

EMILIE BERROUARD

# **CARACTÉRISATION DE LA DÉCANTABILITÉ DES EAUX PLUVIALES**

Mémoire présenté  
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval  
dans le cadre du programme de maîtrise en génie civil  
pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL ET GÉNIE DES EAUX  
FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE  
UNIVERSITÉ LAVAL  
QUÉBEC

2010

## Résumé

La sédimentation des particules contenues dans les eaux de ruissellement est reconnue comme étant le phénomène le plus important pour l'amélioration de la qualité de l'eau en bassin de rétention avant son rejet au milieu récepteur. Ce projet de maîtrise vise à apporter des éléments clés dans sa compréhension.

L'objectif est de mettre en place un protocole de mesure de vitesses de chute adapté aux besoins du projet. La combinaison de ces vitesses à l'évaluation de la distribution de la taille des particules fournira des informations sur l'influence des temps de rétention en bassin autant du point de vue qualité de l'eau que sur le gain en termes de décantation physique des particules. L'objectif est donc d'obtenir des résultats décrivant les vitesses de chute des particules contenues dans les eaux de ruissellement et les diamètres de ces particules. Un protocole devra aussi être élaboré afin de mesurer cette dernière caractéristique. D'un point de vue gestion du bassin, il y a aussi un objectif visant à mettre en lumière l'existence ou non de relations entre le type d'événement pluvieux et les vitesses de chute enregistrées.

À l'été 2008 et 2009, des campagnes de mesures ont été menées afin de récolter des données sur la qualité des eaux de ruissellement dans une zone résidentielle typique de Québec et des eaux à l'intérieur du bassin. L'évaluation des différents protocoles existants permettant de mesurer la vitesse de sédimentation a mené à l'emploi du protocole ViCAs élaboré à Lyon en France. Les résultats obtenus à partir du ViCAs ont permis de fractionner sous différentes classes de vitesse de chute les échantillons composites récupérés à l'entrée et à la sortie du bassin de rétention étudié. Les proportions de chaque classe varient grandement d'un événement à l'autre. Leur mise en relation avec les caractéristiques des événements pluvieux ayant généré ces eaux de ruissellement a permis de conclure

que les vitesses de chute sont proportionnelles à l'intensité de pluie maximale, à la hauteur de précipitation et au volume ruisselé. La durée de l'événement a aussi un effet notable, mais non linéaire. Les essais sur le terrain combinés à ceux du laboratoire permettent de croire qu'une période de décantation de deux jours et demi entraîne l'enlèvement maximal atteignable des matières en suspension. Par contre, la comparaison des mesures de distribution de taille de particules, effectuées sur les échantillons composites des eaux de ruissellement, avec les distributions de vitesses de chute n'a pu mener à des conclusions. Il ne semble pas possible de faire un lien direct entre ces deux variables.

## Avant-propos

Ce mémoire représente l'aboutissement de deux ans de persévérance, de questionnements, de lecture, de travail en laboratoire, de longues heures sous la pluie, de rires, de moments de découragement et de réussites. Je profiterai donc de ces quelques lignes pour remercier tous ceux qui ont contribué à ce projet.

Tout d'abord, je tiens à souligner la présence inestimable de mes deux acolytes, Bertrand et Jason, sans qui cette maîtrise n'aurait pas été aussi complète et agréable à accomplir. Maintenant mes professeurs, de qui j'ai acquis une rigueur scientifique et le goût de toujours pousser un peu plus loin. Paul, merci pour ta grande disponibilité et ton bon sens pédagogique. T'avoir comme directeur de recherche m'a mis en confiance. Peter, tu es une mine de connaissances et il n'y a pas de limite aux idées que tu peux apporter. C'est toujours bien motivant. Geneviève, tu es un modèle pour moi. Merci pour ton esprit pratique de l'ingénierie, ton soutien et tes bons conseils. Dans les moments difficiles, je me tournais vers toi et tu as toujours su trouver les bons mots.

Un gros merci aussi aux personnes que je croise au quotidien et qui me donnent l'énergie pour persévérer. Je pense à ma famille qui m'a toujours encouragée. Votre support était bien souvent mon moteur pour continuer. Bien sûr, il y a mes amis et mes collègues étudiants. Vous m'avez, vous aussi, beaucoup encouragée, mais je vous dois les moments de lâcher prise, qui ont été si appréciés.

Il y a beaucoup de gens qui ont gravité autour du projet au fil du temps. Merci à Michel, Maria, Marie-Michèle, Marie-Christine, Leendert, Dirk, Denyse et Linda. Les partenaires affiliés au projet ont aussi été bien précieux : les gens de la Ville de Québec et de chez BPR. Je tiens à souligner la collaboration de l'équipe de Jean-Luc Bertrand-Krajewski de l'INSA à Lyon, en France. Finalement, merci au CRSNG et au FQRNT pour l'appui financier.

*La théorie, c'est quand on sait tout et que rien ne fonctionne.  
La pratique, c'est quand tout fonctionne et que personne ne sait pourquoi.  
Si la pratique et la théorie sont réunies, rien ne fonctionne et on ne sait pas pourquoi.*

- Albert Einstein

## Table des matières

<b>Introduction générale .....</b>	<b>1</b>
Contexte du projet rivEAU .....	1
La démarche .....	3
Aperçu .....	3
<b>Partie 1 : Synthèse bibliographique .....</b>	<b>5</b>
1.1. Polluants des eaux de ruissellement .....	5
1.1.1. Nature.....	5
1.1.2. Taille des particules .....	7
1.1.3. Adsorption.....	9
1.1.4. Concentrations .....	12
1.1.5. Influences des surfaces.....	14
1.2. Vitesse de sédimentation .....	16
1.2.1. Informations générales.....	16
1.2.2. Décantation selon la nature .....	18
1.2.3. Décantation selon l'événement .....	21
1.2.4. Principes théoriques .....	22
1.3. Protocoles de mesure de la vitesse de sédimentation .....	23
1.3.1. Description des protocoles en colonne de sédimentation.....	23
1.3.2. Comparaison des protocoles .....	32
1.3.2.1. Volume de prélèvement.....	32
1.3.2.2. Délai d'analyse .....	33
1.3.2.3. Prétraitement de l'échantillon .....	33
1.3.2.4. Principe de mise en place.....	34

1.3.2.5. Dimensionnement de la colonne de sédimentation .....	35
1.3.2.6. Méthode de remplissage .....	36
1.3.2.7. Prélèvement du sous-échantillon en cours de sédimentation.....	37
1.3.2.8. Méthodes d'analyses.....	38
1.3.3. Définition du protocole par élutriation .....	40
1.4. Conclusion .....	41
<b>Partie 2 : Objectifs .....</b>	<b>43</b>
<b>Partie 3 : Matériel et méthodes .....</b>	<b>45</b>
3.1. Site expérimental.....	45
3.2. Type d'événements .....	46
3.3. Échantillonnage.....	48
3.4. Analyses complémentaires.....	54
3.5. Protocole de mesure de vitesses de sédimentation.....	55
3.5.1. Choix du protocole .....	55
3.5.2. Description détaillée.....	57
3.5.2.1. Montage et matériel .....	57
3.5.2.2. Méthode d'analyse .....	61
3.6. Protocole de mesure de grosseur de particules .....	63
<b>Partie 4 : Résultats et discussion .....</b>	<b>69</b>
4.1. Événements pluvieux étudiés .....	69
4.2. Étude des courbes de vitesses .....	72
4.2.1. Par rapport aux caractéristiques des événements .....	73
4.2.2. À l'entrée et à la sortie du bassin .....	81
4.2.3. Évolution de la fraction organique .....	85
4.3. Résultats par rapport au <i>Mastersizer</i> .....	89

4.4 Mise en relation des courbes de vitesses et des tailles de particules .....	93
<b>Conclusion .....</b>	<b>98</b>
Recommandations .....	99
Perspectives .....	101
<b>Bibliographie .....</b>	<b>103</b>
<b>Annexe A : Critères de sélection du bassin d'orage à l'étude....</b>	<b>108</b>
<b>Annexe B: Courbes de débit et de prise d'échantillon.....</b>	<b>110</b>
<b>Annexe C : Procédure lors d'un orage .....</b>	<b>117</b>
<b>Annexe D : Analyses réalisées et données disponibles .....</b>	<b>122</b>
<b>Annexe E: Exemple de classeur Excel ViCAs.....</b>	<b>125</b>
<b>Annexe F : Plans du montage ViCAs.....</b>	<b>129</b>
<b>Annexe G: Protocoles de laboratoire .....</b>	<b>137</b>
Procédure pour prétraiter les filtres à MES.....	138
Protocole de mesure de MES par rapport au ViCAs .....	139
Procédure à suivre lors d'un essai ViCAs .....	142
Tableau à remplir lors d'un essai ViCAs.....	146
Protocole de distribution de la taille de particules .....	148
<b>Annexe H : Démonstration des équations du protocole ViCAs..</b>	<b>161</b>
<b>Annexe I : Certificat de calibration du standard pour le</b> <b><i>Mastersizer</i> .....</b>	<b>164</b>
<b>Annexe J : Observations par rapport au protocole ViCAs.....</b>	<b>167</b>
<b>Annexe K : Considération des incertitudes sur ViCAs .....</b>	<b>179</b>
<b>Annexe L : Compléments de la section 4.2.1 .....</b>	<b>185</b>
<b>Annexe M : Compléments de la section 4.2.2 .....</b>	<b>199</b>
<b>Annexe N : Observations par rapport au <i>Mastersizer</i> .....</b>	<b>202</b>
<b>Annexe O : Liste des essais au <i>Mastersizer</i> .....</b>	<b>216</b>
<b>Annexe P : Compléments de la section 4.3.....</b>	<b>222</b>
<b>Annexe Q : Compléments de la section 4.4 .....</b>	<b>225</b>

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Distribution relative de la taille des particules dans les eaux de ruissellement ( <i>The City of Calgary</i> , 2000) .....	8
Tableau 2 : Répartition de certains polluants adsorbés (adapté de Lin, 2003) .....	9
Tableau 3 : Fraction particulaire de certains polluants.....	10
Tableau 4 : Concentrations en métaux pour de petites particules .....	10
Tableau 5 : Concentrations en métaux pour une large gamme de particules .....	11
Tableau 6 : Fraction potentiellement mobile des métaux.....	11
Tableau 7 : Comparaison des concentrations contenues dans la pluie et l'eau de ruissellement (Rivard, 2005) .....	12
Tableau 8 : Distribution de la taille des particules et de la vitesse de sédimentation dans les eaux de ruissellement (adapté de <i>The City of Calgary</i> , 2000) .....	17
Tableau 9 : Ordres de grandeur des vitesses de chute .....	19
Tableau 10 : Proportions de polluants décantés en bassin de rétention pour six et 48 heures (adaptés d'Akan et Houghtalen, 2003) .....	19
Tableau 11 : Proportions de polluants retenus en bassin pour un jour et une semaine (Adapté de Comings et al., 2000).....	20
Tableau 12 : Protocoles de mesure de vitesse de sédimentation en colonne.....	25
Tableau 13 : Volume d'échantillon selon le protocole.....	33
Tableau 14 : Prétraitement de l'échantillon selon le protocole .....	34
Tableau 15 : Mise en place de l'échantillon selon le protocole .....	35
Tableau 16 : Dimensions de la colonne selon le protocole .....	36
Tableau 17 : Type du sous-échantillon selon le protocole .....	38
Tableau 18 : Principe d'analyse des résultats selon le protocole.....	39
Tableau 19 : Caractéristiques du protocole de mesure de vitesses de sédimentation par élutriation .....	41
Tableau 20 : Caractéristiques du bassin Le Chauveau .....	46
Tableau 21 : Caractéristiques des événements échantillonnés (adapté de Carpenter, 2010).....	71

Tableau 22 : Division des classes des caractéristiques des événements.....	75
Tableau 23 : Extrait de la table du R pour un risque $\alpha=5\%$ (Saporta, 2006) .....	79
Tableau 24 : $R^2$ reliés aux fractions de particules non décantées en fonction des caractéristiques des événements .....	80
Tableau 25 : Répartition des vitesses pour sortie ouverte et fermée .....	83
Tableau 26 : Masses récupérées par coupelle sur l'échantillon de la sortie .....	84
Tableau 27 : Fraction organique avant et après un essai ViCAs sur des échantillons composites.....	87
Tableau 28 : Distribution des diamètres à l'entrée du bassin .....	90
Tableau 29 : Comparaison des valeurs des diamètres significatifs en entrée et en sortie (#3) .....	91
Tableau 30 : Comparaison des diamètres en cours d'événement à l'entrée .....	93
Tableau 31 : Comparaison des diamètres en cours d'événement à la sortie.....	93
Tableau 32 : Taille des particules ( $\mu\text{m}$ ) récoltées dans les coupelles ViCAs .....	96
Tableau 33 : Données reliées à l'essai de reproductibilité .....	168
Tableau 34 : Données reliées à l'essai de répétabilité.....	169
Tableau 35 : Données reliées aux essais de remplissage .....	171
Tableau 36 : Données reliées à l'essai de stockage.....	173
Tableau 37 : Données reliées à l'essai de température .....	174
Tableau 38 : Rappel des caractéristiques des événements .....	186
Tableau 39 : Vitesses de chute pour chaque événement .....	193
Tableau 40 : $R^2$ reliés aux fractions de particules non décantées en fonction des caractéristiques de tous les événements .....	193
Tableau 41 : Fraction de particules avec une vitesse de chute inférieure .....	198
Tableau 42 : Répartition des diamètres sur un essai de reproductibilité .....	211

## Liste des figures

Figure 1 : Colonne ASTON (Lin, 2003) .....	26
Figure 2 : Colonne de type UFT (Wong et Piedrahita, 2000).....	27
Figure 3 : Cône d'Imhoff (unités en mm) (Lin, 2003) .....	28
Figure 4 : Colonne ViCAs (Chebbo et al., 2003a) .....	29
Figure 5 : Pipette d'Andréasen, protocole CERGRENE (Skilling, 2008).....	29
Figure 6 : Colonne CERGRENE 95 (Gromaire, 1998).....	30
Figure 7 : Colonne VICTOR (EPA, 1999) .....	31
Figure 8 : Colonnes VICPOL (Torres, 2008).....	31
Figure 9 : Colonne de CAMP (Lin, 2003) .....	32
Figure 10 : Montage de l'essai par élutriation (Exall et al., 2009) .....	40
Figure 11 : Emplacement du bassin d'orage Le Chauveau (Google Earth, 2010). 45	
Figure 12 : Exemple d'imagerie rendue par le radar de Villeroy .....	47
Figure 13 : Méthode de prélèvement .....	49
Figure 14 : Hydrogramme (SWMM5) d'un échantillonnage de trop courte durée.. 51	
Figure 15 : Hydrogramme (SWMM5) d'un échantillonnage de durée adéquate.... 51	
Figure 16 : Installation de trappe à sédiments et de la mesure du niveau d'eau ... 53	
Figure 17 : Localisation des trappes à sédiments .....	53
Figure 18 : Montage ViCAs et porte-coupelle .....	58
Figure 19: Modèle de coupelle d'aluminium utilisé (Fisher Scientific) .....	59
Figure 20 : Schématisation de l'utilisation des résultats du protocole ViCAs .....	62
Figure 21 : Malvern <i>Mastersizer</i> .....	64
Figure 22 : Exemple de courbe de distribution fournie par le logiciel du <i>Mastersizer</i> .....	65
Figure 23 : Fractionnement de l'eau de ruissellement sous différentes classes de vitesse de chute.....	72
Figure 24 : Événements échantillonnés positionnés sur la courbe IDF .....	73
Figure 25 : Tendances observées induites par l'intensité maximale sur 5 minutes .... 76	
Figure 26 : Tendances observées induites par la durée .....	77

Figure 27 : Tendence observée induite par la hauteur de précipitation .....	78
Figure 28 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport au volume ruisselé.....	79
Figure 29 : Courbes de vitesse de chute des particules pour l'événement 8 .....	82
Figure 30 : Courbes de vitesse de chute des particules pour les événements 9 et 10 en sortie fermée .....	83
Figure 31 : Vitesse de chute correspondant à la concentration restante dans la colonne .....	84
Figure 32 : Évolution de la fraction organique (2 essais sur l'événement #11) .....	86
Figure 33 : Comparaison des vitesses de chute des MES et des MVeS.....	89
Figure 34 : Comparaison de la taille des particules en cours d'événement à l'entrée (#3) .....	92
Figure 35 : Jumelage des PSD et des Vc des échantillons composites à l'entrée	94
Figure 36 : Taille des particules dans les coupelles ViCAs de l'événement 4.....	95
Figure 37 : Fusion d'un essai ViCAs à la mesure de l'évolution de la concentration des métaux au fil du temps .....	102
Figure 38 : 25 juin 2009 .....	111
Figure 39 : 7 juillet 2009 .....	111
Figure 40 : 11 juillet 2009.....	112
Figure 41 : 13 juillet 2009.....	112
Figure 42 : 18 juillet 2009.....	113
Figure 43 : 27 juillet 2009.....	113
Figure 44 : 2 août 2009 .....	114
Figure 45 : 21 août 2009_1 .....	114
Figure 46 : 21 août 2009_2.....	115
Figure 47 : 18 septembre 2009 .....	115
Figure 48 : 22 septembre 2009 .....	116
Figure 49 : Courbes de vitesse de chute pour un même échantillon.....	169
Figure 50 : Courbes de vitesse de chute pour un même montage ViCAs .....	170
Figure 51 : Comparaison des méthodes de remplissage (1 <sup>er</sup> essai) .....	172

Figure 52 : Comparaison des méthodes de remplissage (2 <sup>e</sup> essai).....	172
Figure 53 : Courbes de vitesses de chute pour l'essai de stockage .....	173
Figure 54 : Courbes de vitesse de chute à différentes températures .....	175
Figure 55 : Erreur sur la mesure de la concentration initiale dans la colonne ViCAs .....	176
Figure 56 : Erreur sur la mesure de la concentration finale dans la colonne ViCAs .....	176
Figure 57 : Bilan de masse des essais ViCAs en fonction des CV sur Ci et Cf... ..	178
Figure 58 : F(Vs) en fonction des Vs pour 10 000 simulations (Vallet et Bertrand-Krajewski, 2010) .....	181
Figure 59 : Allure des courbes rejetées pour l'analyse des R <sup>2</sup> .....	187
Figure 60 : Vitesses de chute selon la chronologie .....	187
Figure 61 : Vitesses de chute selon le pourcentage d'abattement.....	188
Figure 62 : Vitesses de chute selon la durée de l'événement .....	188
Figure 63 : Vitesses de chute selon la durée de l'essai ViCAs .....	189
Figure 64 : Vitesses de chute selon la précipitation .....	189
Figure 65 : Vitesses de chute selon l'intensité maximale.....	190
Figure 66 : Vitesses de chute selon l'intensité moyenne .....	190
Figure 67 : Vitesses de chute selon la concentration à l'entrée du bassin.....	191
Figure 68 : Vitesses de chute selon la période de temps sec.....	191
Figure 69 : Vitesses de chute selon la période de temps sec plus détaillée .....	192
Figure 70 : Vitesses de chute selon le volume ruisselé .....	192
Figure 71 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport au temps sec.....	194
Figure 72 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à la durée de l'événement .....	194
Figure 73 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à la hauteur d'eau tombée.....	195
Figure 74 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à l'intensité maximale.....	195

Figure 75 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à l'intensité moyenne .....	196
Figure 76 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport au volume ruisselé.....	196
Figure 77 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à la concentration du composite .....	197
Figure 78 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à la durée de l'essai ViCAs.....	197
Figure 79 : Courbe de vitesse de chute des particules (#5) .....	200
Figure 80 : Courbes de vitesse de chute des particules (#6) .....	200
Figure 81 : Courbes de vitesse de chute des particules (#11 et 12) .....	201
Figure 82 : Concentration restante dans la colonne en fonction de la vitesse de chute (#11 et 12).....	201
Figure 83 : Effet du dispersant sur la PSD d'un même échantillon .....	203
Figure 84 : Comparaison de l'effet du dispersant par rapport aux travaux de Govoreanu et al. (2009).....	204
Figure 85 : Background de la grosse cellule à gauche, et de la petite cellule à droite.....	205
Figure 86 : Ajustement de la distribution des particules (#5).....	205
Figure 87 : Comparaison de résultats sur un EC en entrée par rapport à la fonction <i>Killed Data Channel</i> (#11).....	207
Figure 88 : Comparaison des courbes selon la vitesse d'homogénéisation (#5)...	208
Figure 89 : Effet de la conservation pour 24 h des échantillons .....	209
Figure 90 : Effet de la conservation sur un échantillon ponctuel de 54 mgMES/L210	
Figure 91 : Effet de la conservation sur un échantillon composite de 139 mgMES/L .....	210
Figure 92 : Reproductibilité des résultats du <i>Mastersizer</i> .....	211
Figure 93 : Effet du modèle de dispersion des diamètres .....	212
Figure 94 : Effet du <i>Killed Data Channel</i> (KDC) ( <i>Monomodal</i> ) .....	212
Figure 95 : Effet du KDC ( <i>Polydisperse</i> ) .....	213

Figure 96 : Effet d'un KDC <i>low</i> et <i>high</i> .....	213
Figure 97 : Comparaison des présentations <i>Polystyrene latex</i> et <i>Fraunhofer</i> .....	214
Figure 98 : Effet d'un KDC <i>low</i> et <i>high</i> ( <i>Fraunhofer</i> ).....	214
Figure 99: Comparaison des modes de présentation .....	215
Figure 100 : Effet de l'augmentation de la vitesse (V1 à V2).....	215
Figure 101 : Distribution de la taille des particules à l'entrée du bassin d'orage .	223
Figure 102 : Comparaison entrée sortie (sortie ouverte) (#3).....	223
Figure 103 : Comparaison de la distribution de la taille de particules en cours d'événement à la sortie (#3).....	224
Figure 104 : Courbes ViCAs des entrées composites reliées au <i>Mastersizer</i> .....	226
Figure 105 : Distribution des tailles de particules des entrées composites .....	226
Figure 106 : Taille des particules dans les coupelles ViCAs de l'événement #11	227
Figure 107 : Taille des particules dans les coupelles ViCAs de l'événement #12	227

## Introduction générale

### Contexte du projet rivEAU

Ce n'est que depuis les années 1970 que la gestion des eaux pluviales est un sujet d'intérêt au Québec. Cet intérêt avait alors conduit à la construction de bassins d'orage qui allaient contrôler les apports vers la rivière. À l'heure actuelle, il n'y a que la Directive 004 du Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), révisée en 1984, qui régit cet aspect de l'hydrologie urbaine. C'est d'ailleurs dans ces années, de 1978 à 1983, que les États-Unis ont lancé un projet d'envergure afin d'en connaître davantage sur les eaux de ruissellement urbain : le *National Urban Runoff Program* (EPA, 1983). Les connaissances alors acquises ont fait réaliser aux autorités que ces eaux véhiculaient une quantité importante de polluants jusque dans les milieux récepteurs. Plus particulièrement, des études ont démontré que les eaux de ruissellement d'autoroutes présentaient des concentrations en MES de l'ordre de 138 à 561 mg/l (Sansalone et al., 2005). La *European Inland Fisheries Advisory Commission* (1965) rapportait, quant à elle, qu'une concentration supérieure à 80 mg/l de matières en suspension était nocive pour les poissons et que des concentrations inférieures à 25 mg/l leurs étaient tolérables.

