbain.* Rapport de synthèse, LHM (USTL), Montpellier, 88 p. + annexes.

SERVAT E., (1984b). *Contribution à l'étude des matières en suspension du ruissellement pluvial à l'échelle d'un petit bassin versant urbain.* Thèse présentée à l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.

SERVAT E., (1985). *Etude de la DBO_5 et de la DCO du ruissellement pluvial urbain. Essai de modélisation.* Rapport d'études n° 11/85, LHM, USTL Montpellier, 74 p. + annexes.

SERVAT E., (1987). *Contribution à l'étude de la pollution du ruissellement pluvial urbain.* Thèse présentée à l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc pour obtenir le diplôme de doctorat, spécialité : Génie Civil, Aménagement (Hydrologie), 136 p. + annexes.

SETRA (Service d'Etude Technique des Routes et Autoroutes), (1980). *Protection des eaux contre la pollution d'origine routière - Catalogue de dispositifs d'interception et de traitement.* Ministère des Transports, Direction des Routes et de la Circulation routière, 190 p.

SHAHEEN D.G., (1975). *Contribution of urban roadway usage to water pollution.* EPA 600/2-75-004, USEPA.

SHINODA T., (1990). *Comparative study on surface runoff by storm water infiltration facilities.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 783-788.

SIAAP, (1989). *Etude du fonctionnement des ouvrages interdépartementaux du bassin versant parisien de la Bièvre.* Dossier de synthèse de la campagne de mesure du 25/01/1988 au 24/01/89, 34 p. + annexes.

SIEKER F., DURCHSCHLAG A., (1990). *Dimensioning of CSO Tank using longterm simulation.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 1089-1092.

SIMON L., (1986). *Transport solide de sédiments de granulométrie non uniforme.* Rapport EDF, LNH, Chatou, n° HE/43/86-28, 206 p.

SIMON L., PAITRY A., (1977). *Etude de 5 retenues d'eau pluviale en Seine Saint Denis.* Rapport d'études, DDE de Seine Saint Denis.

SIMPSON D.E., HEMENS J., (1978). *Nutrient budget for a residential storm water catchement in Durbany South Afrika.* IAWPRC, 9th international conference, Stockholm, pp 631-643.

SLY P.G., THOMAS R.L., (1974). *Review of geological research as it relates to an understanding of great lakes chuminology.* J. Fish. Res. Board. Can., 31, pp 798-825.

SODERLUND G., (1972). *Discharges from urban water runoff, mixed storm overflow and treated sewage.* IAWPRC, 6th international conference, 10 p.

SONNEN M., (1977). *Abatment of deposition and scour in sewers.* Environmental Protection Agency (US), Nov. 1977, 115 p.

SONZOGNI W.C. et al., (1980). *Pollution from land runoff.* Environmental Science and Technology, 14, pp 148-153.

SORENSON M.S., LARSEN T., (1990). *Comparison of suspended solid separation in advanced storm overflow structures.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 945-950.

SOTTY M., (1991). *Marseille : Politique de limitation des rejets liquides.* Formation continue de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées sur la maîtrise de la qualité des rejets pluviaux urbains.

SPOSITO G., (1989). *Surface reactions in natural aqueous colloïdal systems.* Chimia, 43,n° 6, pp 169-176.

STRECKER E.W. et al., (1987). *Characterization of pollutant loading from highway runoff in the USA.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 85-90.

STUMM W., HOHL H., CALANG F., (1976). *Interaction of metal ions with hydrous oxide surface.* Chem. Acta., 48, pp 491-504.

STUMM W., MORGAN J.J., (1981). *Aquatic chemistry, an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters.* Wiley - interscience publication, 2ème édition, 780 p.

TAKACS, (1985). *A two-step scheme for the advection equation with minimized dissipation and dispersion error.* American meteorological society, vol. 113.

TESSIER A. et al., (1982). *Particulate trace metal speciation in stream sediment and relation ships with grain size : implication for geochemical explorations.* Journal of Geochemical Exploration, 16, pp 77-104.

THORNTON R.C., SAUL A.J., (1987). *Temporal variation of pollutants in two combined sewer systems.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 51-52.

TISON A., (1985). *Fixation des métaux lourds sur les sédiments. Influence de la composition chimique du milieu aqueux.* Thèse de Doctorat Science et Techniques de l'Environnement, Université Paris XII, 127 p.

TOET C., HVITVED-JACOBSEN T., YOUSEF Y.A., (1989). *Pollutant removal and eutrophication in urban runoff detention ponds.* Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 8 p.

TOLA F., (1981). *Etude de la décantation et dispersion d'un rejet de sédiments fins et de la dispersion d'un polluant conservatif en milieu marin ou fluvial. Application à l'étude d'un cas spécifique en canal de laboratoire.* Rapport ORIS/SAR/5/81-16/T15/FT, Septembre 1981.

TORRANIN P., KHOMNAMOOL N., (1990). *Economical utilization of existing ponds for improving storm water management in urbanized area.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 683-688.

TRABUC P. et al., (1989). *Pollution apportée par les rejets urbains de temps de pluie.* Résumé présenté en commission de l'AFBSN le 22/3/1989.

VAN RIJN L.C., (1985). *Sediment transport.* Publication n° 334, February 1985, Water Loop Kunding Laboratorium Delft Hydraulics Laboratory.