C'est ainsi que, depuis les années 2000, un contexte d'intégration globale, du point de vue de la gestion de la qualité en plus de la quantité des eaux pluviales, est mis de l'avant au Québec (Rivard et Martel, 2008). Par leur capacité de rétention et de traitement, les bassins d'orage permettent d'atteindre ces deux objectifs de gestion. Il serait donc prometteur d'arriver à bien comprendre leur fonctionnement. Cette approche est d'autant plus souhaitée que les changements climatiques font en sorte que la récurrence d'événements pluvieux créant des augmentations soudaines et prononcées des débits dans les rivières sera plus

fréquente au fil des ans (Bolduc, 2008). L'hydrologie urbaine est aussi grandement perturbée par l'augmentation de l'imperméabilisation des sols, conséquence du développement commercial et résidentiel exponentiel dans les régions des grands centres québécois.

C'est dans cette optique que le projet stratégique du CRSNG, *Integrating river ecohydraulics in urban stormwater management*, du nom de rivEAU a vu le jour. Il vise l'amélioration de l'éco-hydraulique d'une rivière en termes de gestion des vitesses d'écoulement et des charges de polluants. Le principe envisagé pour y arriver est le contrôle en temps réel de l'exutoire d'un bassin d'orage en tenant compte d'une gestion flexible de l'eau de ruissellement sur le territoire concerné d'une ville. Cette gestion optimale du temps de rétention des bassins d'orage le long d'une rivière sera aussi faite en visant le contrôle des inondations afin de garantir la sécurité des citoyens.

Le projet rivEAU est divisé en trois sections interconnectées. Elles impliquent le développement de modèles numériques afin de représenter les processus et les relations entre :

- l'écosystème de la rivière et l'effluent d'un bassin d'orage en temps de pluie;
- le bassin d'orage, son bassin versant et l'évolution de la qualité de l'eau à l'intérieur de celui-ci;
- la qualité des prévisions météorologiques reliées aux événements pluvieux à venir que le bassin d'orage devra ou non emmagasiner.

L'élaboration du modèle décrivant le comportement de l'hydraulique et des polluants solubles et particulaires à l'intérieur du bassin d'orage est relié directement à ce projet de maîtrise. Plus précisément, il vise à apporter des éléments clés dans la mise au point de l'aspect évolution de la qualité de l'eau du modèle. Puisque la sédimentation des particules est reconnue comme le phénomène le plus important pour l'amélioration de la qualité de l'eau en bassin

d'orage, elle sera étudiée avec attention. La taille des particules et la nature des polluants contenus dans les eaux de ruissellement seront aussi étudiées.

Un projet d'une telle envergure ne pourrait être réalisé sans la mise à contribution de partenaires. C'est ainsi que le CRSNG, la Ville de Québec, la firme d'ingénierie BPR, Environnement Canada et le Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles se sont associés à *rivEAU*.

### **La démarche**

À l'été 2008 et 2009, des campagnes de mesures ont été menées afin de récolter des données sur la qualité des eaux de ruissellement dans une zone résidentielle typique et des eaux à l'intérieur du bassin. Ces informations permettront la calibration du modèle décrivant l'enlèvement des polluants à l'intérieur du bassin (Vallet et al., 2010). Celui-ci sera basé sur des bilans massiques dynamiques de polluants solubles (e.g. l'ammoniac), de polluants inertes s'adsorbant aux particules (e.g. les métaux lourds) et du comportement complexe d'organismes vivants (e.g. les pathogènes). Il sera constitué de réacteurs complètement mélangés reliés et constitués de couches complètement mélangées où l'accumulation, la décantation et la remise en suspension des particules seront simulées. La diversité des particules présentées dans les eaux de ruissellement et la multitude de vitesses de chute justifient l'importance de documenter le phénomène de sédimentation pour différentes classes de vitesses de chute. À noter que l'élaboration de ce modèle constitue les travaux de doctorat de Bertrand Vallet affilié au projet *rivEAU*.

### **Aperçu**

Les sections suivantes présentent une rétrospective des éléments connus sur la taille, la nature et la décantabilité des particules contenues dans les eaux de ruissellement urbain. Différents protocoles de mesure de vitesse de sédimentation

sont aussi décrits dans la synthèse bibliographique (Partie 1) afin d'identifier le meilleur protocole à suivre dans le contexte du projet rivEAU. La méthodologie établie pour l'atteinte des objectifs de ce projet de maîtrise est aussi décrite dans la Partie 3. Puis, les résultats obtenus à la suite des campagnes d'échantillonnage et des travaux en laboratoire sont présentés et analysés dans la Partie 4. Finalement, une conclusion et des recommandations sont apportées pour la poursuite des recherches sur ce sujet.

## **Partie 1 : Synthèse bibliographique**

Cette revue de littérature met en perspective les travaux de différents chercheurs sur la caractérisation des particules dans les eaux de ruissellement urbain. Bien que les résultats publiés soient parfois contradictoires, il s'avère que les bassins de rétention parviennent à réduire la concentration des polluants, mais dans différentes proportions. Cette première partie permet aussi de juger des différents protocoles de mesure de vitesse de sédimentation afin de faire un choix éclairé pour nos travaux.

### **1.1. Polluants des eaux de ruissellement**

#### **1.1.1. Nature**

Si l'on s'intéresse particulièrement aux solides contenus dans les eaux de ruissellement urbain, c'est qu'ils englobent une diversité considérable de polluants. Les matières en suspension sont très largement étudiées puisqu'elles sont un indicateur direct de la qualité des eaux. En effet, la plupart des polluants énumérés ci-après se retrouvent dans les eaux pluviales car elles s'agglomèrent à ces matières.

La première catégorie de polluants, les matières en suspension (MES), englobe des matières organiques ou non et des particules décantables ou non. Ils créent de la turbidité entraînant la perte d'usage récréatif et esthétique et l'érosion des cours d'eau. Un phénomène d'altération des habitats naturels par leur sédimentation peut aussi survenir. Il est à noter que les MES sont responsables du transport des contaminants associés au ruissellement urbain. Les solides en suspension, après une pluie, sont en moyenne composés à 90 % de matière inorganique (Lin, 2003). Les éléments organiques, quant à eux, apportent une augmentation de la demande biochimique en oxygène (DBO), de la demande chimique en oxygène

(DCO) et du carbone organique total (COT), diminuant ainsi l'oxygène dissous dans le cours d'eau.

Les nutriments représentent la deuxième catégorie. Ils incluent les composés azotés et phosphatés. Une fois dans les cours d'eau, ils favorisent la croissance des algues et peuvent conduire à un haut niveau de toxicité dû à l'ammoniac.

La troisième catégorie en est une moins étudiée : les éléments pathogènes. En effet, on retrouve dans les eaux de ruissellement ayant été en contact avec des systèmes septiques et des déjections animales, des virus et des bactéries (coliformes, streptocoques, entérocoques). De plus, plusieurs investigateurs auraient mesuré des concentrations importantes de *Pseudomonas aeruginosa* et de *Salmonella sp* allant jusqu'à  $10^6$  unités/100mL (Schillinger et Gannon, 1985). Des tendances suggèrent une relation positive entre les coliformes fécaux et la concentration de solides en suspension (Schillinger et Gannon, 1985), avec une majorité adsorbée à des particules qui sédimentent difficilement (Boutillier et al., 2009). Une revue de littérature complète à ce sujet peut être consultée dans Vergeynst (2010).

La quatrième et dernière catégorie se rattache aux polluants toxiques. Il peut s'agir de composés à base de produits pétroliers, de l'huile, des pesticides et des métaux lourds, tels que le cuivre, le cadmium, le chrome, le plomb, le mercure et le zinc. Les effets de ces éléments sur les milieux récepteurs peuvent être une bioaccumulation très nocive dans la chaîne alimentaire et la création de films en surface. Il est à noter que cette catégorie de polluants a une forte tendance à s'adsorber aux matières en suspension tout au long du ruissellement de la pluie sur les routes ou autres surfaces sur lesquelles ils se trouvent.

Tous ces polluants sont acheminés par le ruissellement urbain, lors de son passage sur les surfaces où ils se trouvent. La surface urbaine principale à l'origine des

particules est sans aucun doute la voirie. Ils proviennent aussi des sites de construction, des terrains résidentiels, des espaces de stationnement, des toitures, des sites d'enfouissement et de l'érosion des zones rurales. L'eau de pluie est aussi une source non négligeable de polluants. En effet, les dépositions atmosphériques peuvent être emmagasinées par la pluie lors de sa descente jusque sur la surface de la Terre. C'est ainsi que 15 % à 25 % de la pollution contenue dans les eaux de ruissellement est imputable à la pollution de l'eau de pluie. Cette proportion atteint 50 % à 75 % lorsqu'il s'agit des nutriments et des métaux lourds (Gromaire, 1998).

### **1.1.2. Taille des particules**

Les particules transportées par ruissellement présentent des diamètres très variés. En plus de dépendre des caractéristiques de l'événement pluvieux, le diamètre est fonction de l'occupation du territoire, de l'importance du trafic, du matériel de pavage, des saisons, du vent et de la méthode d'échantillonnage (par aspiration, avec ou sans brosse, directement sur les surfaces, ou récoltées à même l'eau de ruissellement par différentes méthodes, etc.). Ce dernier point est d'ailleurs très fortement responsable de la diversité des distributions de tailles de particules (PSD) retrouvées dans la littérature. De plus, les méthodes de mesure ont une gamme limitée de diamètres mesurables, alors que les eaux de ruissellement urbain sont très étalées au niveau de cette caractéristique (Kim et Sansalone, 2008).

On retrouve donc dans les eaux de ruissellement des matières adsorbées, colloïdales, en suspension et décantables. Les diamètres variant de 200  $\mu\text{m}$  à deux mm sont difficilement transportés. Les particules facilement transportées par le ruissellement ont donc un diamètre inférieur à 200  $\mu\text{m}$ , d'où la difficulté d'en arriver à bien traiter les effluents pluviaux par sédimentation. Ceci peut justifier l'absence de consensus des chercheurs lorsque l'on souhaite identifier de façon précise la distribution des particules véhiculées par le ruissellement. En effet,

certaines stipulent que la majorité se situe entre 250 et 400  $\mu\text{m}$  (Lin, 2003). Pour d'autres, le diamètre médian  $d_{50}$  serait de 30 à 40  $\mu\text{m}$  (Chebbo et al., 2003b). La ville de Calgary propose la distribution relative de taille de particules du Tableau 1 pour des fins de modélisation. L'étude ne mentionne pas s'il s'agit d'une proportion volumétrique ou massique. À noter que les échantillons ont été prélevés par balayage de la rue. Cette méthode tend à sous-estimer la fraction de petites particules qui pourrait se retrouver dans les eaux de ruissellement.

**Tableau 1 : Distribution relative de la taille des particules dans les eaux de ruissellement (*The City of Calgary, 2000*)**

Taille ( $\mu\text{m}$ )	Proportion (%)
<5	2,8
5-10	1,2
11-20	1,2
21-75	5,8
>75	89
Total	100

Cette distribution est détaillée pour les très petits diamètres, mais l'incertitude demeure pour les valeurs de diamètres plus importants. Les travaux de Kim et Sansalone (2008) indiquent eux aussi une proportion massique de l'ordre de 85 à 95 % pour les diamètres supérieurs à 75  $\mu\text{m}$ .

La littérature ne présente pas d'unicité sur les méthodes de mesure de taille de particules à utiliser, car tout dépend des objectifs à atteindre et du type d'échantillon analysé. Par exemple, le tamisage, qui est une méthode très fréquemment utilisée et ce depuis plusieurs décennies, ne s'applique pas aux fractions en suspension où les diamètres sont très petits (<75  $\mu\text{m}$ ) (Kim et Sansalone, 2008). L'utilisation d'un appareil de mesure de diffraction au laser est la méthode la plus répandue pour les fractions en suspension. Ce type d'échantillon présente une concentration en termes de nombre de particules plus importante qu'en termes de masse. Dépendamment de l'instrument utilisé, les dimensions recensées peuvent aller de deux à 1000  $\mu\text{m}$ .

### 1.1.3. Adsorption

Plusieurs études ont tenté de savoir s'il était possible de mettre en relation le type de polluant et la dimension de la particule sur laquelle il est adsorbé. Ainsi, le phosphore total (PT) et l'azote total (NT) s'accrocheraient à des solides à diamètre de 11 à 150  $\mu\text{m}$  (Li et al., 2006). Plus spécifiquement, 30 à 60 % du NT particulaire est associé à des particules inférieures à 20  $\mu\text{m}$ , pour 30 à 50 % du PT. Les hydrocarbures, la DCO et la DBO5 seraient reliés à des particules dans une proportion de plus de 50 %. Environ la moitié de la masse totale des métaux retrouvés dans les eaux d'orage serait associée à des particules. Entre autres, le plomb se retrouve sous forme particulaire à plus de 90 % (Gromaire, 1998). De plus, des solides de diamètre inférieur à 43  $\mu\text{m}$ , bien qu'ils représentent un faible pourcentage de la masse totale de solides, contiendraient plus de 50 % de la masse totale en métal (Characklis et Wiesner, 1997). Plus de détails peuvent être tirés des Tableau 2 et Tableau 3 qui réfèrent à des eaux de ruissellement en milieu urbain.

**Tableau 2 : Répartition de certains polluants adsorbés (adapté de Lin, 2003)**

<b>Matière adsorbée</b>	<b>Type de solides servant d'adsorbant</b>
Cu, Zn, Pb	Phase particulaire
Cr, As, Cd	Phase dissoute
80 % de la masse en métal	75-200 $\mu\text{m}$
Organique	600-850 $\mu\text{m}$

On note que ces mesures ne correspondent pas aux observations de Characklis et Wiesner (1997). Ceci est probablement dû au fait que le bassin versant étudié par ce dernier est plus diversifié (commercial et résidentiel) que le site de Lin (2003) (autoroute).

**Tableau 3 : Fraction particulaire de certains polluants**

Polluants	Fraction particulaire	
	Torres, 2008 (France)	Morquecho et Pitt, 2003 (Alabama)
Pb	0,80 – 0,98	0,82
Zn	0,15 – 0,40	0,72
Cu	0,35 – 0,60	0,37
Cd	0,20 – 0,60	0,22
HAP	0,75 – 0,97	n/d
BPC	0,90 – 0,95	n/d

Les travaux de Jacopin et al. (1999) stipulent que la concentration en Cu, Zn et Pb augmente avec la concentration de particules ayant un diamètre de 20 à 50  $\mu\text{m}$ . Tout comme Characklis et Wiesner (1997), Jacopin et al. (1999) indiquent que la plus grande concentration de métaux se trouve associée aux particules fines, inférieurs à 50  $\mu\text{m}$ . Les hydrocarbures possèderaient un comportement différent, puisqu'ils se fixeraient à des particules à diamètre plus important. D'ailleurs, la mise en relation de la taille des particules avec la concentration en métaux confirme l'importance de l'étude de la vitesse de sédimentation dans une optique d'amélioration de la qualité de l'eau. Le Tableau 4 le montre, alors que la concentration en métaux augmente pour les tailles les plus fines. Ces travaux réfèrent à la suspension d'eau de ruissellement en milieu urbain de l'Alabama.

**Tableau 4 : Concentrations en métaux pour de petites particules  
(adapté de Morquecho et Pitt, 2003)**

Taille ( $\mu\text{m}$ )	Concentration ( $\mu\text{g/g}$ )		
	Cu	Pb	Zn
0,45-2	2 900	200	13 540
2-10	4 670	870	13 640
10-45	730	230	1 560
45-106	1 300	230	2 080
106-250	2 140	380	3 490

Les travaux de Sansalone et Buchberger (1997), réalisés à Cincinnati, renvoient à des sédiments de ruissellement d'autoroute seulement, mais détaillent une plus

large gamme de particules (Tableau 5). Une très forte diminution est observée, et ce, pour les trois métaux, au niveau des particules de tailles supérieures à 150  $\mu\text{m}$ .

**Tableau 5 : Concentrations en métaux pour une large gamme de particules  
(Sansalone et Buchberger, 1997)**

Taille ( $\mu\text{m}$ )	Concentration ( $\mu\text{g/g}$ )		
	Cu	Pb	Zn
25-38	364	265	1 189
38-45	353	236	996
45-63	364	266	1 027
63-75	333	258	1 057
75-150	312	248	1 014
150-250	204	195	574
250-425	78	65	325
425-850	48	53	314
850-2 000	45	37	259

L'étude des sédiments récoltés en fond de bassin d'orage peut aussi informer sur le type de particules retenues. Selon Jacopin et al. (1999), les premiers centimètres de sédiments sont formés de particules à diamètres plus petits que 100  $\mu\text{m}$  (à 62 %), avec un  $d_{50}$  de 78  $\mu\text{m}$ . Une équipe de chercheurs canadiens autour de Marsalek s'est plus particulièrement intéressée au phénomène de relargage des polluants accumulés dans ces sédiments. Le Tableau 6 présente les fractions de quatre métaux sédimentés qui pourraient potentiellement être remises en suspension.

**Tableau 6 : Fraction potentiellement mobile des métaux  
(adapté de Marsalek et al., 1997)**

Métal	Fraction mobile
Pb	9 %
Zn	20 %
Cu	25 %
Cr	39-62 %

Le risque de relâchement est plus élevé en hiver, alors que les caractéristiques de l'eau sont modifiées. Pensons entre autres aux changements de pH et aux conditions anaérobiques qui peuvent survenir sous la couche de glace. Il ne faut

donc pas considérer qu'une fois décantés, les polluants n'atteindront jamais le milieu récepteur.

#### 1.1.4. Concentrations

Il ne fait pas de doute, les polluants se retrouvent en grand nombre dans les eaux de ruissellement urbain. Le Tableau 7 indique les valeurs médianes des concentrations observées sur des échantillons composites en milieu urbain (EPA, 1983, cité dans Rivard, 2005). Les facteurs qui influencent la charge de pollution sont le pourcentage de surface imperméable, le type d'occupation du sol et la quantité de précipitations. Par comparaison avec l'eau de pluie, on note que le ruissellement en milieu urbain induit énormément de polluants. Un certain niveau de traitement se doit donc d'être fait avant l'arrivée aux milieux récepteurs.

**Tableau 7 : Comparaison des concentrations contenues dans la pluie et l'eau de ruissellement (Rivard, 2005)**

Paramètres	Unités	Pluie	Eau de ruissellement
Solides en suspension	mg/L	n/a	141-224
DBO <sub>5</sub>	mg/L	1-13	10-13
DCO	mg/L	9-16	73-92
Coliformes fécaux	MPN/100mL	n/a	1 000-21 000
Phosphore total	mg/L	0,02-0,15	0,37-0,47
Azote total	mg/L	n/a	3-24
Plomb total	µg/L	30-70	161-204

Malheureusement, ces concentrations ne peuvent être comparées à des valeurs limites pouvant être rejetées dans les milieux récepteurs, puisque chaque pays et chaque province a ses propres normes à respecter. De plus, différentes valeurs peuvent s'appliquer à un seul polluant. Par exemple, le MDDEP divise ces critères selon que l'on souhaite prévenir la contamination, protéger la vie aquatique, protéger la faune ou les activités récréatives (MDDEP, 2008). De plus, pour une même protection, le type de milieu récepteur concerné fera lui aussi varier les concentrations recommandées.

Gromaire (1998) s'est intéressée aux fluctuations des concentrations des particules au cours d'un même événement pluvieux. En étudiant les pollutogrammes des eaux de voirie, elle a pu tirer les conclusions suivantes :

- ❖ Le premier tiers du volume écoulé véhicule 30 à 60 % de la masse polluante (pour une valeur médiane de 40 %);
- ❖ La répartition de la masse polluante au cours de l'événement dépend essentiellement de la position des pics d'intensité de pluie au cours de l'événement et non aux valeurs d'intensité maximale, de durée de temps sec ou de hauteur totale;
- ❖ Pour les pluies de forme simple, sans pic d'intensité marqué, et pour les pluies de faible intensité, les concentrations mesurées sont décroissantes dans le temps, avec la concentration maximale en début de pluie, ce qui traduit un lessivage progressif des particules facilement mobilisables;
- ❖ Lorsqu'une pluie présente un pic d'intensité marqué, un pic de concentration apparaît. Ce dernier sera concomitant ou précédera légèrement le pic de débit. Les particules facilement mobilisables sont entraînées durant la montée de débit. Les concentrations plus faibles, mesurées en fin de pic de débit, alors que le débit reste élevé, peuvent être attribuées à un lessivage préalable des particules facilement mobilisables;
- ❖ Les concentrations maximales les plus élevées ont été mesurées en début d'événement pour les pluies présentant un fort pic d'intensité en début de pluie. Elles correspondent à la concomitance entre la présence de particules facilement mobilisables, non encore lessivées, et l'action d'une pluie de forte énergie permettant l'arrachement et le transport des particules;
- ❖ À débit équivalent, les flux de MES (mg/s) sont systématiquement plus élevés en crue qu'en décrue. Le flux de MVS est en général minimal environ 15 à 20 minutes après le maximum de débit, et non au moment du pic de concentration en MES.

Le très grand nombre de variables (intensité de la pluie, cas de pluies successives, temps de concentration du bassin, fluctuation des débits, stock de polluants, etc.) ne permet pas de faire ressortir des tendances hors de tout doute, puisque plusieurs cas distincts s'imposent dans la collecte de données.

#### **1.1.5. Influences des surfaces**

Certains travaux ont été réalisés dans le but précis de mettre en relation le type d'occupation de la surface avec les caractéristiques des polluants ruisselés. Les paramètres de caractérisation de l'événement qui auraient un effet sur le type de particules véhiculées sont aussi grandement étudiés par les chercheurs. Par exemple, l'essentiel des pollutions pluviales s'intercepterait durant les quatre premières heures de précipitation (Bellec, 2003). De plus, si les teneurs en matières volatiles restent relativement stables d'un événement pluvieux à l'autre, les teneurs en DCO et en DBO<sub>5</sub> sont pour leurs parts très variables (Gromaire, 1998).