VENTRESQUE C., PUJOL E., BABLON G., (1986). *La mesure en continu des matières en suspension appliquée au traitement de l'eau*. L'Eau, l'Industrie, les Nuisances, n° 99, Mars 1986, pp 41-43.

VERBANCK M., (1989). *Sewer sediment and its relation with the quality characteristics of combined sewer flows*. Proceedings of the second Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, September 20-22, CHO/IAWPRC/IAC, 11 p.

VERBANCK M., VANDERBORGHT J.P., WOLLAST P., (1990). *Size distributions of suspended particles in combined sewers during dry and wet weather*. Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 891-896.

VERBANCK M. et al., (1988a). *Etude des matières en suspension dans trois collecteurs de la zone bruxelles-sud en période de crue*. Rapport d'études, laboratoire de traitement des eaux et pollution, Université Libre de Bruxelles.

VERBANCK M. et al., (1990). *Assainissement Bruxelles-Nord : Etude et gestion d'un réseau expérimental de télésurveillance*. Rapport d'études, Université Libre de Bruxelles, Laboratoire de Traitement des Eaux et Pollution, 133 p.

VERBANCK M. et al. (1988b). *Etude minéralogique et granulométrique des dépôts boueux dans les collecteurs de la zone Bruxelles-sud*. Rapport d'études, Université Libre de Bruxelles, Laboratoire de Traitement des Eaux et pollution, 133 p.

VERTERGAARD K., LARSEN T., (1987). *Storm sewage dilution in smaller streams*. Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 185-186.

VIGNOLES M., (1991). *Données qualitatives et quantitatives concernant les sédiments contenus dans les eaux de ruissellement à leur entrée dans le réseau*. Texte des conférences, 71ème Congrès AGHTM à Annecy le 15-19 Avril 1991, pp 653-667.

WADA Y., MIURA H., SHIMONAKA Y., (1987). *Consideration of modeling for runoff pollutant loads of storm drain in separate sewer system*. Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 77-78.

WADA Y., SUEISHI T., (1981). *Effect of decreasing total pollution loads with retention tank*. Proceedings of the second international conference on Urban Storm Drainage, Held at Urbana, Illinois, USA, June 15-19, pp 286-294.

WALLACE G., GOFF J., COOLEY W., (1990). *Pilot recharge and underground storage and recovery program*. Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 755-758.

WALLER D.H., HART W.C., (1985). *Solids, nutrients and chlorides in urban runoff.* Urban Runoff Pollution, Torno H.C., Marsalek J. and Desbordes M. Eds., NATO ASI Series, pp 59-85.

WANIELISTA M.P. et al., (1981). *Detention with effluent filtration for storm water management.* Proceedings of the second international confernce on Urban Storm Drainage, Held at Urbana, Illinois, USA, June 15-19, pp 314-321.

WARWICK J.J., (1987). *Uncertainty analysis of storm water impact on receiving water quality.* Proceedings of the fourth international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, IAHR/IAWPRC, pp 165-170.

WATANABE K., KAWAMOTO K., (1990). *Projects for improvement of combined sewer in Tokyo - Simplification of qualitative and quantitative models of combined sewer and their application.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 1071-1076.

WEISNER P.E., KASSEM A.M., CHEUNG P.W., (1981). *Parks against storms.* Proceedings of the second international confernce on Urban Storm Drainage, Held at Urbana, Illinois, USA, June 15-19, pp 322-330.

WELTE B., BLES N., MONTIEL A., (1983). *Etude des différentes méthodes de spéciation des métaux lourds dans les sédiments.* Environmental Technology Letters, vol. 4, pp 79-88.

WHITBY K.T., (1972). *The physical characteristics of sulfur aerosols.* Atmospheric Environment, 1972, 12, 136.

WILBER W.G., HUNTER J.V., (1979). *Distribution of metals in street sweepings, storm water solids and urban aquatic sediments.* Journal WPCF, vol. 51, n° 12, December 1979, pp 2810-2822.

WILSON D.E., (1978). *An equilibrium model describing the influence of humic materials on the speciation of Cu^{2+},Zn^{2+} and Mn^{2+} in fresh water.* Limnol. Oceanogr., Lawrence, Kansas, vol. 23, n° 3, pp 499-507.

WITBECK W.O., WOODS D.R., (1984). *Pressure drop and separation efficiency in flooded hydrocyclone.* The Canadien Journal of Chemical Engineering, vol. 62, February 1984, pp 91-98.

WOLL P., GOUBET P., (1967). *L'analyse granulométrique, étude du limon d'Orly.* Cours ENPC.

WRC (Water Research Center), (1986). *Reentrainement of cohesive sediments in combined sewers.* U.K., 17 p.

YAMADA K., (1981). *Relation between sediment size and pollutant contained in urban area.* Proceedings of the second international confernce on Urban Storm Drainage, Held at Urbana, Illinois, USA, June 15-19, pp 201-208.

YANG G., (1989). *Modèle de transport complet en rivière avec granulométrie étendue.* Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble 1, 256 p. + annexes.

YOSHIMURA M., FURUYAMA S., (1990). *Improvement of the combined sewer system with storm water tanks in Yokohama city.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 731-736.

YOUSEF Y. et al., (1990). *Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff.* The Science of the Total Environment, 93, pp 433-440.

YU S.L., BENELMOUFFOK D., (1990). *Field tests of urban best management partices for controlling storm water pollution.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 805-808.

YU S.L., WU Y., JENNINGS M.E., (1990). *In search of detention pond design criteria : the modelling approach.* Proceedings of the fifth international conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp 179-724.