Les particules accumulées sur la chaussée présentent une très grande gamme de diamètres, soit de deux à 2000  $\mu\text{m}$ . La fraction massique dominante possède un diamètre supérieur à 500  $\mu\text{m}$ , 30 à 40 % ont un diamètre inférieur à 250  $\mu\text{m}$  et 10 % en ont un inférieur à 63  $\mu\text{m}$  (Ellis et Revitt, 1982, Butler et al., 1992). Au global, le  $d_{50}$  des particules provenant de la chaussée est de 400  $\mu\text{m}$ . D'autres affirment que 70 à 80 % des MES charroyées par le ruissellement des autoroutes auraient un diamètre inférieur à 50  $\mu\text{m}$  (Li et al., 2006).

Pour ce qui est du ruissellement des toitures, peu de tendances ont pu être observées. La concentration maximale en MES semble diminuer de façon rapide après cinq mm de pluie. La quantité de métaux lourds serait proportionnelle à la durée de temps sec précédant l'événement (Gromaire, 1998). Les hydrocarbures n'affichent aucune corrélation de concentration en fonction de l'événement pluvial. De façon générale, les paramètres les plus significatifs pour la quantité de

polluants ruisselés des toitures (masse de particules, matières oxydables, métaux) sont la hauteur de pluie totale, l'intensité maximale et la durée de temps sec antérieure.

Pour ce qui est des éléments pathogènes, Schillinger et Gannon (1985) affirment que l'intensité de la pluie a un effet plus important sur le décompte des bactéries que la période de temps sec précédant l'événement.

## 1.2. Vitesse de sédimentation

### 1.2.1. Informations générales

Le retrait des particules dans un bassin de rétention se fait par la combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques. La sédimentation est reconnue comme le phénomène le plus important pour l'amélioration de la qualité de l'eau en bassin. C'est pourquoi la vitesse de sédimentation des particules contenues dans les eaux de ruissellement urbain est l'objet principal de ces travaux. Cette caractéristique dépend de plusieurs facteurs, dont la masse volumique et la forme de la particule, la nature et la répartition de la taille des polluants, le niveau d'eau, le régime d'écoulement, la concentration de MES dans le bassin et le champ de vitesse et de cisaillement au fond du bassin. Les forces gravitaires, de friction, électrostatiques, de Van Der Waals et l'occurrence possible des phénomènes de coagulation et de floculation peuvent aussi s'ajouter à cette liste (Lin, 2003). Ces différents facteurs font en sorte que les courbes de vitesse de chute peuvent être très variables pour différents échantillons à l'intérieur d'un bassin de rétention, et ce, pour un même événement pluvieux. N'empêche que les vitesses médianes ( $V_{50}$ ) sont généralement fortement corrélées avec la durée de ruissellement, le volume total ruisselé et la concentration en MES (Chebbo et al., 2003a, Torres et al., 2007).

Les éléments mentionnés ci-haut font en sorte que la mesure d'une telle caractéristique demande beaucoup de rigueur afin d'obtenir des résultats représentatifs et reproductibles. Les valeurs de la littérature sont d'ailleurs peu semblables. Par exemple, différents intervalles pour  $V_{50}$  sont obtenus et peuvent varier de 0.054-5.4 m/h (Pisano, 1996), de 0.108-18.72 m/h (Gromaire, 1998) et de 0.9-16.92 m/h (Torres et al., 2007). On note que les valeurs supérieures de  $V_{50}$  se recourent davantage que les limites inférieures. Les bassins versants où ont été prises ces mesures sont en zone industrielle et en zone résidentielle et

représentent des échantillons des eaux ayant ruisselé sur les routes. Ces mesures proviennent aussi toutes d'essais en colonne avec des protocoles différents.

La caractérisation des eaux de ruissellement peut aussi faire apparaître une proportion relativement importante de pollution sous forme dissoute et des vitesses de sédimentation assez faibles des particules en suspension. Le retrait des nutriments dissouts est dû aux mécanismes d'adsorption par le sol ou les sédiments au fond du bassin et à la consommation par des organismes vivant dans le bassin (Comings et al., 2000). Ainsi, certains affirment que les bassins de rétention atteignent une efficacité totale de rétention des particules de 70 à 80 %, autant en réseau unitaire que séparatif, et ce, au bout de quelques heures (Breuil et Browne, 2003). Pour des bassins où l'affluent est gardé pendant une période inférieure à 12 h, pas plus de 10 % des polluants sont enlevés (Rivard, 2005). Selon cet auteur, il faudrait augmenter le temps de rétention à 24 heures, afin d'observer des résultats satisfaisants. Gromaire (1998) a quant à elle observé que, pour les particules provenant de la chaussée, environ 40 % de la masse particulaire restait en suspension dans la colonne de sédimentation, même après 24 heures. Lin (2003) a publié des résultats complètement différents, affirmant qu'après seulement une heure de décantation en colonne, la concentration diminuait d'environ 50 %. Si l'on met la vitesse de sédimentation en relation avec la taille des particules seulement, la même étude démontre qu'après plus de trois heures de sédimentation, la taille moyenne des particules en suspension est stable à environ 10 µm. Le Tableau 8 met lui aussi ces caractéristiques en relation.

**Tableau 8 : Distribution de la taille des particules et de la vitesse de sédimentation dans les eaux de ruissellement (adapté de *The City of Calgary*, 2000)**

Taille (µm)	Vitesse de sédimentation (cm/h)	Proportion (%)
<5	0,25	2,8
5-10	0,9	1,2
10-20	2,88	1,2
20-75	9	5,8
>75	180	89
Total		100

Il serait tentant de supposer une relation directe entre la taille et la vitesse de sédimentation des particules. Malheureusement, plusieurs études (e.g. Perkins et al., 2007 et Lin, 2003) ont prouvé le contraire et les éléments mentionnés auparavant permettent de comprendre pourquoi. Il faudrait donc parler de tendances, plutôt que de valeurs de vitesses uniques et représentatives par rapport à la taille des particules.

### **1.2.2. Décantation selon la nature**

La vitesse de sédimentation des particules par rapport à leur nature est une relation très intéressante à considérer puisqu'elle permettrait de gérer le temps de rétention des bassins selon les objectifs de qualité du milieu récepteur. Plusieurs polluants ont été caractérisés selon leur comportement en décantation. Ainsi, contrairement à ce que l'on pourrait croire, les vitesses de sédimentation des matières volatiles diffèrent peu de celles des MES (Chebbo et al., 2003a, Gromaire, 1998). De plus, il semble que la teneur en DCO, en zinc et en azote des particules augmente régulièrement lorsque la vitesse de chute diminue et que le carbone organique particulaire décante de la même façon que les MES (Gromaire et al., 2006) (voir aussi section 1.1.2). Contrairement à Gromaire et al. (2006), Lin (2003) affirme que le comportement de décantation des MES est différent des particules granulaires, à cause de la complexité de leur structure. Les dimensions des matières organiques se retrouvent majoritairement dans les rangs les plus fins. Finalement, les matières organiques auraient l'habitude de s'agglomérer à de l'argile ou à d'autres matériaux.

Les travaux de Whipple et Hunter (1981) ont montré que certains polluants présentaient une période de délai avant de subir une décantation efficace. Ils expliquaient cela par des phénomènes préalables d'adsorption et d'agglomération. Leurs essais de sédimentation s'étalaient sur 32 heures. Les résultats sont résumés

dans la liste suivante (Tableau 9), où les polluants sont inscrits en ordre décroissant de vitesse de sédimentation.

**Tableau 9 : Ordres de grandeur des vitesses de chute**  
(adapté de Whipple et Hunter, 1981)

Vitesse de sédimentation	Polluants
+++++	MES
++++	Hydrocarbures, HAP
+++	Plomb
++	DBO, cuivre, nickel
+	Zinc

Selon Gromaire et al. (2006), la DBO, le cuivre et le nickel auraient une vitesse de chute très variable d'une pluie à l'autre et l'azote aurait une vitesse de chute comparable à celle du zinc.

Des études ont permis d'identifier si l'enlèvement des polluants peut être amélioré en faisant varier le temps de rétention dans les bassins. Les travaux de modélisation du ministère de l'Environnement de l'Ontario (OME, 2003) ont illustré des améliorations considérables lorsque des temps de rétention de 48 heures sont utilisés. Le Tableau 10 le confirme.

**Tableau 10 : Proportions de polluants décantés en bassin de rétention pour six et 48 heures** (adaptés d'Akan et Houghtalen, 2003)

Polluants	Période de rétention		Gain
	6 h	48h	
Solides totaux en suspension	63 %	91 %	28 %
Phosphore total	38 %	53 %	22 %
Azote total	27 %	40 %	13 %
DCO	29 %	53 %	24 %
Plomb	73 %	83 %	10 %
Zinc	43 %	50 %	7 %

L'augmentation du temps de rétention est le plus profitable pour les solides totaux en suspension. Le phosphore, l'azote et la DCO voient leur proportion retenue augmentée, mais elle demeure faible. La décantabilité du plomb est très bonne dès les premiers moments. L'élément le plus problématique est le zinc, alors que

seulement 7 % de plus a été retenu pour un temps de rétention huit fois plus long. Le Tableau 11 affiche le même type d'information, alors que le temps de rétention passe d'un jour à une semaine.

**Tableau 11 : Proportions de polluants retenus en bassin pour un jour et une semaine (Adapté de Comings et al., 2000)**

Polluants	Période de rétention		Gain
	Moyenne de 1 jour	1 semaine	
Solides totaux en suspension	61 %	81 %	20 %
Phosphore total	19 %	46 %	27 %
Phosphore soluble réactif	3 %	62 %	59 %
Phosphore biodisponible	19 %	54 %	35 %
Cadmium	68 %	52 %	-
Cuivre	37 %	47 %	10 %
Plomb	73 %	76 %	3 %
Zinc	45 %	72 %	27 %

Encore une fois, ce sont les solides totaux en suspension et le plomb qui décantent le mieux. Ces mêmes observations ont été faites par Whipple et Hunter (1981). D'un autre côté, il s'avère que le phosphore (total et soluble) est le plus difficile à enlever. Un plus long temps de rétention semble permettre aux autres mécanismes (adsorption sur les MES et biologique) de le retenir en bassin. Pour le Cd, le Cu et le Pb, le temps de rétention ne fait pas une véritable différence sur la proportion retenue. L'amélioration de retenue du zinc est beaucoup plus importante pour ces mesures-ci, comparativement aux résultats du Tableau 10.

La décantation des éléments pathogènes a aussi été étudiée. Plus de 50 % des bactéries contenues dans les eaux de ruissellement urbain se retrouveraient dans les milieux récepteurs, et ce, même après avoir passé par un bassin de rétention. Lors d'un essai de sédimentation statique de quatre heures, une moyenne de 83 % des coliformes fécaux et de 67 % de *Klebsiella sp.* avaient décanté d'à peine cinq cm en colonne (Schillinger et Gannon, 1985). La décantabilité des bactéries est toutefois améliorée lorsqu'elles s'adsorbent aux particules en suspension dans l'eau.

De façon générale, le traitement qui viserait uniquement l'élimination des MES par décantation serait très efficace pour les MES, le plomb et les hydrocarbures. Les métaux décantent à un taux d'environ 50 % et il n'y a pas vraiment d'amélioration apportée par l'augmentation du temps de rétention. Ceci s'expliquerait par la tendance de certains d'avoir des hauts taux initiaux de sédimentation. Le phosphore, alors qu'il présente des résultats très variables d'une étude à l'autre, allant de 21 à 66 % d'enlèvement (Comings et al., 2000), ne présente pas de tendance générale face au traitement par décantation. Le Cu, le Cd, le Zn et les matières organiques se conduisent de façon aléatoire. Finalement, les éléments pathogènes, la DBO, le phosphore total et l'azote total seraient enlevés très difficilement (*The City of Calgary*, 2000 et Schillinger et al., 1985). Mais il ne s'agit là que d'observations générales. Certains auteurs demeurent prudents, affirmant qu'il ne semble pas y avoir de différence de nature entre les particules les plus facilement décantables et celles qui sédimentent difficilement : les différences de vitesse de chute seraient donc essentiellement imputables aux différences de taille et de forme des particules.

### **1.2.3. Décantation selon l'événement**

Le type d'événement pluvieux est probablement l'un des paramètres le plus significatif du point de vue de la vitesse de chute des particules présentes dans le ruissellement. L'intensité de pluie influence la concentration et la proportion des particules de vitesse de chute supérieure à 72 cm/h. Cependant, ce paramètre n'explique qu'une partie de la variabilité des vitesses de chute d'un événement pluvieux à l'autre. Pour les pluies de faible et de moyenne intensité, les particules de vitesse de chute ( $V_s$ ) inférieure à 7,2 cm/h représentent plus de 30 % de la masse. Gromaire (1998) a remarqué les tendances suivantes :

- $V_s > 72$  cm/h : Leur concentration et leur proportion par rapport à la masse totale de particules tend à augmenter avec l'intensité de la pluie, ce qui

montre que l'entraînement de ces particules par les eaux de ruissellement est conditionné par l'énergie de l'écoulement;

- $7,2 < V_s < 72$  cm/h : Leur concentration est proportionnelle aux quantités de particules avec une vitesse de sédimentation supérieure à 72 cm/h. Aucune relation n'a pu être faite avec les caractéristiques de l'événement pluvieux;
- $V_s < 7,2$  cm/h : Leur concentration n'est pas corrélée avec celles des autres catégories ni avec les caractéristiques de l'événement pluvieux. Elles ne sont donc pas conditionnées par l'énergie d'écoulement, mais plutôt par les stocks disponibles sur la chaussée. Ces particules représentent une proportion de la masse totale d'autant plus importante que l'intensité de pluie est faible. La proportion de ces particules décroît avec l'augmentation de la proportion de particules de vitesses de chute supérieures à 72 cm/h.

#### 1.2.4. Principes théoriques

L'utilisation de principes théoriques tels que Stokes ou Newton n'est pas possible dans le cas des particules de ruissellement urbain. Ils sont discrédités, car ils impliquent de prendre en compte les hypothèses suivantes (Li et al., 2006) :

- densité commune pour chaque particule;
- forme sphérique propre pour toutes les particules;
- sédimentation discrète partout dans le bassin soit de type 1 (i.e. on ne tient pas compte des phénomènes potentiels de coagulation).

Lin et al. (2004) ont prouvé que les deux premiers points ne sont pas applicables aux particules de ruissellement. Par contre, leurs travaux ont démontré qu'il n'y avait pas occurrence de coagulation sur différentes périodes de rétention. Donc, l'hypothèse d'une décantation discrète peut être maintenue. Les principes théoriques ne sont pas représentatifs de la réalité, car ils omettent aussi de considérer les phénomènes de turbulence et de remise en suspension possibles. Ainsi les essais en laboratoire permettant de comprendre l'évolution de la vitesse de sédimentation des particules en bassin de rétention sont primordiaux. La section suivante présente les protocoles étudiés.

### **1.3. Protocoles de mesure de la vitesse de sédimentation**

Cette section présente les différents protocoles de mesure de vitesses de chute inventoriés dans la littérature. Ils peuvent être divisés sous deux grandes classes :

- en colonne, soit sous condition statique d'écoulement de l'eau contenant les particules étudiées;
- par élutriation, soit sous conditions dynamiques d'écoulement.

#### **1.3.1. Description des protocoles en colonne de sédimentation**

Le projet *riVEAU* s'intéresse aux eaux de ruissellement en milieu urbain. Par contre, la majorité des travaux réalisés dans le domaine des eaux usées s'intéresse aux réseaux unitaires qui acheminent des eaux usées domestiques et de ruissellement, donc plus concentrées, jusqu'à la station d'épuration. Ainsi, les vitesses de sédimentation des particules de ces eaux seront différentes de celles contenues dans les eaux de ruissellement uniquement. Il existe tout de même quelques documents reliés aux réseaux séparatifs et une quantité importante d'information en ressort. L'ébauche d'un protocole sur la mesure des vitesses de sédimentation des particules d'une eau pluviale est donc possible. Les protocoles ont été comparés selon huit critères, soient :

- Volume de prélèvement;
- Délai d'analyse;
- Prétraitement de l'échantillon;
- Principe de la mise en place;
- Dimensionnement de la colonne de sédimentation;
- Méthode de remplissage;
- Prélèvement du sous-échantillon en cours de sédimentation;
- Analyses.

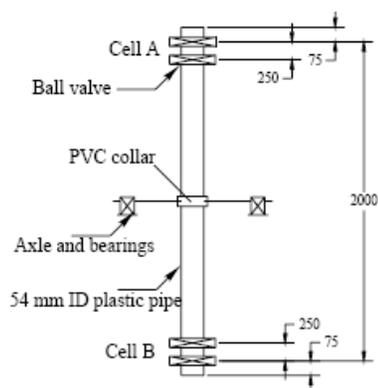
Au fil des recherches, huit protocoles potentiels pour des essais sur des eaux de ruissellement ont été identifiés. Il s'agit d'essais en colonne simulant une sédimentation statique. Ces travaux ont été menés majoritairement en France, aux

États-Unis, en Allemagne, aux Pays-Bas et au Royaume-Uni. Le Tableau 12 récapitule les caractéristiques de chacun de ces protocoles.

Tableau 12 : Protocoles de mesure de vitesse de sédimentation en colonne

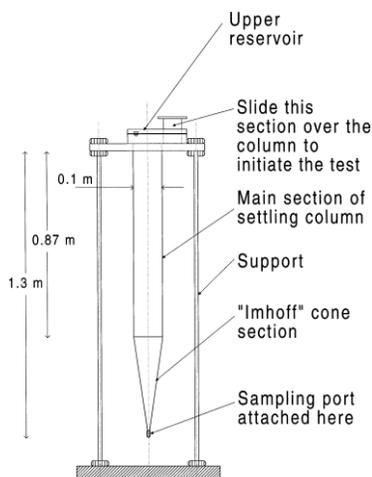
Protocoles	ASTON	UFT	CERGRENE		CERGRENE 95	VICAS	VICTOR (CERGRENE)	VICPOL (hollandais)	Camp (EPA, LONG COLUMN)
Méthode	Couche surnageante			Suspension homogène					
Principe	$\Delta M(t)$							$\Delta C(t)$	
Équipement	Colonne	Colonne avec cône	Colonne	Andréasen Pipette	Colonne	Colonne	1 à 10 colonnes	5 colonnes	Colonne
Hauteur de séd (mm)	1620	700	1800	200	650	650	500	430 (100-300)	600, 900, 1200, 1500, 1800 (tot : 2250)
Diamètre (mm)	50	50	50	50 (100)	70	70	50	90 (80)	150
Volume éch (L)	5	1	20		3	4,5	15-25	20 (2*5)	45-50
Prétraitement	3h séd.	2h séd. Imhoff cone	Tamis (4 mm)	Tamis (50 $\mu$ m)	Tamis (4 mm)	Tamis (2 mm)	Tamis (2 mm)	---	---
Vol. du sous-éch (ml)	n/d	n/d	n/d	10	150	150	1000	500 (100)	500
Échantillonnage	Rotation de la colonne/cellules	Au bas du cône	Sous-coupelle d'H <sub>2</sub> O	Dispositif	Sous-coupelle d'H <sub>2</sub> O	Sous-coupelle d'H <sub>2</sub> O	Haut et bas colonnes séparés	Prélèvement d'une H d'eau fixe	Robinets ( $\varnothing$ =1cm) sur H
Capacité de mesures (cm/h)	65-9720	36-63000	71-28800	5-1476	>7	au choix (e.g. 0,7)	n/d	n/d	7,2-10800

Le premier protocole provient du Royaume-Uni (Lin, 2003). Il s'agit de la colonne d'ASTON (voir Figure 1, où les mesures sont en mm), qui repose sur le principe de la couche surnageante. La colonne est munie de deux cellules isolées à ses extrémités par des valves. À intervalles déterminés, la colonne est retournée sur elle-même, afin que les cellules du haut et du bas soient inversées. Les particules qui se retrouvent dans la cellule du bas permettent de déterminer la concentration qui a décanté durant cet intervalle. Les cellules sont préalablement remplies d'eau potable pour permettre aux particules de s'y déposer. Cette méthode s'avère plus fiable pour des échantillons à concentration élevée. Le fait de prendre un seul échantillon par laps de temps diminue le nombre d'analyses à réaliser et permet d'avoir un petit volume initial. Le mécanisme de rotation du montage n'est toutefois pas très pratique et peut poser problème.



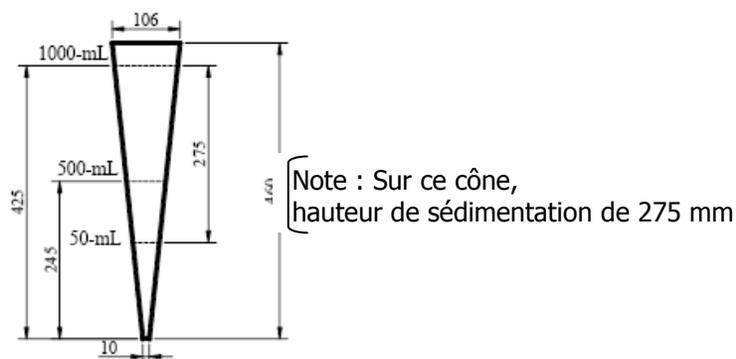
**Figure 1 : Colonne ASTON (Lin, 2003)**

Le protocole suivant, de type UFT, est muni d'un cône d'Imhoff à sa base (voir Figure 2). Le matériel utilisé pour construire la colonne et son réservoir du haut est un plastique d'acrylique clair.



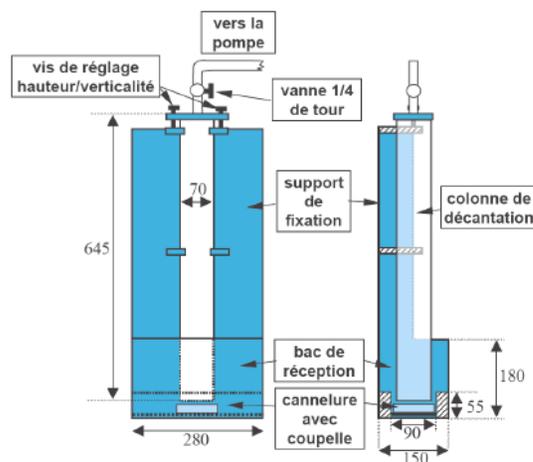
**Figure 2 : Colonne de type UFT (Wong et Piedrahita, 2000)**

Créée en Allemagne (Wong et Piedrahita, 2000), cette colonne demande que les sédiments, récupérés d'une décantation préalable en cône Imhoff (voir Figure 3), soient introduits en une fine couche surnageant à son sommet. À des instants prédéfinis  $t_i$ , des échantillons sont prélevés au moyen d'une pince placée à l'extrémité du cône gradué situé sur la partie inférieure de la colonne de décantation. Ces échantillons sont laissés dans des petits tubes gradués pendant deux heures. Le volume et la masse de matières décantées sont ensuite mesurés, de manière à calculer des fractions comme le rapport du volume (ou de la masse) mesuré dans chaque tube sur la somme des volumes (ou des masses) prélevés dans tous les tubes. La vitesse de chute est obtenue directement en calculant le rapport entre la hauteur de sédimentation (700 mm) sur chaque instant  $t_i$ . D'autres façons de faire nécessitent seulement de récolter les échantillons à l'embout, de les sécher et de les peser. La hauteur de la colonne peut varier de 700 à 1500 mm. De plus, des essais ont été faits en introduisant tous les sédiments de l'échantillon dans la colonne, sans prétraitement, assurant ainsi une meilleure représentativité des particules lentement décantables (Pisano, 1996). Les prétraitements à réaliser selon le protocole original risquent fortement de modifier les caractéristiques de l'échantillon.



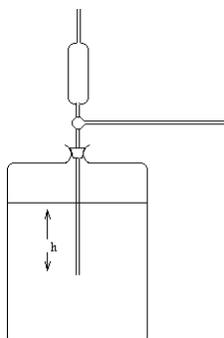
**Figure 3 : Cône d'Imhoff (unités en mm) (Lin, 2003)**

Le troisième protocole est de la France. Il s'agit de VICAs, acronyme qui signifie Vitesse de Chute en Assainissement (Chebbo et Gromaire, 2009). Cette méthode fonctionne à partir d'une suspension homogène et suppose une décantation indépendante, soit sans formation d'agrégats ou diffusion. En premier lieu, l'échantillon est tamisé dans des mailles de deux mm afin d'éliminer les plus gros solides. Ensuite, en prenant soin de bien homogénéiser l'échantillon dans un bac de mélange, l'échantillon est introduit dans la colonne de sédimentation (voir Figure 4). Cette dernière étape se fait très rapidement par aspiration, en deux à trois secondes. Ce mode de remplissage nécessite une pompe à très fort débit (30 à 40 L/min). Les particules qui décantent pendant un laps de temps déterminé sont recueillies dans des coupelles placées sous la colonne. Les coupelles, préalablement remplies d'eau, sont immergées dans la cannelure du bac de mélange et positionnées tour à tour sous la colonne. Les particules recueillies sont séchées et pesées. La méthode d'analyse est basée sur la variation de la masse en fonction du temps ( $\Delta M(t)$ ). Les calculs permettant de passer d'une courbe à l'autre pour analyses nécessitent la supposition que toutes les particules sont décantables au bout d'un temps très long, ou bien qu'une fraction ne l'est pas. L'incertitude relative a été calculée à un maximum de 7 % par Torres et al. (2007).



**Figure 4 : Colonne ViCAs (Chebbo et al., 2003a)**

Le quatrième protocole, le CERGRENE, est aussi français (référence web : *Particle Size Measurement Methods*). Il s'effectue en deux étapes. Les particules sont d'abord tamisées dans une maille de 50  $\mu\text{m}$ . Celles qui sont retenues par le tamis seront analysées selon le protocole ViCAs (voir le troisième protocole). Celles ayant un diamètre inférieur à 50  $\mu\text{m}$ , qui ont donc passées au travers de la maille du tamis, subiront une sédimentation dans la pipette d'« *Andréasen* » (voir Figure 5).

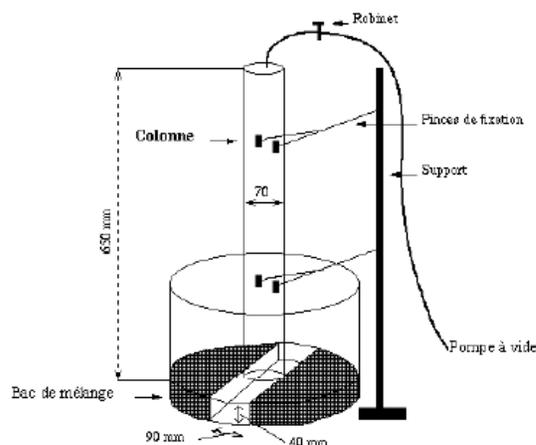


**Figure 5 : Pipette d'Andréasen, protocole CERGRENE (Skilling, 2008)**

L'échantillon est mis en suspension dans un flacon à pied de 500  $\text{cm}^3$  et la pipette est maintenue à une profondeur  $h$  constante à l'aide du bouchon (Vatan, 1967). Au bout d'un temps  $t$ , toutes les particules ayant une vitesse supérieure à  $H/t$  auront naturellement dépassé l'extrémité de la pipette. À des temps préalablement fixés, des sous-échantillons de volume connu (10  $\text{cm}^3$ ) sont aspirés avec

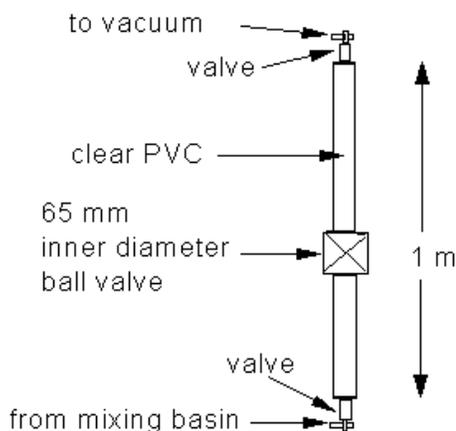
précaution. Les échantillons ainsi prélevés sont asséchés dans une soucoupe d'aluminium à 110°C et pesés. Des expériences ont prouvé que cette méthode de prélèvement produit les perturbations les plus faibles dans la sédimentation (Vatan, 1967). Elle demande par contre beaucoup de temps et des balances de précision.

Le montage du cinquième protocole, le CERGREN 95, est présenté à la Figure 6. On constate qu'il suit le même principe que ViCAs, à quelques modifications près (voir Tableau 12).



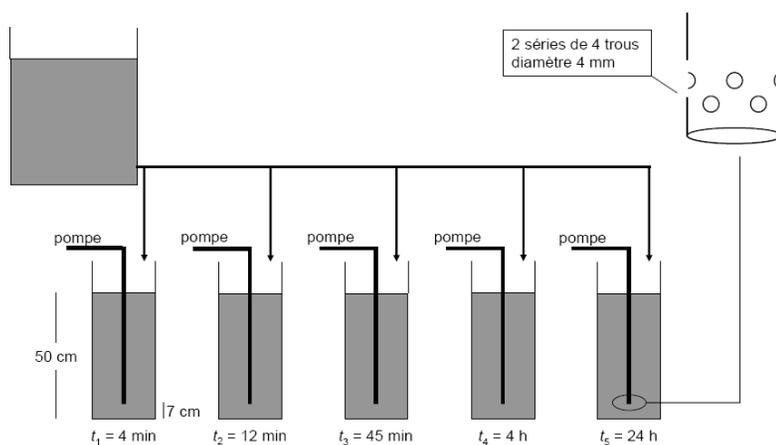
**Figure 6 : Colonne CERGREN 95 (Gromaire, 1998)**

Le protocole VICTOR a aussi été créée en France (EPA, 1999). Cette sixième méthodologie peut impliquer jusqu'à dix colonnes. Les colonnes possèdent une valve en leur centre qui permet d'isoler le haut du bas de la colonne au temps voulu (voir Figure 7). Il se fait un prélèvement par colonne, qui représente toute la section du bas de la colonne, pour un temps donné. La masse contenue dans le bas de la colonne est alors mesurée.



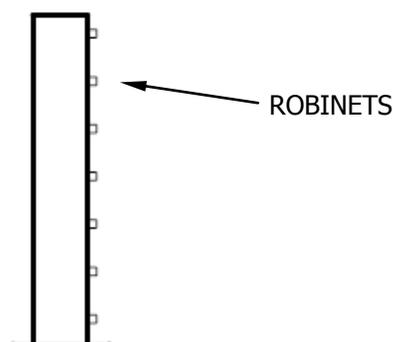
**Figure 7 : Colonne VICTOR (EPA, 1999)**

Des chercheurs des Pays-Bas ont aussi élaboré une méthode de mesure de vitesse de sédimentation en colonne (Torres, 2008). Le protocole VICPOL demande cinq colonnes (voir Figure 8). Il utilise la suspension homogène. Le remplissage des colonnes est effectué par gravité. A chaque temps  $t_i$ , un échantillon est extrait de la colonne  $i$  à la suite d'une décantation sur une hauteur  $h_i$ . Cette étape se fait en aspirant une hauteur d'eau horizontale dans la colonne. La concentration de l'échantillon ainsi récolté est ensuite mesurée, ce qui permet une analyse directe. La méthode de prélèvement peut poser problème et il est très difficile d'assurer l'homogénéité d'une colonne à l'autre.



**Figure 8 : Colonnes VICPOL (Torres, 2008)**

Le dernier protocole, appelé CAMP, provient des États-Unis (Lin, 2003). Il utilise la plus grosse colonne des huit protocoles présentés, puisqu'elle représente une hauteur totale de sédimentation de 2,25 m. La colonne est remplie par pompage de l'échantillon de bas en haut. Plusieurs robinets sont insérés sur toute la hauteur de la colonne, comme il est démontré sur la Figure 9. Ceux-ci permettent d'effectuer des prélèvements à différentes hauteurs de sédimentation (0,6; 0,9; 1,2; 1,5; 1,8 m) pour des intervalles de temps prédéfinis (0, 1, 2, 3, 8, 15, 30, 60, 120 min). Ces manipulations sont assez simples, mais l'importance du volume de la colonne fait en sorte qu'il est très peu probable d'obtenir une concentration initiale homogène.



**Figure 9 : Colonne de CAMP (Lin, 2003)**

### 1.3.2. Comparaison des protocoles

#### 1.3.2.1. Volume de prélèvement

Selon les protocoles étudiés, le volume nécessaire à une expérience de sédimentation varie de un à 50 litres. Un volume d'un litre n'est pas suffisant, et si l'on souhaite faire l'analyse des polluants présents par classe de vitesse de chute, le volume récupéré devra être plus important. Cependant, l'analyse de la vitesse de chute des particules, indépendamment de leur nature, ne nécessitera qu'un échantillon d'environ cinq litres. Les volumes demandés pour les différents protocoles se retrouvent au Tableau 13.

**Tableau 13 : Volume d'échantillon selon le protocole**

<b>Protocole</b>	<b>Volume (L)</b>
ASTON	5
UFT	1
VICAS	4,5
CERGRENE	20
CERGRENE 95	3
VICTOR	15-25
VICPOL	20
CAMP	45-50

### 1.3.2.2. Délai d'analyse

Puisque la vitesse de sédimentation d'une particule dépend d'une multitude de facteurs, l'échantillon recueilli doit subir le moins de modifications possible avant son analyse. Il faut minimiser les impacts dus au transport ou à l'entreposage (EPA, 1999). Plus les concentrations sont élevées, plus le transport risque d'en modifier les propriétés. Selon Gromaire (1998), le délai d'analyse devrait être immédiat ou inférieur à 12 heures. Si l'échantillon devait être conservé, il serait préférable de le mettre au réfrigérateur; la conservation à température pièce et au congélateur a des effets plus marqués sur les variations de vitesses de chute (Aiguier et al., 1996).

### 1.3.2.3. Prétraitement de l'échantillon

La majorité des protocoles étudiés, qui utilisent le principe de la mise en place en suspension homogène, font d'abord tamiser l'échantillon dans une maille de deux ou quatre mm afin d'éliminer les plus gros solides. Les très grosses particules qui ne sont pas intéressantes à caractériser seront donc éliminées. Si toutefois elles devaient être incluses dans les analyses, elles seraient séchées et pesées. Certains protocoles, utilisant la mise en place en couche surnageante définie ci-bas, feront soit sédimenter une première fois l'échantillon pendant trois heures dans une colonne ou pendant deux heures dans le cône d'Imhoff, avant d'introduire les sédiments dans la colonne. Les seuls protocoles qui ne modifient pas du tout l'échantillon sont ceux nécessitant des gros volumes pour réaliser la décantation. Le Tableau 14 résume les types de prétraitement employés.

Tableau 14 : Prétraitement de l'échantillon selon le protocole

Protocole		Prétraitement
ASTON		3 h sédimentation
UFT		2 h séd. cône d'Imhoff
VICAS		Tamis (2 mm)
CERGRENE	Colonne	Tamis (4 mm)
	Pipette d'Andréasen	Tamis (50 µm)
CERGRENE 95		Tamis (4 mm)
VICTOR		Tamis (2 mm)
VICPOL		--
CAMP		--

#### 1.3.2.4. Principe de mise en place

a. **Couche surnageante** : Les particules contenues dans l'échantillon sont d'abord concentrées puis introduites au sommet de la colonne de sédimentation, qui est remplie d'eau distillée ou d'eau filtrée du bassin.

Selon Chebbo et al. (2003b), ce principe nécessite un prétraitement important de l'échantillon (par exemple, décantation en cône d'Imhoff, centrifugation ou tamisage) afin de concentrer les particules qui seront introduites au haut de la colonne. Tout ceci est susceptible d'induire des modifications sensibles des caractéristiques des particules (en favorisant l'agglomération) et donc de leur vitesse de chute. De plus, l'utilisation d'eau distillée dans la colonne n'est pas recommandée, puisqu'elle modifie la sédimentation des particules en comparaison aux essais où l'eau du bassin est conservée (Aiguier et al., 1996).

b. **Suspension homogène** : L'échantillon est homogénéisé puis directement introduit dans la colonne.

La méthode d'homogénéisation utilisée peut poser problème puisque les floccs de l'échantillon ou les particules organiques que contient l'échantillon risquent de se cisailer. Ainsi, avant le remplissage, le brassage dans un bassin peut se faire manuellement par une plaque fendue attachée à une tige, par injection d'air, par barres magnétiques ou par des pales en rotation le long de la circonférence du bassin (EPA, 1999 et Aiguier et al., 1996); l'idée étant d'assurer un brassage

suffisant sans modifier les particules, puis de l'arrêter de manière à débiter l'échantillonnage le plus vite possible.

Le Tableau 15 identifie les méthodes de mise en place de chacun des protocoles étudiés.

**Tableau 15 : Mise en place de l'échantillon selon le protocole**

Protocole		Mise en place
ASTON		Couche surnageante
UFT		
CERGRENE	Colonne	Suspension homogène
	Pipette d'Andréasen	
CERGRENE 95		
VICAS		
VICTOR		
VICPOL		
CAMP		

#### 1.3.2.5. Dimensionnement de la colonne de sédimentation

Les protocoles trouvés dans la littérature utilisent tous une colonne de sédimentation, sous des formes et des dimensions variables. Une colonne avec un important volume demande un temps de remplissage très long qui risque de créer un gradient de concentration avant même que la mesure de la concentration initiale ne soit effectuée. D'un autre côté, de grandes dimensions permettent de négliger l'effet d'échelle. Ainsi, les deux mesures à considérer sont les suivantes :

- ✚ La hauteur de sédimentation doit être suffisamment grande pour permettre l'estimation de la vitesse de chute en fonction de la dimension des particules (Lin, 2003). Ainsi, les protocoles recensés affichent une hauteur de sédimentation allant de 650 à 2250 mm. D'ailleurs, plusieurs ouvrages rejettent la méthode présentée dans l'ouvrage de référence *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater*, qui utilise le cône d'Imhoff, sous prétexte qu'il aurait une hauteur de sédimentation trop petite lorsqu'il s'agit d'eau de ruissellement urbain.

- ✚ L'effet de la paroi de la colonne sur la vitesse de chute peut être considéré comme négligeable pour un diamètre supérieur ou égal à 50 mm, ce qui est respecté par tous les protocoles étudiés.

Le Tableau 16 présente les dimensions des colonnes rattachées aux différents protocoles.

**Tableau 16 : Dimensions de la colonne selon le protocole**

Protocole		Hauteur (mm)	Diamètre (mm)
ASTON		1620	50
UFT		700	50
VICAS		650	70
CERGRENE	Colonne	1800	50
	Pipette d'Andréasen	200	50-100
CERGRENE 95		650	70
VICTOR		1000	50-65
VICPOL		Selon les besoins	80-90
CAMP		2250	150

#### 1.3.2.6. Méthode de remplissage

L'uniformité de la suspension lors du remplissage est très importante afin d'assurer une mesure adéquate de la concentration initiale en MES ( $C_0$ ). Cette mesure est d'ailleurs cruciale, puisque les concentrations subséquentes y sont référées. Deux méthodes sont utilisées :

- ❖ Aspiration par dépression (pompe à vide, du bas au haut) :

Cette méthode peut introduire dans le système des microbulles d'air susceptibles de perturber la sédimentation des particules. Elle peut aussi entraîner des risques de ségrégation dans la nature des particules, alors que l'importance du dénivelé conduira à une diminution des concentrations en MES en partie haute des colonnes par rapport à l'échantillon de départ, les plus lourdes restant dans le bac de mélange. Certains admettent tout de même qu'une pompe à vide ne brise pas les solides en suspension, comparativement à une pompe à déplacement positif (Lin, 2003). Lorsque le remplissage est terminé, la colonne est maintenue sous vide.

❖ Gravitaire :

Selon Chebbo et al. (2003b), cette méthode évite les désagréments de l'aspiration par dépression et est rapide. Il faut cependant porter une attention à ce que les particules les plus lourdes ne restent pas dans le bassin de mélange lors du remplissage d'une colonne.

1.3.2.7. *Prélèvement du sous-échantillon en cours de sédimentation*

Selon que l'on souhaite mesurer la masse qui décante au fond de la colonne pendant des intervalles de temps déterminés ( $\Delta M(t)$ ) ou bien la concentration des polluants à une ou plusieurs hauteurs dans la colonne sur un temps fixe ou des durées variables de décantation ( $\Delta C(t)$ ), la méthode de prélèvement variera.

- ⌋ Si le principe  $\Delta M(t)$  est utilisé, l'échantillon sera le plus souvent récupéré dans une coupelle remplie d'un volume fixe d'eau située au bas de la colonne de sédimentation. Les sédiments seront ainsi recueillis pour des intervalles de temps déterminés, puis séchés et pesés. Autrement, la colonne est séparée en son centre par une valve. Chaque valve sera fermée à un temps déterminé et le bas de la colonne sera l'échantillon conservé pour analyse. Cette méthode nécessite donc plusieurs colonnes, puisqu'il ne peut y avoir qu'un prélèvement par colonne.
- ⌋ Si le principe  $\Delta C(t)$  est utilisé, l'échantillon sera récupéré à l'aide de robinets ou de valves situés à des hauteurs fixes le long de la colonne, et ce, à des intervalles de temps déterminés. Les concentrations en MES (ou autres polluants) seront mesurées pour chaque échantillon et la hauteur de sédimentation et le temps seront notés afin d'identifier la vitesse de sédimentation. Lorsque plus d'une colonne est utilisée, une hauteur d'eau horizontale fixe d'une colonne à l'autre sera prélevée à des instants différents. Dans ce cas, la concentration initiale pour chaque colonne devra être mesurée.

Le nombre de colonnes impliquées varie d'une méthode à l'autre. Selon Chebbo et al. (2003b), des prélèvements successifs dans une même colonne peuvent induire des perturbations hydrauliques au moment des ponctions. De plus, le niveau d'eau

diminuera en cours d'expérience. Ce changement devra impérativement être pris en compte lors de l'analyse. L'importante hauteur d'eau que peut nécessiter l'utilisation d'une seule colonne rend aussi la prise d'un petit volume d'échantillon difficile. D'un autre côté, le fait d'avoir plusieurs colonnes nécessite un plus gros volume d'échantillon original et complique le montage. Le Tableau 17 résume la méthode de prélèvement à utiliser selon le protocole.

**Tableau 17 : Type du sous-échantillon selon le protocole**

Protocole		Prise du sous-échantillon	Volume (ml)
ASTON		valve séparée au bas de la colonne	n/d
UFT		au bas du cône	n/d
VICAS		sous-coupelle d'eau	150
CERGRENE	Colonne	sous-coupelle d'eau	n/d
	Pipette d'Andréasen	dispositif de la pipette	10
CERGRENE 95		sous-coupelle d'eau	150
VICTOR		moitié inférieure de la colonne	1000
VICPOL		aspiration d'une hauteur d'eau fixe	100-500
CAMP		robinets ( $\varnothing=1\text{cm}$ )	500

Le temps de décantation total devrait être supérieur à deux heures car, selon Whipple et Hunter (1981), certains polluants ont une période de latence avant de subir une décantation efficace. Dépendamment du protocole et du niveau de précision recherché, les expériences retrouvées dans la littérature ont des durées très variables, allant d'une à 32 heures. Il faut cependant porter une attention au fait que peu de changements peuvent survenir entre un temps de décantation de quatre ou 16 heures. La littérature n'est pas unanime sur la durée la plus appropriée d'un essai.

#### 1.3.2.8. Méthodes d'analyses

Il est important de noter que la presque totalité des protocoles étudiés suppose une décantation indépendante, sans formation d'agrégats ou diffusion, donc de type I. Cependant, il n'y a pas unanimité sur l'occurrence ou non d'agrégation des particules dans les eaux de pluie, surtout au niveau des matières organiques. Une attention devrait donc être portée à ce phénomène.

- Lorsque le principe de la variation de la concentration en fonction du temps ( $\Delta C(t)$ ) est utilisé, la distribution des concentrations en polluants en fonction de la vitesse de chute est présentée sous forme d'histogrammes donnant le pourcentage en masse du polluant pour la fraction de vitesse de chute considérée (Chebbo et al., 2003a). Cette méthode est intéressante puisqu'elle permet une analyse directe en donnant  $C_i/C_{0_i}$ . Ce type de méthode d'analyse ne nécessite pas d'hypothèses sur la densité de distribution de vitesse de chute (valeur asymptote ou proportion non décantable) ni de résolution de système différentiel, contrairement au principe suivant. L'élément plus problématique est la prise d'un échantillon d'une tranche d'eau à l'horizontal à l'intérieur de la colonne.
- Lorsque le principe de la variation de la masse en fonction du temps ( $\Delta M(t)$ ) est utilisé, il faut effectuer un bilan de masse par rapport aux masses initiales, finales et décantées dans la colonne. Des courbes de distribution de vitesses de chute peuvent ensuite être obtenues.

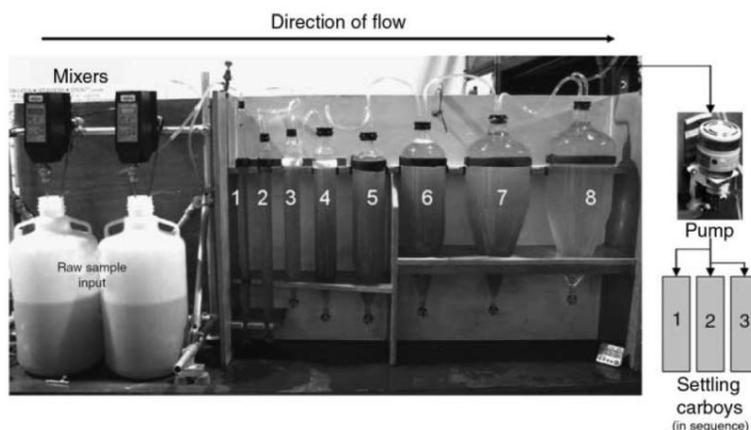
Le Tableau 18 présente les protocoles selon les principes d'analyse qu'ils impliquent.

**Tableau 18 : Principe d'analyse des résultats selon le protocole**

<b>Protocole</b>	<b>Principe d'analyse</b>
ASTON	$\Delta M(t)$
UFT	
CERGRENE	
CERGRENE 95	
VICAS	
VICTOR	
VICPOL	$\Delta C(t)$
CAMP	

### 1.3.3. Définition du protocole par élutriation

Une méthode de mesure n'utilisant pas la sédimentation en colonne traditionnelle a été élaborée au Canada (Exall et al., 2009). Il s'agit d'une technique de séparation des particules utilisant la différence de vitesse de sédimentation qui peut exister entre les particules en suspension dans un fluide en écoulement : l'élutriation. L'échantillon recueilli en bassin est pompé à un débit précis et passe par des colonnes de différents diamètres, créant des vitesses critiques de sédimentation connues ( $v=Q/A$ ). L'essai se produit donc en condition dynamique d'écoulement, comme il peut se produire en bassin. L'équipe de Marsalek, de la *National Water Research Institute* en Ontario (Environnement Canada), a travaillé sur ce type de méthode de façon à l'adapter aux essais sur les eaux usées en réseau unitaire. La Figure 10 présente un exemple de montage. À la fin de l'essai, le contenu de chaque chambre est homogénéisé et la masse en solides y est mesurée. À noter que le volume ayant cheminé jusqu'à la pompe doit lui aussi être analysé, car il contient les particules ayant des vitesses de sédimentation inférieures à la plus petite valeur produite.



**Figure 10 : Montage de l'essai par élutriation (Exall et al., 2009)**

Ce montage est intéressant puisque le nombre de colonnes et le débit auquel l'échantillon est pompé peuvent être modifiés selon les besoins de l'expérimentation. Il pourrait donc être avantageux de grossir le diamètre du tuyau reliant les colonnes afin d'éviter d'atteindre des vitesses de circulation trop rapides,

qui pourraient cisailer les floccs. Des expériences ont été faites à 12,5 mm, mais l'auteur suggère des essais à 25 mm (Marsalek et al., 2006). Selon les objectifs à atteindre, le nombre de colonnes pourrait soit être augmenté (si l'on souhaite bien fragmenter l'échantillon) ou diminué (si l'on souhaite avoir à prélever un plus petit volume). Le débit de pompage pourrait aussi être diminué. Il faut toutefois s'assurer de garder un état d'écoulement turbulent et d'éviter la sédimentation en tuyau. De plus, les chambres de sédimentation pourraient avoir des aires transversales plus grandes. Ces deux modifications permettraient l'atteinte de vitesses adaptées au type d'eau étudié, qui contient des particules à sédimentation très lente. Le Tableau 19 présente les caractéristiques comparables aux protocoles utilisant la décantation en colonne.

**Tableau 19 : Caractéristiques du protocole de mesure de vitesses de sédimentation par élutriation**

<b>Méthode</b>	En écoulement
<b>Principe</b>	$\Sigma M$
<b>Équipement</b>	Chambres de décantation
<b>Hauteur de séd (mm)</b>	n/a
<b>Diamètre (mm)</b>	Variable
<b>Volume éch (L)</b>	50
<b>Prétraitement</b>	Aucun
<b>Vol. du sous-éch (ml)</b>	n/a
<b>Échantillonnage</b>	Récupération des masses dans les chambres de décantation
<b>Capacité de mesures (cm/h)</b>	Au choix (selon $Q_{\text{écoulement}}$ et $\varnothing_{\text{chambres}}$ )

#### 1.4. Conclusion

Cette révision de l'information scientifique relative aux polluants contenus dans les eaux de ruissellement et à leurs vitesses de chute expose la nécessité de procéder à des mesures reliées directement au projet rivEAU. En effet, il a été exposé dans la section 1.2 qu'il n'existe pas de concordance entre les valeurs de vitesses de chute mesurées dans le cadre de différents projets de recherche. Ceci est entre

autre dû à la diversité des protocoles utilisés d'une étude à l'autre et à la méthode d'échantillonnage de ces eaux et de leurs polluants.

La section 1.3 a donc exposé les différences sur lesquelles doivent être comparés ces protocoles afin de faire un choix éclairé. Ainsi, la gamme de vitesse de chute mesurable, le volume d'échantillon nécessaire, le prétraitement devant être effectué sur l'échantillon, la complexité du montage et la méthode de prélèvement des sous-échantillons en cours d'essai sont autant de facteurs à considérer. Une autre raison pouvant expliquer la diversité des vitesses de chute présentées d'une étude à l'autre est reliée à la quantité de facteurs à considérer lorsque ce type de mesure est effectué. Il faut donc penser à la nature des polluants (c.f. section 1.1 et 1.2), puisque le type de particules auquel ils s'adsorbent joue grandement sur leur décantabilité. Le type d'événement et d'occupation du territoire viennent aussi influencer les vitesses mesurées.

Les deux sections suivantes décrivent les objectifs poursuivis suite à ces constats et la méthodologie employée pour y parvenir.

## Partie 2 : Objectifs

La description des connaissances en termes de qualité des eaux de ruissellement a mis en lumière les éléments qui devront être approfondis par ce projet de maîtrise.

Puisque le modèle de qualité et d'hydraulique du bassin d'orage cherche à prédire le comportement des polluants lorsque l'affluent est retenu à l'intérieur de celui-ci, il faut caractériser leur décantation en condition statique. Les expériences de vitesses de chute devront permettre le fractionnement de l'affluent du bassin en différentes classes de particules. L'aspect d'adsorption des polluants, favorisée par de grandes surfaces spécifiques, fait en sorte que l'on doit mettre l'accent sur l'enlèvement des petites particules. On doit être en mesure de quantifier de petites vitesses de chute. L'objectif est donc de mettre en place un protocole adapté aux besoins du projet.

La combinaison de ces résultats à l'évaluation de la distribution de la taille des particules fournira des informations sur l'influence des temps de rétention autant du point de vue qualité de l'eau que sur le gain en termes de décantation physique des particules. L'objectif est donc d'obtenir des résultats décrivant les vitesses de chute des particules contenues dans les eaux de ruissellement et les diamètres de ces particules. Un protocole devra aussi être élaboré afin de mesurer cette dernière caractéristique.

Tout ceci est réalisé sous considération que le bassin d'orage soit en mesure de stocker les événements pluvieux. Afin de juger du potentiel d'amélioration de la qualité de l'eau par rétention, les caractéristiques des événements pluvieux devront être mises en relation avec les vitesses de chute des particules véhiculées par les eaux de ruissellement. L'objectif est donc de mettre en lumière l'existence ou non de relations entre le type d'événement pluvieux et les vitesses de chute enregistrées.

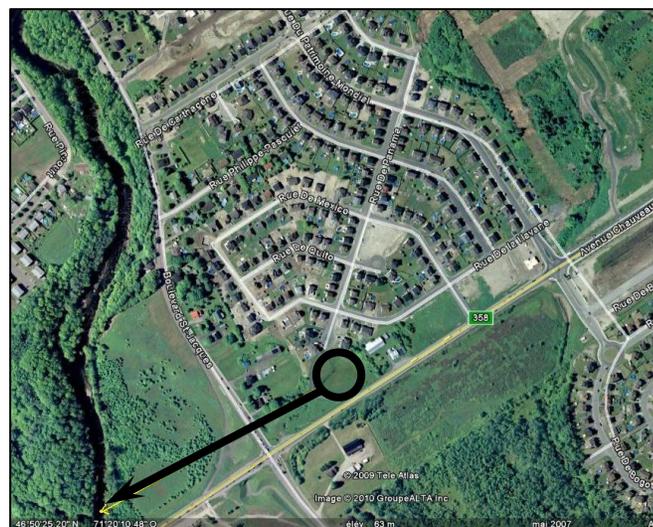
Finalement, puisque les bassins d'orage sont aujourd'hui utilisés sans rétention prolongée des affluents, les expérimentations devront aussi servir à comprendre l'effet de cette utilisation passive. La qualité des eaux récupérées en entrée et en sortie du bassin sera donc comparée d'un point de vue de la vitesse de sédimentation des particules et de leurs tailles.

## Partie 3 : Matériel et méthodes

Cette section amène les points majeurs qui ont permis l'acquisition des données, dont la présentation et l'analyse font l'objet de la Partie 4.

### 3.1. Site expérimental

Le bassin de rétention d'eaux pluviales qui fait l'objet des analyses a dû être choisi avec soin puisqu'un des buts ultimes du projet est de pouvoir transposer les observations réalisées sur celui-ci à d'autres sites urbains. Des critères de sélection ont donc été établis en collaboration avec les partenaires du projet afin de faire un choix éclairé. Ceux-ci sont présentés à l'Annexe A. Pour plus de détails concernant les bassins évalués et le choix des critères, voir Carpenter (2010). Une étude approfondie a permis d'établir que le bassin Chauveau, situé à l'angle des boulevards Chauveau et St-Jacques à Québec, s'avérait être le site le plus approprié pour les besoins du projet. Il a entre autre été jugé avantageux de travailler sur un bassin d'orage drainant un petit bassin versant, ce qui facilite l'identification de la source des polluants. On peut voir sur la Figure 11 que l'effluent du bassin (cercle) se jette directement dans la rivière St-Charles (à gauche).



**Figure 11 : Emplacement du bassin d'orage Le Chauveau (Google Earth, 2010)**

Le Tableau 20 présente certaines caractéristiques du bassin d'orage et de son bassin versant.

**Tableau 20 : Caractéristiques du bassin Le Chauveau**

<b>Bassin d'orage</b>	
Année de construction	2005
Période de retour de conception	1/100 ans
Volume	3100 m <sup>3</sup>
<b>Bassin versant (Faubourg Le Raphaël)</b>	
Superficie	15,1 ha
Imperméabilité	≈30 %
Temps de concentration	15 min
Pente moyenne	0,03 m/m
Occupation du territoire	264 résidences unifamiliales, 36 logements

Le bassin d'orage présente deux entrées et deux sorties (majeur, mineur) et un fossé d'écoulement de 1,5 m de largeur où la végétation (majoritairement des quenouilles) est plus importante par rapport au reste du bassin.

Des mesures de débit et de hauteur d'eau ont été réalisées sur le terrain. Entre autre, un pluviomètre installé sur le toit de la roulotte, située directement sur le terrain du bassin d'orage, a permis de connaître les hauteurs de précipitation de façon précise. Les instruments utilisés et leur mise en place sont décrits en détail dans Carpenter (2010).

Pour plus d'information concernant l'organisation sur le terrain, le matériel employé, les méthodes d'ouverture et de fermeture de l'exutoire du bassin, consultez Carpenter (2010).

### **3.2. Type d'événements**

Le projet s'intéresse aux événements pluvieux ayant des périodes de retour de quelques années ou plus. L'intervention sur ce type d'événement rend la préservation de la qualité des rivières beaucoup plus réalisable et ne nécessite pas

d'installations de trop grande envergure, comme c'est le cas en protection contre les inondations. Afin de décider si une pluie doit être échantillonnée ou non, la littérature y va de divers critères. La hauteur d'eau sur une période de temps quelconque qui correspond à la limite minimale pour qu'il y ait suffisamment de ruissellement sur le bassin versant, doit être connue. La période de temps sec avant l'événement est aussi importante. L'outil qui a été utilisé pour l'estimation des événements pluvieux est le radar d'Environnement Canada disponible gratuitement en ligne. Pour le bassin Chauveau, le radar localisé dans la ville de Villeroy était consulté. La Figure 12 présente un exemple d'image rendue par celui-ci. Au cours de l'été 2008, plusieurs essais ont permis de conclure à une intensité minimale (donc une couleur) annoncée par le radar qui rendait l'événement intéressant pour l'échantillonnage. Il fallait donc attendre un événement annonçant du vert foncé au minimum ( $\approx 10$  mm/h), et ce, sur une bonne superficie, pour qu'il y ait suffisamment de ruissellement sur le bassin versant du Chauveau. Des événements trop succincts ne méritaient pas de déplacement, car les risques que l'averse n'ait pas lieu sur le bassin étaient trop élevés. Ainsi, quatre événements ont été échantillonnés à l'été 2008, puis 12 événements à l'été 2009. Les caractéristiques de ceux de 2009 sont décrites à la section 4.1.



**Figure 12 : Exemple d'imagerie rendue par le radar de Villeroy d'Environnement Canada**

### 3.3. Échantillonnage

Il existe plusieurs façons de collecter des échantillons. Il est possible de les récolter par pas de temps constants ou basés sur une relation proportionnelle à l'écoulement. De cette façon, lorsque le débit augmente, plus d'échantillons sont récoltés ; c'est le volume qui dicte la prise d'échantillon plutôt que le temps. Ces échantillons ponctuels sont conservés séparément ou combinés de façon à obtenir un échantillon composite homogène et représentatif de l'événement. Ce dernier est appelé dans la littérature « event mean concentration (EMC) » (Comings et al., 2000). Nous l'appellerons échantillon composite. L'équipement le plus couramment utilisé est un échantillonneur automatique, avec un nombre maximal de 24 bouteilles (par exemple le *Streamline model automatic sampler* d'*American Sigma*). Les points suivants rendent toutefois l'utilisation de ce type d'équipement problématique :

- Il est difficile de répartir les différents prélèvements sur la totalité de l'événement, car le volume est limité;
- Le diamètre des particules récoltées est limité au diamètre du tuyau servant au pompage des échantillons;
- L'agrandissement du diamètre diminue la vitesse d'entrée, ce qui compromet la mesure de la concentration des sédiments en suspension;
- On restreint la zone d'échantillonnage au diamètre du tuyau de prélèvement le long de la section d'écoulement.

Une façon de remédier à ces problèmes serait d'effectuer des prélèvements à l'aide de trappes à sédiments installées au fond du bassin (si l'on s'intéresse aux particules facilement décantables). Gromaire (1998) a mis en évidence des éléments qui permettent d'améliorer la prise d'échantillon de façon automatique :

- Diamètre du tuyau de prélèvement  $\geq 6,35$  mm ( $\approx 12$  mm);
- Volume du tuyau  $\leq$  volume de l'échantillon;
- Vitesse de prélèvement  $\geq 10 \times$  vitesse de sédimentation des particules.

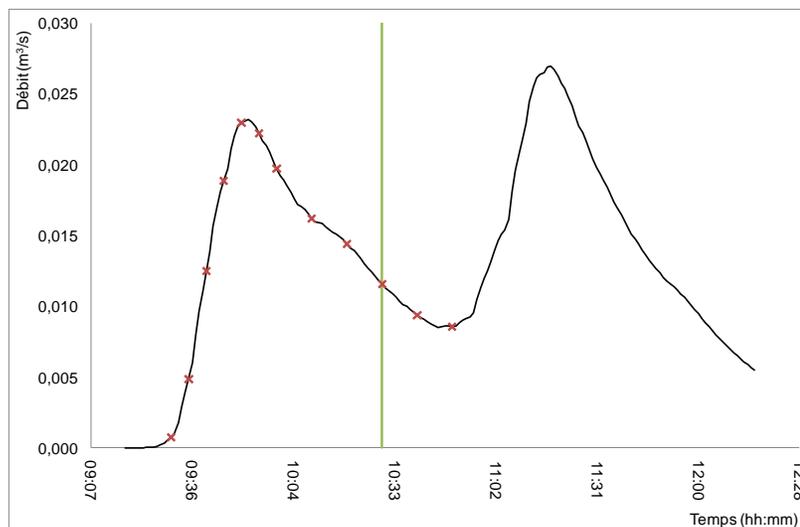
D'autres, dont Pisano (1996) recommandent d'effectuer un contrôle de qualité si un échantillonneur automatique devait être utilisé afin de garantir que même les plus grosses particules soient collectées. Par exemple, des échantillons pourraient être pris manuellement de façon simultanée, puis des essais comparatifs en colonne seraient réalisés. Les échantillonneurs automatiques peuvent être localisés à l'entrée, à la sortie ou à différents secteurs et/ou à des hauteurs stratégiques dans le bassin, selon ce que l'on veut faire ressortir des travaux.

Dans le cadre du projet, il a été convenu que l'échantillonnage serait réalisé manuellement, à l'aide de bouteilles de 1 litre à gros goulot en polyéthylène à haute densité, et ce, à l'entrée et à la sortie. La personne qui prélève se situe vis-à-vis la conduite sans en modifier l'écoulement. La bouteille doit être placée à mi-hauteur de l'écoulement et au milieu en largeur (voir Figure 13). Elle est préalablement rincée avec l'eau qui s'écoule. Il est difficile de garantir que le positionnement de la bouteille est identique d'un préleveur à l'autre, mais la question a été discutée en début de campagne afin d'assurer la constance à ce niveau.

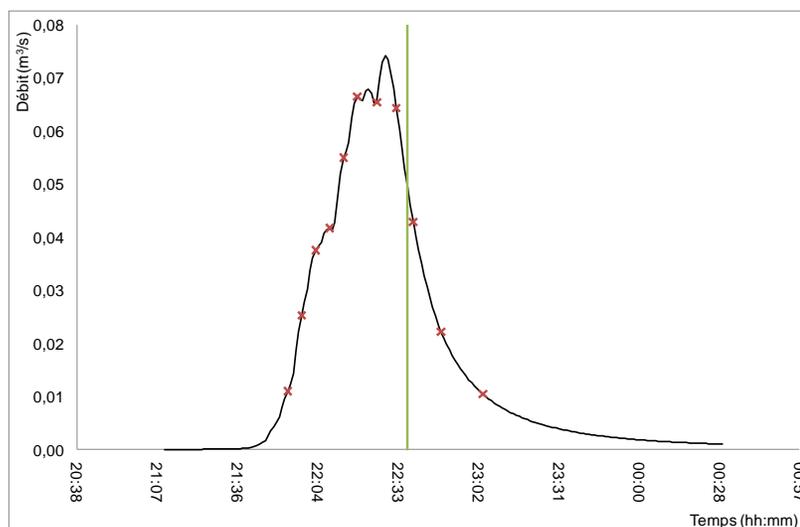


**Figure 13 : Méthode de prélèvement**

Pour chaque événement, et ce, à l'entrée et à la sortie, des échantillons composites et ponctuels ont été récoltés. Les échantillons composites correspondaient aux mêmes instants que les échantillons ponctuels, mais étaient cumulés dans une chaudière d'une capacité de 25 litres. L'instant de prélèvement dépend du débit observé par les préleveurs dans la conduite d'entrée, puisque les débitmètres ne donnaient pas de lectures fiables. Le laps de temps minimal entre deux prélèvements ( $\Delta t$ ) a été fixé à 3 minutes afin de pouvoir échantillonner l'événement en entier sur les 25 litres de la chaudière. Plus le débit observé à l'entrée est faible, plus le  $\Delta t$  est grand, pour un temps maximal de 20 minutes. Si l'on marque les prises d'échantillons ponctuels sur l'hydrogramme de l'événement étudié, on peut juger de la représentativité du composite. Les débits à l'entrée sont ceux générés par le modèle SWMM5 (Carpenter, 2010) à partir des données du pluviomètre situé sur le toit de la roulotte. Par exemple, on peut voir sur la Figure 14 que l'échantillonnage de cet événement n'a pas été très réussi, comparativement à celui de la Figure 15. En effet, il semble que deux événements soient survenus en série, mais que seulement le premier ait été échantillonné. Les lignes verticales correspondent à la fin observée par les échantillonneurs des précipitations. Voir l'Annexe B pour visualiser les hydrogrammes de tous les événements de l'été 2009. Les événements ainsi échantillonnés sont décrits plus en détails à la section 4.1.



**Figure 14 : Hydrogramme (SWMM5) d'un échantillonnage de trop courte durée**



**Figure 15 : Hydrogramme (SWMM5) d'un échantillonnage de durée adéquate**

Cette méthode d'échantillonnage visait à récolter l'eau et les particules qui entraient et sortaient du bassin d'orage de façon représentative sur la totalité de l'événement pluvieux. Il est malheureusement improbable que tous les types de particules aient été récoltés. Cet élément devra être considéré lors de l'analyse des résultats.

Une fois remplies, les bouteilles d'échantillon ponctuel étaient conservées dans la voiture. Une glacière n'a pas été jugée nécessaire puisqu'une période de prélèvement ne durait jamais plus de 5 heures et la température ambiante était très semblable à celle de l'échantillon d'eau de ruissellement. De plus, l'absence de soleil diminuait les risques d'altération. De retour à l'université, tous les échantillons étaient entreposés dans la chambre froide du Laboratoire d'environnement (4 °C) pour une durée inférieure à 24 h précédant les analyses (Gromaire et Chebbo, 2003). Selon le moment de la journée, les échantillons pouvaient être gardés à température pièce si les analyses débutaient dans les heures suivantes.

Puisque l'objectif du projet rivEAU est d'augmenter la décantation des polluants à l'intérieur du bassin en prolongeant son temps de rétention, la fin de la deuxième campagne d'échantillonnage a impliqué la fermeture temporaire de la sortie du bassin. Des échantillons ponctuels et composites étaient prélevés seulement à l'entrée du bassin pendant l'événement. Au cours des trois jours suivants, des échantillons ponctuels étaient prélevés à profondeur constante sous la surface aux points correspondant à l'emplacement de trappes à sédiments (voir Figure 16 et Figure 17). Des bouteilles de 1 litre étaient ainsi remplies, à des intervalles de temps variables allant de 1 à 12 h, aux points où la hauteur d'eau le permettait.



**Figure 16 : Installation de trappe à sédiments et de la mesure du niveau d'eau**



**Figure 17 : Localisation des trappes à sédiments**

Lors de la vidange du bassin, des échantillons ponctuels et composites étaient prélevés à la sortie. À cette étape, les moments de prélèvement étaient plutôt constants dans le temps, mais tout de même proportionnels au débit observé par les échantillonneurs.

### 3.4. Analyses complémentaires

La complexité et la quantité des travaux de terrain et de laboratoire envisagés a nécessité l'élaboration d'une planification rigoureuse afin d'en optimiser la coordination. L'Annexe C présente le document qui a été suivi tout au long de la campagne de mesure. La quantité d'échantillons ponctuels recueillis au cours d'un événement pouvait parfois être impressionnante, allant jusqu'à 60 bouteilles. Selon l'évolution observée de la concentration en MES au cours de l'événement, 50 % ou 33 % de ces bouteilles pouvait être analysées. Une attention particulière était portée pour bien caractériser les pics de débit. Voici les analyses qui ont été réalisées<sup>1</sup> :

- Matières en suspension (MES);
- Matières volatiles en suspension (MVS);
- Métaux lourds (Zn, Cu, Mn);
- Azote ammoniacal (NH<sub>4</sub>);
- Distribution de la taille des particules (PSD pour *particle size distribution*);
- Distribution de vitesses de sédimentation.

Sur chacune des bouteilles d'échantillon ponctuel caractérisées, les MES étaient mesurées. Les MVS ont été étudiées sur les mêmes bouteilles, mais seulement pour quelques événements. Les analyses de PSD, de métaux lourds et de NH<sub>4</sub> étaient effectuées sur les échantillons au début, aux moments correspondant à des pics de débit, au milieu et en fin d'événement.

Les deux chaudières d'échantillon composite, soit une du débit d'entrée et une de sortie, ont été utilisées pour des essais ViCAs. Des mesures de MES et de MVS ont été réalisées sur l'échantillon initial et final (après l'essai de décantation) et sur chaque coupelle (en cours d'essai). Les métaux lourds, le NH<sub>4</sub> et la PSD ont été mesurés sur l'échantillon initial et final à chaque essai. Un second essai ViCAs

---

<sup>1</sup> Le présent mémoire se concentre majoritairement sur les deux derniers points. Pour plus d'informations concernant les autres analyses, se référer à Carpenter (2010).

pouvait être réalisé en parallèle sur une même chaudière afin de caractériser l'évolution de la qualité de l'eau en cours de sédimentation. Ainsi, le volume contenu dans les coupelles était fragmenté pour effectuer des mesures de métaux lourds et de PSD. Le changement des coupelles pour ces essais était réalisé pour des périodes de temps beaucoup plus longues, soit en moyenne 1 h, 3 h et plus de 20 h. Ces périodes de temps correspondent aux vitesses de chute utilisées pour les polluants dans le modèle numérique du bassin d'orage. Le nombre d'essais que tout cela pouvait représenter ainsi que le matériel nécessaire figurent à l'Annexe C. L'Annexe D présente de façon globale les analyses qui ont été réalisées pour chaque événement échantillonné.

### **3.5. Protocole de mesure de vitesses de sédimentation**

Suite à la revue de littérature de la section 1.3., les protocoles jugés appropriés pour le projet de recherche et les éléments faisant la qualité d'un protocole de mesure de vitesse de sédimentation sont connus. Les paragraphes suivants présentent des éléments plus précis quant au protocole qui sera suivi pour les besoins du projet.

#### **3.5.1. Choix du protocole**

Chebbo et al. (2003b) ont mis en évidence les sources d'erreur majeures qui peuvent être induites sur la distribution des vitesses de chute lors d'un essai en colonne :

- État initial de mesure (homogénéité, modification de l'affluent);
- Incertitudes d'analyses des polluants;
- Modification des conditions de décantation (parois, perturbations hydrauliques).

Tout d'abord, le protocole utilisant le principe d'élutriation, bien qu'original et fiable, ne s'applique pas tout à fait aux besoins du projet. En effet, le comportement des particules à l'intérieur du bassin sera étudié pour des périodes où la sortie de celui-ci sera fermée, créant ainsi une sédimentation statique. De

plus, la vitesse minimale que cette méthode permet de mesurer est trop grande pour les besoins du projet et le volume nécessaire n'est pas du tout pratique.

À la lumière des informations recueillies sur les différents protocoles existants, le protocole ViCAs est celui qui permet d'éviter ou de minimiser ces erreurs. À l'origine établi pour les MES, ce protocole présente une incertitude relative sur le pourcentage de la masse totale de particules avec une vitesse de chute inférieure à  $V_s$  ( $F(V_s)$ ) de seulement 7 % (Torres, 2008). L'écart-type a cependant tendance à augmenter pour de faibles vitesses de décantation. Selon Torres (2008), le protocole ViCAs ne présente pas de biais systématique. Ce protocole ne nécessite qu'un tamisage comme prétraitement de l'échantillon avant décantation, puisque la méthode utilisée est celle de la suspension homogène. La méthode de remplissage des colonnes utilisée devrait être gravitaire ou réalisée à l'aide d'une pompe à vide. Un brassage adéquat du bac assurera l'homogénéité de la concentration sur toute la hauteur de la colonne une fois remplie. Il permettra probablement aussi d'améliorer les résultats du bilan de masse jugé peu satisfaisant par les travaux de Torres (2008).

Le dimensionnement de la colonne cylindrique comprend un diamètre de 70 mm et une hauteur de 650 mm, pour un volume d'environ 2,5 litres, plus commode d'utilisation. Ces mesures représentent le juste milieu de celles relevées dans la littérature. Pour un protocole n'utilisant qu'une seule colonne, le principe d'échantillonnage à l'aide d'une sous-coupelle d'eau est fiable et simple. Il demande cependant de la minutie de la part du manipulateur. Les résultats bruts doivent subir une analyse mathématique, qui est expliquée à la section 3.5.2.2., à l'aide du solveur Excel (c.f. Annexe E). Ce protocole nécessite un volume facilement manipulable d'environ cinq litres. Le montage ViCAs est simple, bien que les manipulations demandent de la pratique. La méthodologie permet de considérer toutes les particules, même les plus petites et la répétabilité semble satisfaisante. De plus, une collaboration avec les chercheurs du laboratoire de

l'INSA de Lyon en France (Professeur Jean-Luc Bertrand-Krajewski), qui ont mis au point ce protocole, représente un avantage considérable. Si les analyses effectuées sur les échantillons demandent un volume important, plus d'une colonne de sédimentation devra être utilisée.

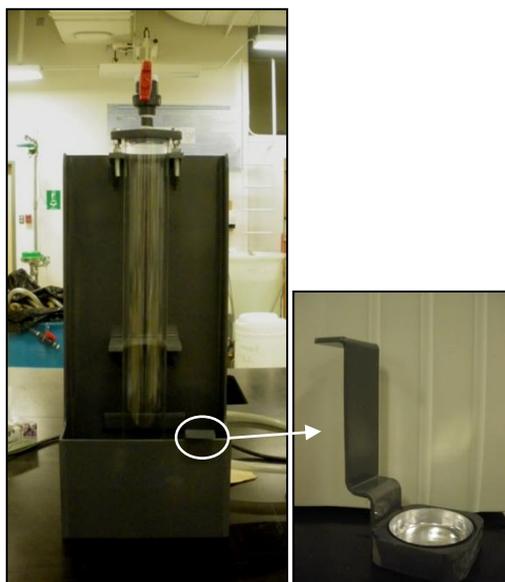
### **3.5.2. Description détaillée**

#### *3.5.2.1. Montage et matériel*

L'été 2008 a permis de réaliser les plans pour la fabrication des montages et de trouver une compagnie capable de fabriquer le montage en thermoplastique avec une grande précision. Les plans techniques ont été faits par Madame Annie Plourde, technicienne en génie mécanique, à partir du logiciel SolidWorks (Annexe F). Un premier prototype, dont les plans étaient basés sur les dessins fournis dans les documents des étudiants du Professeur Bertrand-Krajewski (INSA, Lyon, France), a été commandé. Des essais ont été réalisés avec de l'eau usée provenant de la station Est de la ville de Québec. De légères modifications ont alors été apportées aux plans et au protocole. Les changements sur les différents plans consistaient à :

- Utiliser un plexiglas transparent sur le devant du bac de réception afin de voir la hauteur d'eau et le déplacement des coupelles (cf. VICAS-01);
- Faire une finition rectiligne au niveau des supports de fixation de la colonne afin de pouvoir la sortir plus facilement (cf. VICAS-01);
- Trouer les deux supports de fixation de la colonne afin de la fixer en son centre à l'aide d'un élastique, ce qui garantit davantage sa verticalité et sa solidité sur toute sa longueur (cf. VICAS-01);
- Prévoir un trou pour faciliter l'enlèvement de la grille au fond du bac de réception (cf. VICAS-02);
- Épaissir le joint tête de la colonne/colonne afin de le rendre plus fort (cf. VICAS-04);
- Diminuer la hauteur de la base du porte-coupelle afin de faciliter la prise de la coupelle d'aluminium (cf. VICAS-06).

Les plans finaux se trouvent à l'Annexe F. Plusieurs notes y figurent sur la qualité des soudures puisque l'étanchéité du montage est primordiale. Malheureusement, la soudure tête de colonne/colonne n'a jamais été faite par le fabricant. Cela a engendré plusieurs heures de travail et tests d'étanchéité puisque ce joint n'a pu être fait qu'avec du scellant spécial pour travaux marins. Un des six montages est présenté à Figure 18.



**Figure 18 : Montage ViCAs et porte-coupelle**

Il a été plutôt ardu de trouver une compagnie œuvrant dans la fabrication sur mesure d'éléments aussi petits et précis (la tolérance sur les mesures a été fixée à 1/32", soit 0,8 mm). La compagnie qui a fabriqué les montages ViCAs pour un prix raisonnable est Les Plastiques PV Inc. La personne ressource est :

M. Dave Elbourn  
Représentant aux ventes  
Les Plastiques PV Inc.  
74, chemin Bas-de-la-Rivière  
Rigaud (Québec) J0P 1P0  
1-866-451-6633  
cell. : 514-617-7474  
delbourn@plastiquespv.com

Une autre compagnie située à Québec, Plastique Polyfab, aurait pu réaliser le contrat, mais elle demandait un prix très élevé au moment d'effectuer les travaux. Pour un contrat futur, il pourrait être intéressant de contacter à nouveau Plastique Polyfab.

Le modèle de coupelle d'aluminium de 70 ml disponible au Canada est fourni par Fisher Scientific. Le numéro d'article est le 08732103 (voir Figure 19) et vient en paquet de 100 coupelles. À noter que le modèle utilisé doit avoir un diamètre correspondant à celui de la colonne ViCAs et une hauteur adéquate pour le porte-coupelle.



**Figure 19: Modèle de coupelle d'aluminium utilisé (Fisher Scientific)**

Au cours de la campagne de mesure, un maximum de quatre montages a été utilisé en parallèle. Cela a permis d'étudier la décantation de différents polluants sur un même échantillon et d'effectuer des mesures simultanées sur différents échantillons. À l'origine, le protocole ViCAs repose sur la mesure de masses de particules. Un protocole de mesure de MES et de prétraitement des MES a donc été employé (Annexe G). Le protocole ViCAs en tant que tel et le tableau qui devait être rempli en cours d'essai s'y retrouvent aussi. Ces documents sont inspirés de Gromaire et Chebbo (2003). Comme il a été mentionné plus tôt, des modifications ont été apportées sur le déroulement de l'essai au fil des campagnes de mesure.

La modification majeure au niveau du protocole concerne le plan de la méthode de remplissage de la colonne. Les points essentiels pour la réussite d'un essai ViCAs sont d'assurer l'homogénéité de l'échantillon initial (volume allant jusqu'à 25 L) et la récupération des plus grosses particules au temps de décantation  $t_0$ . Le remplissage doit donc se dérouler de façon optimale et le plus rapidement possible. L'utilisation d'un réservoir à vide a d'abord été pensée afin d'augmenter la capacité de pompage d'une pompe quelconque. Puis, une pompe à vide très efficace (remplissage des 2,5 L de la colonne en 3 secondes) a été disponible au laboratoire. Il s'agit du modèle suivant :

Maxima C Plus, Modèle M6C  
# Modèle Fisher : 0125779  
# Pompe : FEB02/1156  
Contact : Anne-Marie Côté  
Fisher Scientific Canada  
Représentante au service à la  
clientèle  
1-800-267-1000, poste 220  
n° client : 4583533



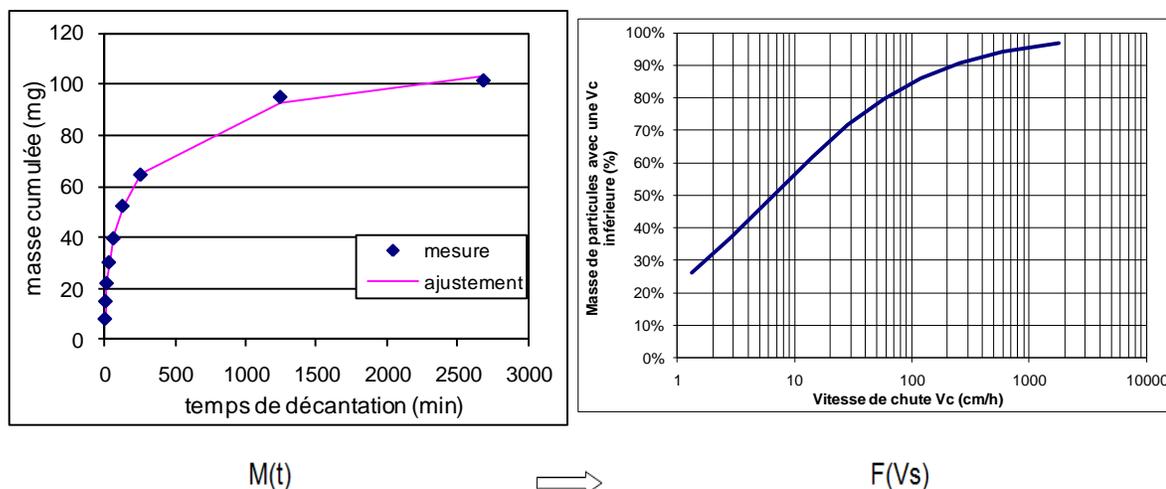
Cette méthode de remplissage (voir « méthode originale » du protocole ViCAs à l'Annexe G) était cependant difficile à exécuter et nécessitait souvent plusieurs tentatives. Une autre méthode a donc été testée (voir « méthode modifiée »), où l'échantillon était d'abord homogénéisé dans un pichet de 5 litres avant de remplir le bac de réception du montage de 2 litres. Puis, l'homogénéisation des 3 litres restants était effectuée avant de remplir la colonne. Elle était fermée, puis brassée avant d'être fixée au montage. Une coupelle était tout de suite glissée à sa base pour débiter l'essai. Cette méthode était beaucoup moins stressante pour les manipulateurs, l'homogénéité était assurée sur la hauteur de la colonne et l'utilisation d'une pompe et de la vanne quart de tour n'était plus nécessaire. La fabrication du montage ViCAs se voit donc simplifiée. La méthode d'agitation de l'échantillon initial joue quant à elle sur l'homogénéité lors de son fractionnement pour un essai ViCAs. Au final, l'utilisation d'une simple spatule de cuisine s'est avérée donner de très bons résultats.

Les six montages qui ont été fabriqués ainsi que l'amélioration qui a pu être apportée au niveau du protocole bénéficient désormais à deux autres projets de recherche au département de génie civil et de génie des eaux de l'Université Laval : ré $EAU$  et prim $EAU$ .

### 3.5.2.2. Méthode d'analyse

Au niveau de l'analyse, le protocole ViCAs nécessite quelques calculs puisque les résultats massiques ne peuvent être utilisés directement pour obtenir des vitesses de sédimentation. Le principe de mise en place de l'échantillon dans la colonne étant la suspension homogène (voir section 1.3.2.4), les particules ne chutent pas toutes sur une même hauteur à l'intérieur de la colonne. Ainsi, la masse récupérée au bas de la colonne pour chaque pas de temps ( $M(t)$ ) correspond aux particules ayant une vitesse de chute supérieure à  $H/t$  (où  $H$  est la hauteur d'eau dans la colonne, soit la hauteur de chute maximale, et  $t$  est le temps de décantation  $[0, t_i]$ ).  $M(t)$  comprend aussi les particules qui sédimentent plus lentement que  $H/t$  mais qui sont situées à une distance inférieure à  $H$ .

La façon de présenter les résultats est basée sur la courbe  $F(V_s)$  : pourcentage de particules ayant une vitesse de chute inférieure à la vitesse correspondante en abscisse. Les équations reliées à la Figure 20 sont présentées à l'annexe H. Il est important de mentionner qu'aucune extrapolation de la courbe  $M(t)$  ne doit être faite. On ne peut se fier qu'aux points expérimentaux de cette courbe.



**Figure 20 : Schématisation de l'utilisation des résultats du protocole ViCAs**

Les courbes de distribution de vitesses de chute sont réalisées par la méthode des moindres carrés à l'aide des logiciels Excel ou Matlab. Une feuille de calculs Excel, dont l'original a gracieusement été fourni par l'équipe du Professeur Bertrand-Krajewski, a été utilisée. Sur cette feuille de calculs (voir Annexe E), le passage de  $M(t)$  vers  $F(Vs)$  est fait directement. La feuille de calcul originale rendait les résultats de vitesses en mm/s, sous les recommandations d'un comité de l'IWA/IAHR. Il a cependant été conclu que, pour le contexte du projet rivEAU, il serait plus approprié de parler en termes de cm/h. Ce fichier était complété à partir des résultats de la feuille remplie en laboratoire (voir Annexe G). Dès cet instant, il était possible de juger de la qualité de l'estimation de  $F(Vs)$  qui allait découler de ces valeurs de masses et de concentrations.

En effet, un bilan de masse a été effectué à l'aide des formules suivantes (Chebbo et al., 2003a) :

$$M_0 = \frac{C_0 H \pi R^2}{1000}$$

$$M_{\text{fin}} = \frac{C_{\text{fin}} H \pi R^2}{1000}$$

$$M_{\text{déc}} = \sum_{i=1}^n m_i$$

$$E = \frac{M_0 - (M_{\text{déc}} + M_{\text{fin}})}{M_0} \times 100$$

Où  $n$  est le nombre de coupelles;

$M_0$ ,  $M_{\text{fin}}$  et  $M_{\text{déc}}$  sont les masses initiale, finale et décantée dans la colonne (mg);

$m_i$  est la masse récupérée dans un coupelle (mg);

$C_0$  et  $C_{\text{fin}}$  sont les concentrations initiale et finale dans la colonne (mg/L);

$H$  est la hauteur d'eau dans la colonne (cm);

$R$  est le rayon de la colonne (cm);

$E$  est l'erreur sur le bilan de masse (%).

Les indications du protocole de Lyon estiment que  $E$  doit être inférieur à 15 % pour que les résultats de l'essai soient fiables (Torres, 2008). La deuxième vérification consiste à s'assurer que plus de 70 % de la masse initiale dans la colonne ait été décantée lorsque l'essai est arrêté ( $M_{\text{déc}} > 0,70M_0$ ). En d'autres mots, on ne doit pas retrouver plus de 30 % de la masse initiale dans la colonne à la fin d'un essai ( $M_{\text{fin}} < 0,30M_0$ ). Si la compilation des résultats démontre que cette condition n'est pas respectée, il faudra porter une attention particulière à l'interprétation des résultats.

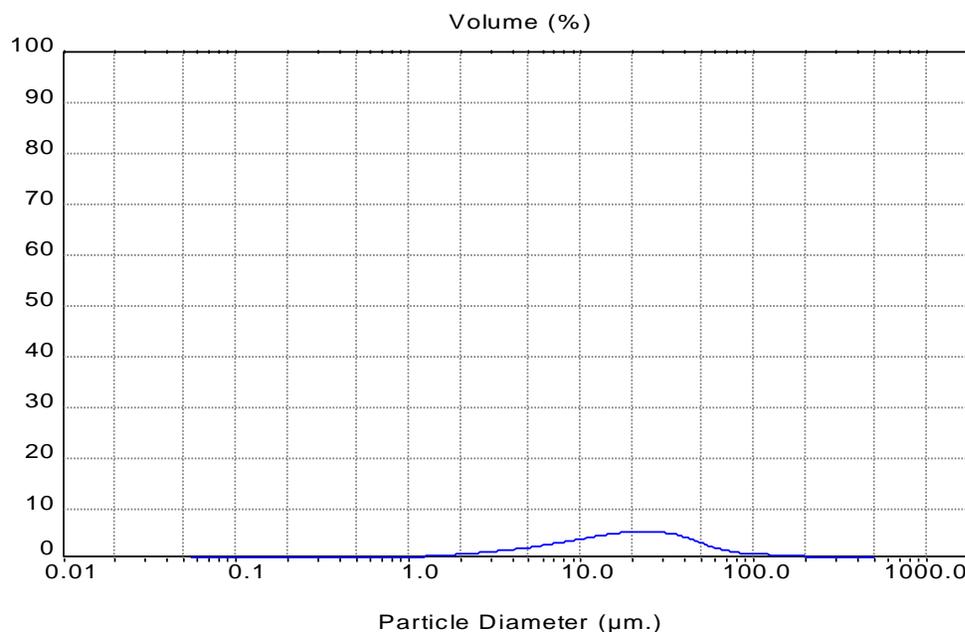
### 3.6. Protocole de mesure de grosseur de particules

Le département de génie civil et de génie des eaux de l'Université Laval possède un *Mastersizer Microplus* de la compagnie *Malvern* du Royaume-Uni (Figure 21).



**Figure 21 : Malvern *Mastersizer***

Son fonctionnement est basé sur le calcul de la forme produite par la diffraction d'un faisceau laser par des particules. Les diamètres équivalents pouvant être identifiées par l'appareil vont de 0,05 à 556  $\mu\text{m}$  (*Mastersizer Microplus*). Cette gamme de diamètres est suffisante pour les besoins des travaux, puisqu'il est connu que les plus grosses particules décanteront facilement. Les unités de mesure sont en pourcentage par volume (Figure 22). Il faudra donc faire attention au moment de l'analyse; ces résultats n'étant pas en nombre de particules, mais en occupation du volume. Les résultats de Ying et Sansalone (2008) illustrent bien la nuance qu'apporte ce type d'analyse. Le diamètre moyen basé sur le nombre de particules ( $d_{50n}$ ) ne change pas de plus de 1  $\mu\text{m}$  suite à une heure de décantation, tandis qu'un  $d_{50}$  basé sur le volume ou sur la masse diminuera de beaucoup, illustrant la décantation des grosses particules qui prédominent en volume et en masse dans un échantillon. De plus, les diamètres obtenus sont exprimés en termes de volume de sphère équivalente. Ces résultats ne pourraient pas, par exemple, être comparés directement à des résultats de tamisage.



**Figure 22 : Exemple de courbe de distribution fournie par le logiciel du *Mastersizer***

La procédure d'analyse nécessite un prétraitement de l'échantillon à l'intérieur de l'appareil. Les particules sont alors maintenues en suspension par le passage dans une pompe et un agitateur allant de zéro à 4000 rpm, selon les besoins. L'appareil contient aussi un système de dispersion ultrasonique. Puisque l'on souhaite étudier le comportement des particules en milieu naturel, il est important de vérifier la limite d'agitation à atteindre pour ne pas créer de cisaillement. Le volume d'échantillon nécessaire peut être aussi peu que cinq ml, qu'il faut inclure à un volume de dispersion pour effectuer la mesure.

Aucune procédure n'avait été établie pour une utilisation adéquate du *Malvern Mastersizer*. Il aura fallu plusieurs essais afin d'être confiant par rapport aux résultats obtenus. L'utilisation d'une solution étalon acquise à la fin de l'été 2009 est toutefois venue en confirmer l'exactitude (voir certificat du standard en Annexe I). Cette procédure était essentielle étant donné l'âge de l'appareil, acquis en 1996, et le fait que personne ne l'avait utilisé depuis 2001.

Ainsi, au fil des lectures et des essais, un protocole a été établi selon les particularités du type d'échantillon étudié pour le projet. Celui-ci figure à l'Annexe G et renferme aussi de l'information sur la théorie entourant l'appareil. Certains éléments sont tout de même détaillés dans la présente section.

Le paramètre majeur à surveiller en cours d'essai était la valeur d'obscuration en pourcentage. C'est ce paramètre qui gérait la quantité d'échantillon à ajouter dans la cellule de dispersion. L'atteinte d'une valeur minimum de 10 % permettait au laser d'effectuer une lecture fiable et représentative de l'échantillon. Si l'ajout d'échantillon n'était plus possible, mais que le 10 % d'obscuration n'était pas atteint, les résultats ne pouvaient être utilisés. Pour pallier cette limitation, il est possible d'augmenter le nombre de lectures du laser (*sweeps*), où un *sweep* dure 2 ms. Mais cette modification était rarement suffisante pour contrer la faible concentration de l'échantillon. Il y a aussi une valeur d'obscuration à ne pas dépasser, soit 50 %, état où la proportion de particules par rapport au dispersant est trop importante pour qu'il y ait une lecture vis-à-vis la lentille. Ainsi, s'il y avait présence de trop grosses particules ou d'herbe dans l'échantillon à analyser, celui-ci était passé au travers d'une grille à faible maille. Les microalgues (type de gazon ultra fin), rencontrées parfois dans les échantillons lorsque la sortie du bassin d'orage était fermée pour quelques jours, ont entre autres causé bien des problèmes puisqu'elles étaient détectées comme d'énormes particules, mais passaient au travers de la grille de filtration.

Le temps de conservation d'un échantillon avant son passage au *Mastersizer* devait toujours être réduit au minimum. La *Standard Method* suggère un délai maximal de 6 h. Il était très important de ramener les échantillons à température de la pièce avant leur passage dans le *Mastersizer*. S'ils étaient trop froids, il y avait création de condensation sur la lentille de verre et la machine donnait une obscuration de 100 %.

Le *Mastersizer* permet d'utiliser une petite ou une grosse cellule de dispersion. Le choix dépend de la concentration de l'eau récoltée. La grosse cellule implique que les particules de l'échantillon caractérisé soient ajoutées à 500 ml de dispersant, pour une capacité maximale de 700 ml. Ainsi, si l'échantillon n'est pas très concentré, l'ajout des 200 ml ne permet peut-être pas d'atteindre l'obscurité minimale de 10 %, rendant ainsi les résultats inutilisables. Le cas échéant, l'utilisation de la petite cellule est tout indiqué, puisque celle-ci ne demande que 45 ml de dispersant. L'ajout de quelques millilitres seulement d'échantillon peut donc entraîner une bonne obscurité. Il suffit alors de sélectionner *small volume dispersion unit* en début d'essai.

À l'été 2008, les premiers essais ont été réalisés en utilisant de l'eau déionisée comme dispersant. Puis, à la lecture de Govoreanu et al. (2009), un volume d'échantillon composite préalablement filtré à 0,45  $\mu\text{m}$  a été utilisé. Cette façon de faire risquait d'entraîner moins de déstabilisation des particules, entre autres au niveau des propriétés des charges de surface, puisque le milieu possède les mêmes propriétés. C'est avec ce liquide de dilution que devaient être faites les étapes automatiques d'alignement de la lentille et du laser et la mesure du bruit de fond (*background*). Celui-ci est normalement dû à la lumière dispersée et à un « bruit » électronique. Il permet aussi de juger de la propreté de la lentille et de l'appareil en général.

Un autre paramètre important pour le *Mastersizer* est l'indice de diffraction du matériel étudié. Cependant, pour un échantillon aussi dispersé que les particules d'une eau de ruissellement, il n'y a pas d'homogénéité ou de consensus sur la valeur à utiliser. L'élément qui permet d'outrepasser ce problème se trouve dans le modèle d'analyse que l'on impose au *Mastersizer*, soit la *Fraunhofer theory* ou la *Mie theory*. Cette dernière est utilisée pour éviter le problème d'interaction entre la lumière (diffractée et/ou adsorbée) et les propriétés optiques des particules de moins de 10  $\mu\text{m}$ . Elle permet de modéliser le comportement de dispersion de la

taille des particules selon trois constantes optiques : l'indice de réfraction du milieu dispersant et des particules et l'absorption des particules. Par défaut, le *Mastersizer* utilise des constantes dites *middle of the range*. Quand les particules sont plus grandes que la longueur d'onde de la lumière incidente, la *Mie theory* est réduite à la *Fraunhofer theory*. La *Fraunhofer theory* ne requiert aucune hypothèse sur les propriétés optiques des particules. Elle est applicable pour mesurer des particules de plus de 10  $\mu\text{m}$ . Il est aussi suggéré dans Govoreanu et al. (2009) d'utiliser cette théorie pour l'analyse de boues activées, dont les particules sont toutes aussi différentes que pour nos échantillons. C'est donc celle-ci qui a été utilisée. Mais une attention particulière devra être portée à l'interprétation des résultats pour les particules de petites tailles.

La sonde à ultrasons n'a jamais été utilisée en cours d'essai puisqu'elle aurait pu altérer les particules en les divisant, alors qu'on souhaite les étudier telles qu'on les retrouve dans le bassin. À ce titre, le niveau d'agitation a aussi été choisi avec soin. Le but était de mettre toutes les particules en suspension, sans toutefois induire du cisaillement. Ce dernier élément est toutefois difficile à mesurer. En conservant la même vitesse d'agitation d'un essai à l'autre, il a été jugé que la comparaison d'un essai à l'autre serait viable. Les vitesses suivantes ont donc été employées :

- Alignement : 1000 rpm;
- *Background* : 1800 rpm;
- Inspection de l'échantillon et mesure : 1500 rpm;
- Nettoyage : 2500 rpm.

La recommandation du *Standard Methods* au niveau de la quantité de duplicata (soit pour plus de 5 % des échantillons) n'a pu être respectée étant donné le peu de volume parfois disponible. Cependant, lorsque la quantité le permettait, des essais répétés étaient prévus.

## Partie 4 : Résultats et discussion

### 4.1. Événements pluvieux étudiés

Comme il a été mentionné dans la section 3.2., un total de 16 événements pluvieux ont été échantillonnés au cours des campagnes de 2008 et de 2009. Puisque l'été 2008 a servi de période de mise en place et d'expérimentation au niveau des travaux de terrain et de laboratoire, seuls les événements de 2009 seront étudiés dans ce mémoire. Le Tableau 21 (adapté de Carpenter, 2010) présente différents critères reliés à ces pluies :

- ✧ date;
- ✧ période de temps sec précédent l'événement;
- ✧ hauteur totale de précipitation;
- ✧ durée de l'événement;
- ✧ intensité maximale calculée sur 5 minutes;
- ✧ intensité moyenne calculée sur tout l'événement;
- ✧ volume ruisselé;
- ✧ concentration de l'échantillon composite à l'entrée;
- ✧ concentration de l'échantillon composite à la sortie.

La période de temps sec a été déterminée selon la méthode de Powell, qui est la plus récente à avoir été développée et la plus adéquate pour les besoins du projet (Cantin, 2010). Elle implique qu'une précipitation est un événement à considérer et distinct à part entière lorsque la période de temps sec le précédent équivaut à au moins 30 % de sa durée totale. L'intensité permet de déterminer le début et la fin de l'événement. Une pluie possédant une intensité moyenne inférieure à 0,51 mm/h ne sera pas considérée.

La durée de l'événement, la hauteur totale et les intensités de précipitation ont été tirées des lectures du pluviomètre situé sur le toit de la roulotte installée au bassin Chauveau.

Le volume ruisselé a été obtenu par la modélisation hydrologique à partir des valeurs de précipitation dans le logiciel SWMM (Carpenter, 2010). Les données de pluie servant d'entrée au modèle SWMM sont celles provenant du pluviomètre localisé sur le toit de la roulotte. Finalement, les concentrations de matières en suspension à l'entrée et à la sortie ont été mesurées sur les échantillons composites. Les quatre dernières lignes du tableau sont regroupées par deux puisqu'elles correspondent à des événements successifs survenus lorsque la sortie du bassin était fermée. Pour une description plus complète des événements étudiés, se référer à Carpenter (2010).

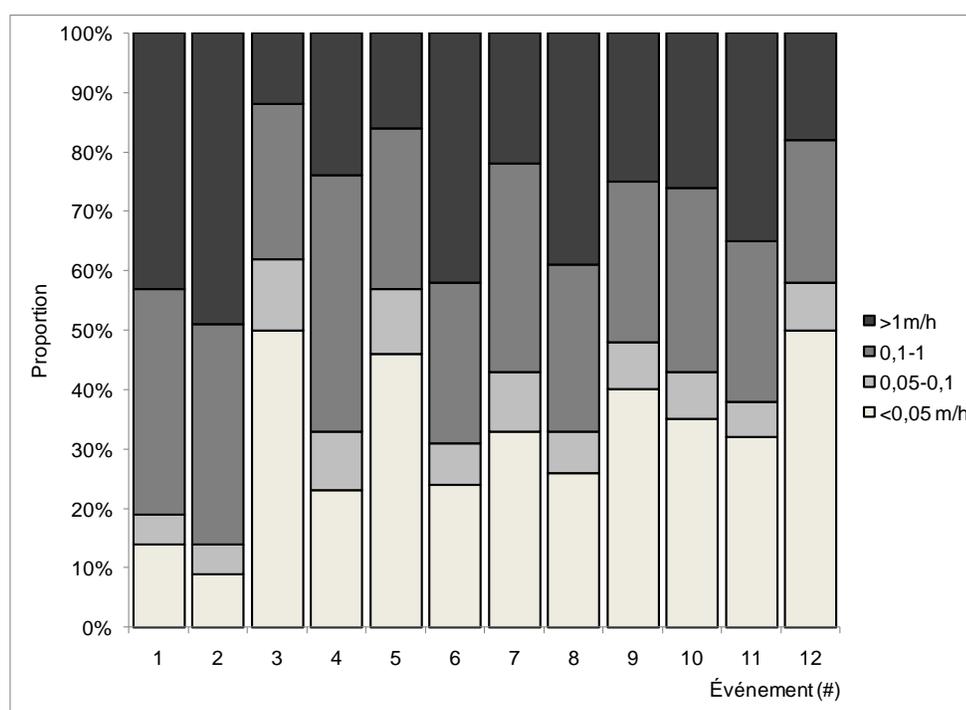
Tableau 21 : Caractéristiques des événements échantillonnés (adapté de Carpenter, 2010)

#	Date	Temps sec	Précipitation	Durée totale	Intensité max sur 5 min	Intensité moyenne	Volume ruisselé	Concentration à l'entrée	Concentration à la sortie
	dd/mm/aaaa	d	mm	min	mm/h	mm/h	m <sup>3</sup>	mgMES/l	mgMES/l
1	14/05/2009	4,6	13,2	156	12,0	5,1	n/d	679	n/d
2	25/06/2009	6,2	5,2	72	19,2	4,4	301	559	204
3	07/07/2009	0,5	1,6	90	2,4	1,1	108	139	81
4	11/07/2009	3,8	28,0	570	55,2	3,0	239	106	n/d
5	13/07/2009	0,6	1,4	96	5,4	2,8	26	61	40
6	18/07/2009	1,2	32,0	882	36,0	2,2	1544	51	46
7	27/07/2009	0,8	1,6	48	7,2	2,1	56	43	26
8	02/08/2009	3,9	16,4	204	24,0	4,8	747	36	29
9	21/08/2009	0,0	3,8	42	9,6	3,6	270	72	13
10	21/08/2009	0,5	4,8	60	9,6	4,8	192	75	
11	18/09/2009	4,7	9,4	210	24,0	2,7	440	79	28
12	22/09/2009	4,0	3,6	150	2,7	1,4	158	68	

## 4.2. Étude des courbes de vitesses

Comme il a été mentionné précédemment, l'analyse de différents protocoles de mesure de vitesse de sédimentation des particules (section 1.3) a mené au choix du protocole ViCAs (section 3.5.1). Bien que la méthode ait été testée de façon rigoureuse par l'équipe de recherche de l'INSA à Lyon (France), certaines vérifications ont été réalisées afin d'être confiant des résultats obtenus. L'Annexe J présente les résultats de ces essais ainsi que les observations qui s'y rattachent.

Le protocole ViCAs permet de fractionner les particules de l'eau de ruissellement sous différentes classes de vitesses de chute. On voit sur la Figure 23 que les 12 événements étudiés au courant de l'été 2009 ont des distributions de vitesses de chute peu comparables. Par contre, les classes allant de 0,05 à 0,1 m/h et de 0,1 à 1 m/h se retrouvent dans des proportions assez constantes d'un événement à l'autre. Les proportions des classes de plus petites et de plus grandes vitesses sont, quant à elles, plus variables.



**Figure 23 : Fractionnement de l'eau de ruissellement sous différentes classes de vitesse de chute**

La présente section vise donc à caractériser la décantation des particules acheminées par ruissellement jusqu'au bassin d'orage Le Chauveau de la Ville de Québec. Cette spécification se fera par rapport aux caractéristiques des événements pluvieux, à l'évolution de la fraction organique et aux modifications entraînées par leur passage dans le bassin. Les résultats n'incluent pas la notion d'erreurs de mesure ou d'incertitudes. L'Annexe K aborde toutefois la question et suggère des essais, complémentaires à ceux de l'Annexe J, afin d'interpréter les incertitudes sur ce type d'essai.

#### 4.2.1. Par rapport aux caractéristiques des événements

La Figure 24 permet le positionnement de tous les événements échantillonnés à l'été 2009 sur un graphique de courbes intensité-durée-fréquence (IDF). L'image de référence est celle de l'aéroport Jean-Lesage, à Québec, pour les années 1961 à 2005.

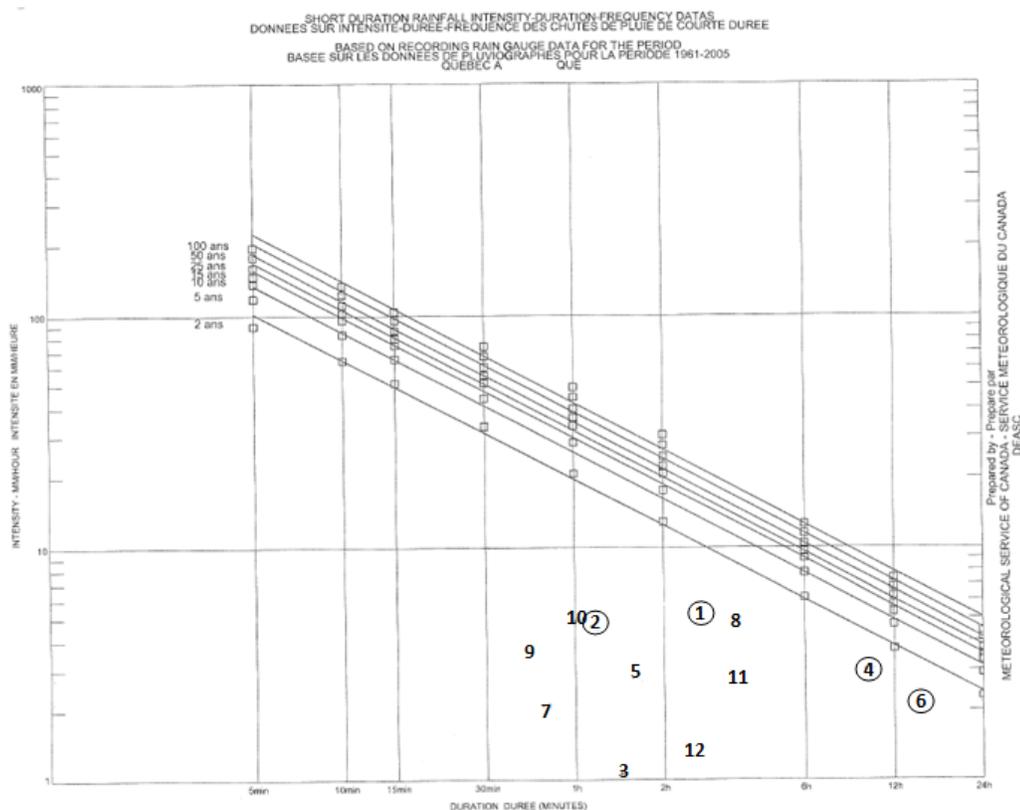


Figure 24 : Événements échantillonnés positionnés sur la courbe IDF

Pour les besoins des analyses de cette section, les événements encadrés ne seront pas considérés (#1, 2, 4 et 6). Malheureusement, les événements 1 et 2 possèdent de bonnes intensités et les événements 4 et 6 sont ceux ayant durés le plus longtemps.

En portant une attention particulière aux concentrations à l'entrée des événements 1 et 2, on constate qu'ils sont très différents des dix autres (voir Tableau 21). De plus, les mesures de MES réalisées sur les échantillons ponctuels ont révélé une concentration maximale de l'ordre de 2000 mgMES/l, alors que les autres événements n'ont jamais atteint plus de 300 mgMES/l. Les particules récupérées étaient majoritairement du gros sable. Cela s'explique par le fait que ces deux événements sont les plus rapprochés de la période de fonte des neiges. De plus, lors de l'événement 1, des travaux de terrassement avaient lieu à une maison voisine au bassin et généraient des quantités anormales de MES. Ces deux événements n'ont donc pas été considérés dans ces analyses.

Les hydrogrammes de l'Annexe B affichent si les événements ont été échantillonnés de façon à ce que l'échantillon composite, sur lequel les vitesses de chute ont été mesurées, soit représentatif. Il est clair que les pluies du 11 et du 18 juillet (#4 et 6 respectivement) n'ont pas été échantillonnées de façon représentative. Pour le premier, la durée a été mal anticipée. La chaudière est devenue pleine bien avant la fin de l'événement, et juste avant une belle intensité, ce qui a mis fin à l'échantillonnage. Pour le second, les prévisions annonçaient le début des averses aux alentours de 7h00 du matin. Comme on peut le voir sur l'hydrogramme, la pluie a plutôt débuté à minuit. L'équipe n'a pu être sur place au tout début de l'événement et a préféré échantillonner le second pic de débit. Ces événements ont aussi dû être retirés des analyses.

Ceci fait en sorte que la campagne d'échantillonnage 2009 a permis une caractérisation de 8 événements plutôt semblables et de faible envergure. Par

contre, leurs caractéristiques répondent bien aux objectifs du projet rive *EAU*. L'objectif global vise à améliorer la qualité de l'eau acheminée au milieu récepteur et non pas le contrôle des inondations potentiellement créées par d'importants événements pluvieux.

Les huit courbes de vitesse de chute obtenues pour chacun des événements pluvieux ont été comparées sous différentes caractéristiques. La méthode utilisée pour faire ressortir les tendances a nécessité, en premier lieu, de diviser par classes, selon l'étendu des valeurs des événements, chacune des caractéristiques présentées au Tableau 22. Par exemple, pour les valeurs de temps sec, qui vont de 0 à 6,2 jours, les classes sont : 0 à 2 jours, 2 à 4 jours et 4 à 6,2 jours.

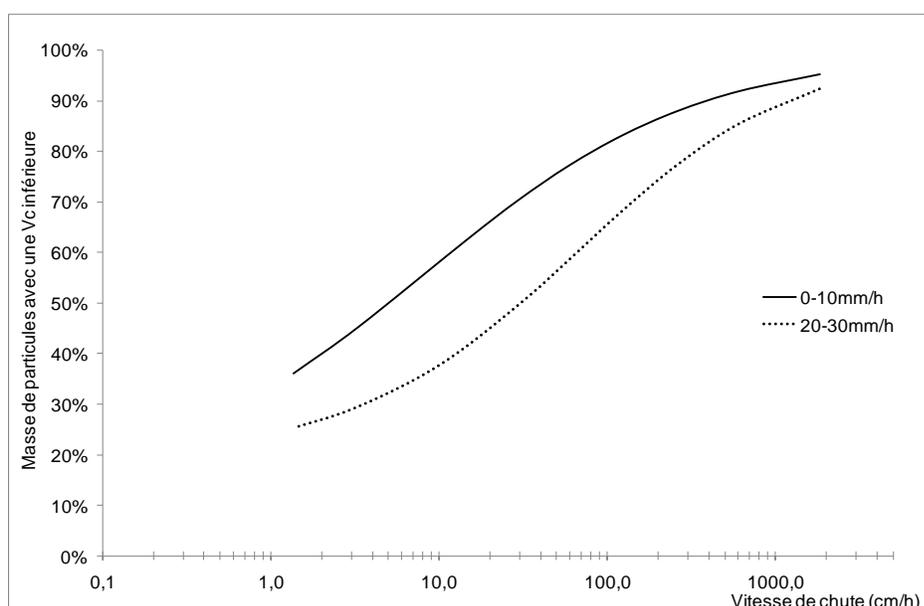
**Tableau 22 : Division des classes des caractéristiques des événements**

<b>Caractéristique</b>	<b>Valeur des classes</b>				
Date de l'événement (-)	mai, juin	juillet	août	septembre	—
Période de temps sec (d)	0-2	2-4	4-6,2	—	—
Durée de l'événement (h)	<1	1-3	3-5	>5	—
Hauteur de précipitation (mm)	0-10	10-20	20-30	—	—
Intensité maximale sur 5 minutes (mm/h)	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50
Intensité moyenne sur la durée de l'événement (mm/h)	<3	>3	—	—	—
Volume ruisselé (m <sup>3</sup> )	0-100	100-500	>500	—	—
Concentration de l'échantillon composite de l'affluent (mgMES/l)	<60	60-100	>100, <500	—	—

Il a aussi été vérifié si la durée de l'essai en colonne ViCAs n'avait pas un effet sur les résultats. Au cours la campagne d'échantillonnage, différentes durées d'essai de décantation ont été testées en laboratoire, allant de 24 h à 4 jours. Il s'agissait donc ici de s'assurer que cette variation ne viendrait pas induire un biais dans les courbes obtenues.

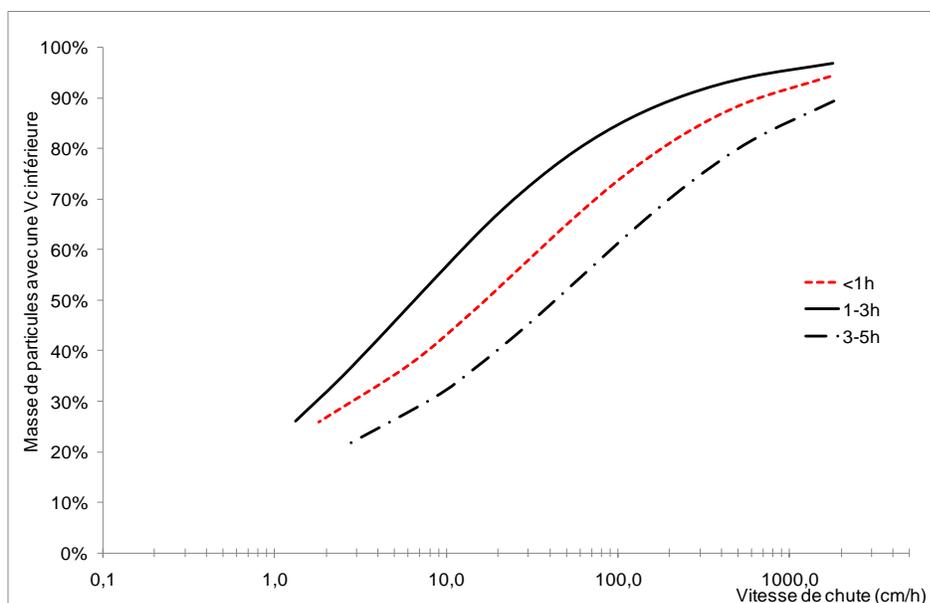
Par la suite, les courbes ViCAs ont été groupées considérant chacune des caractéristiques. Cette approche permet de juger visuellement de l'influence ou non d'une caractéristique sur les vitesses de chute des particules. Toutes les figures concernant toutes les caractéristiques et tous les événements se retrouvent à l'Annexe L. On y remarque que les événements 1, 2, 4 et 6 ressortent toujours du lot, ou ne permettent pas d'envisager des tendances, ce qui justifie une fois de plus leur exclusion pour l'analyse des résultats.

Certaines caractéristiques engendrent une ségrégation dans l'allure des courbes. Comme on peut le voir sur les trois figures suivantes, l'intensité maximale, la durée et la hauteur de précipitation permettent de regrouper les courbes de vitesse de chute de façon distincte. Les courbes présentées sur ces figures affichent l'allure moyenne de chacune des classes.



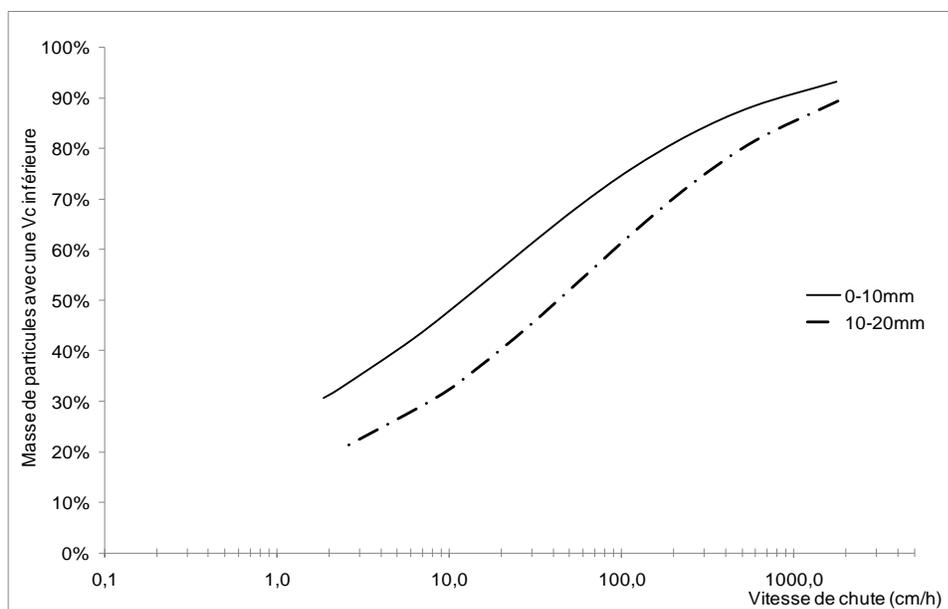
**Figure 25 : Tendance observée induite par l'intensité maximale sur 5 minutes**

On voit sur la Figure 25 que plus l'intensité maximale est grande, plus les vitesses de chute sont rapides. Ceci porte à croire que plus l'énergie d'écoulement est importante, plus la proportion de grosses particules acheminée au bassin l'est aussi.



**Figure 26 : Tendence observée induite par la durée**

Selon la Figure 26, il n'y a pas de tendance linéaire par rapport à la durée de l'événement. Il semble qu'un événement de moins d'une heure décante plus rapidement que pour un de 1 à 3 h. Ceci était attendu puisqu'un événement court est généralement plus intense (c.f. Figure 24). Par contre, un plus long événement (3 à 5 h) décante plus rapidement que ceux très courts ou de durée moyenne. Ceci peut être attribuable à l'entraînement de tout ce qui est disponible sur les surfaces où l'eau a ruisselé au fil du temps.



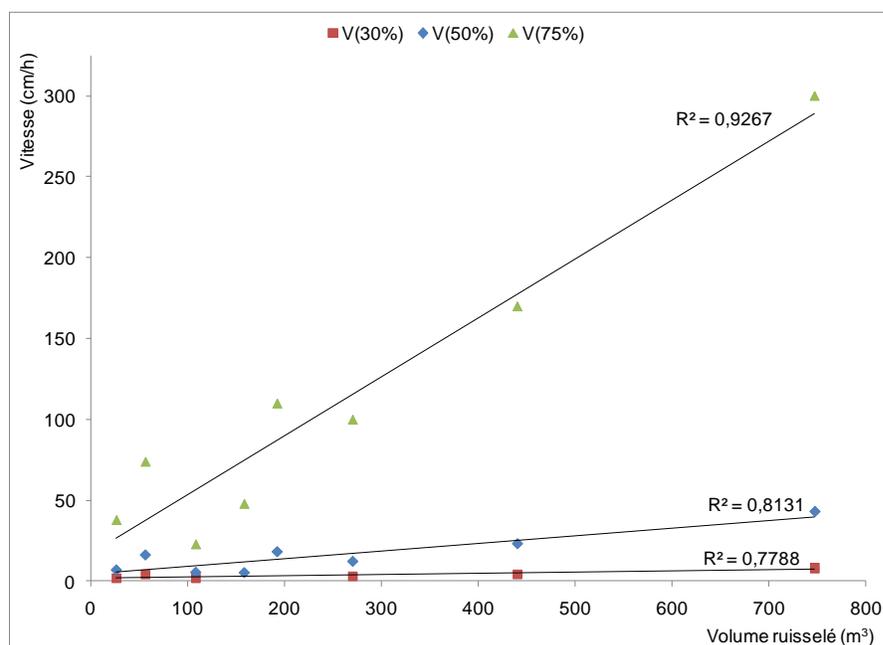
**Figure 27 : Tendence observée induite par la hauteur de précipitation**

La Figure 27 montre que la vitesse de chute est proportionnelle à la hauteur de précipitation tombée.

En second lieu, une analyse plus numérique a été réalisée. Les vitesses de chute correspondant à 30, 50, puis 75 % de la masse de particules non décantées ont été identifiées pour chacune des courbes ( $V(30\%)$ ,  $V(50\%)$ ,  $V(75\%)$ ). Ces vitesses ont été mises en graphique en fonction des caractéristiques des événements pluvieux. Le coefficient de détermination  $R^2$  a été calculé pour chacune de ces courbes par le logiciel Excel. La Figure 28 présente un exemple de courbes obtenues et le Tableau 39 de l'Annexe L contient les valeurs de vitesses utilisées pour faire ces graphiques.

Afin de conclure sur l'importance de la relation entre la caractéristique de l'événement et les vitesses de chute des particules entraînées jusqu'au bassin, l'analyse statistique devait être basée sur le coefficient de corrélation,  $R$ . Considérant un niveau de confiance de 0,95 et les six degrés de liberté ( $n-2$ ) disponibles (reliés au nombre d'événements caractérisés :  $n=8$ ), la valeur de  $R$

devait être supérieure à 0,71 pour que la relation soit significative (c.f. Tableau 23). Ainsi, en référence au Tableau 24, une valeur de  $R^2 \geq 0,71^2 \geq 0,50$ , permet de conclure que la tendance est forte.



**Figure 28 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport au volume ruisselé**

**Tableau 23 : Extrait de la table du R pour un risque  $\alpha=5\%$  (Saporta, 2006)**

n-2	R
1	1,00
2	0,95
3	0,88
4	0,81
5	0,75
6	0,71
7	0,67
8	0,63
9	0,60
10	0,58
11	0,55
12	0,53
13	0,51
14	0,50
15	0,48
16	0,47
17	0,46
18	0,44
19	0,43
20	0,42

Les  $R^2$  du Tableau 24 ont été obtenus en ne tenant pas compte des événements 1, 2, 4 et 6.

**Tableau 24 :  $R^2$  reliés aux fractions de particules non décantées en fonction des caractéristiques des événements**

Caractéristiques	Sans # 1, 2, 4, 6		
	V(30%)	V(50%)	V(75%)
Temps sec	0,52	0,23	0,31
Durée	0,42	0,31	0,40
Précipitation	0,84	0,87	0,95
Intensité max.	0,66	0,78	0,84
Intensité moy.	0,55	0,49	0,49
Volume ruisselé	0,78	0,81	0,93
Concentration à l'entrée	0,40	0,29	0,23
Durée de l'essai ViCAs	0,37	0,12	0,16

Les cellules ombragées correspondent à des  $R^2 > 0,5$ , jugés significatifs. À la lumière des valeurs obtenues, le coefficient minimal considéré pour que le paramètre soit retenu est de 0,66, où les trois vitesses sont incluses. Les très faibles  $R^2$  reliés à la durée d'un essai ViCAs font simplement confirmer que cette caractéristique n'induit pas de biais sur les résultats.

Donc, selon le Tableau 24, la hauteur de précipitation, l'intensité maximale et le volume ruisselé ont un effet marqué sur toutes les classes de particules. Les grandes vitesses de chute sont particulièrement reliées au volume et les petites vitesses à la hauteur de précipitation.

Au premier abord, il peut sembler surprenant que la durée de la période de temps sec précédent l'événement ne joue pas significativement sur les vitesses de chute. Après analyse, cette caractéristique jouerait plutôt sur ce qui est disponible sur les surfaces de ruissellement (Gromaire, 1998). Par la suite, se sont les caractéristiques propres à l'événement pluvieux qui influent sur les ordres de

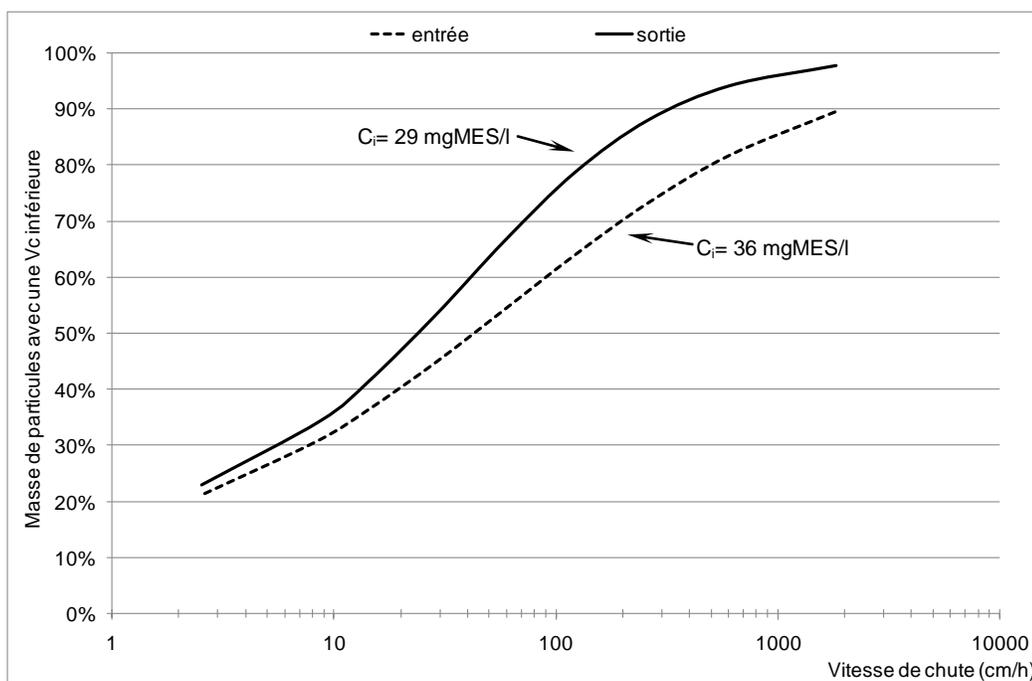
grandeur de vitesses de chute des particules récupérées dans ces eaux. Selon des études s'intéressant aux particules récupérées au fond d'un bassin d'orage (Torres et al., 2007 et Chebbo et al., 2003a), la vitesse médiane ( $V_{50}$ ) serait proportionnelle à la durée, au volume et à la concentration en MES de ces particules remises en suspension. Ceci ne correspond pas tout à fait aux résultats du Tableau 24. Pour ce qui est de la durée, la gamme couverte par les événements de l'été 2009 ne permet peut-être pas de révéler une tendance. La prochaine campagne d'échantillonnage devrait tenter de caractériser quelques gros événements pour vérifier cela. Les résultats par rapport au volume concordent avec ces travaux. Par contre, la concentration initiale en MES n'est pas ressortie comme étant une caractéristique importante du point de vue de la vitesse de décantation des particules. Cette différence peut être due au fait que l'on s'intéresse ici aux particules qui n'ont pas encore décantées dans le bassin, alors que c'est le contraire pour les études de Torres et al. (2007) et de Chebbo et al. (2003a). De ce côté, la gamme de concentration en MES des échantillons composites couverte par les événements est satisfaisante. Metcalf & Eddy (2003) parlent d'une concentration du ruissellement urbain allant de 67 à 101 mgMES/l, alors que celles de 2009 vont de 36 à 139 mg/l.

#### **4.2.2. À l'entrée et à la sortie du bassin**

À l'heure actuelle, les bassins d'orage de la Ville de Québec sont utilisés de façon passive. Afin d'évaluer l'effet du bassin en utilisation passive (sortie ouverte) et dynamique (fermeture de la sortie contrôlée), des essais ont été réalisés afin de comparer la vitesse de sédimentation des particules à l'entrée du bassin et à sa sortie pour les deux situations. Les figures de l'Annexe M présentent tous les résultats disponibles en lien avec cette section.

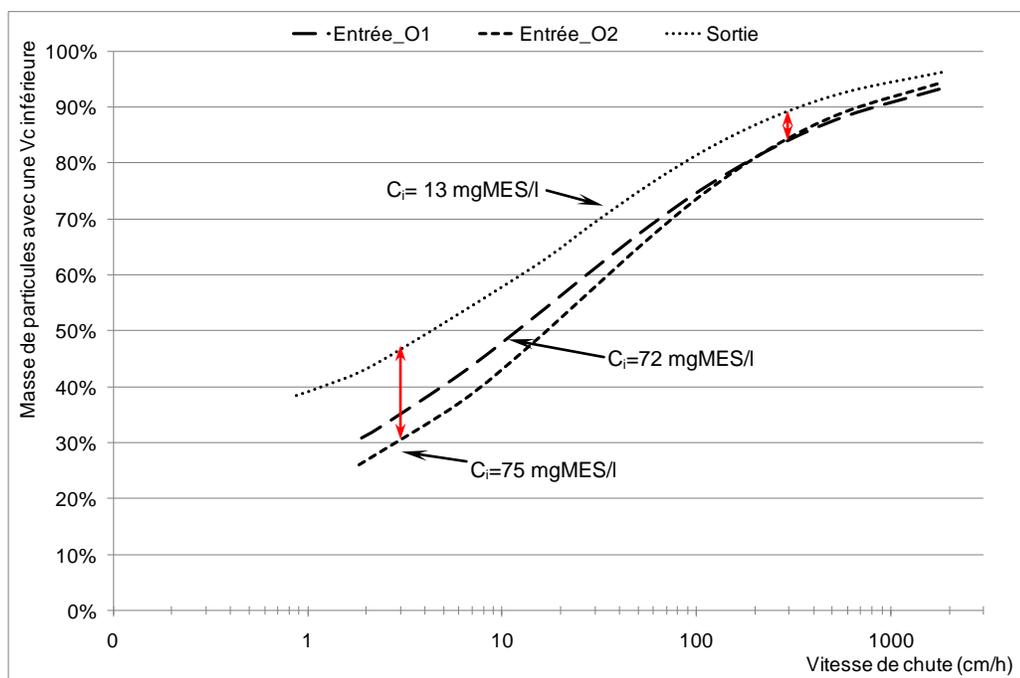
À partir de la Figure 29, on peut voir que le passage de l'affluent dans le bassin entraîne une diminution des vitesses de chute. Entre autre, 50 % des particules ont une vitesse de chute inférieure à 44 cm/h à l'entrée du bassin. Cette valeur

diminue à 23 cm/h en sortie. La différence est surtout notable au niveau des grandes vitesses. Les courbes se rapprochent grandement pour les vitesses inférieures à 10 cm/h. Les concentrations des échantillons composites récupérés à l'entrée et à la sortie du bassin d'orage en cours d'événement sont indiquées sur la figure ( $C_i$ ). Le passage des eaux de ruissellement à l'intérieur du bassin d'orage aura entraîné une diminution de seulement 19 % de la concentration en matières en suspension pour l'événement 8.



**Figure 29 : Courbes de vitesse de chute des particules pour l'événement 8**

La Figure 30 et la Figure 31 réfèrent aux événements 9 (Entrée\_O1) et 10 (Entrée\_O2), pendant lesquels la sortie du bassin est demeurée fermée 32 heures suivant le début du premier orage (O1). Suite au second orage (O2), il s'est écoulé 17 h sans qu'il n'y ait d'apport d'eau supplémentaire au bassin avant l'ouverture de la sortie. Ce temps de rétention aura permis une diminution de 83 % de la concentration en MES de l'effluent rejeté à la rivière.



**Figure 30 : Courbes de vitesse de chute des particules pour les événements 9 et 10 en sortie fermée**

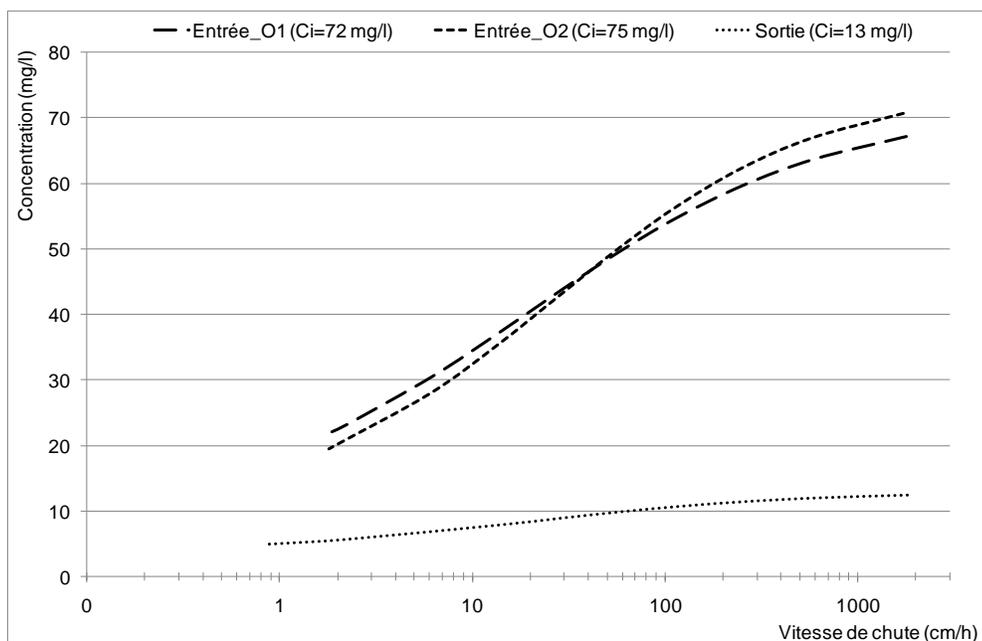
Selon la Figure 30, il semble que l'effet de diminution des masses de particules (en pourcentage) correspondant à une vitesse de chute de l'échantillon de l'effluent du bassin d'orage soit plus important pour les petites vitesses (comparaison des  $\updownarrow$  pour une vitesse de 3 et 300 cm/h par exemple). Cette observation est contraire aux conclusions tirées de la Figure 29 (c.f. Tableau 25). Cela confirme que le temps de décantation alloué au volume d'eau dans le bassin vient influencer les petites particules.

**Tableau 25 : Répartition des vitesses pour sortie ouverte et fermée**

#	Éch.	1000 cm/h	100 cm/h	10 cm/h
8	in	86 %	62 %	32 %
	out	96 %	76 %	36 %
	$\Delta$	10 %	14 %	4 %
9-10	in	91,5 %	74,5 %	46 %
	out	94 %	82 %	58 %
	$\Delta$	2,5 %	7,5 %	12 %

Avec la Figure 31, on voit que l'effet du bassin est d'autant plus remarquable lorsque l'on pondère les vitesses de chute par rapport à la concentration initiale

(Ci) de l'échantillon. En complément à la Figure 30, on peut conclure à ce que l'effet du bassin sur les vitesses de chute est existant, mais plus prononcé en terme de masses de particules, puisque les courbes de la Figure 31 sont beaucoup plus distinctes.



**Figure 31 : Vitesse de chute correspondant à la concentration restante dans la colonne**

Les masses récupérées dans chacune des coupelles de l'essai ViCAs sur l'eau de la sortie sont présentées au Tableau 26.

**Tableau 26 : Masses récupérées par coupelle sur l'échantillon de la sortie**

Durée de l'essai	$\Delta t$ (min)	Masse décantée par $\Delta t$	
		MES (mg)	MVS (mg)
2 min	2	2,0	0,4
6 min	4	1,8	0,1
14 min	8	1,7	0,0
30 min	16	1,9	0,4
1h02min	32	1,7	0,3
2h06min	64	2,0	0,4
4h14min	128	1,9	0,4
<b>27h00min</b>	<b>1366</b>	<b>3,9</b>	<b>0,9</b>
53h14min	1574	0,5	0,2
72h	1125	0,2	0,0

D'après ce tableau, on voit qu'après la coupelle de 27 h, les masses récupérées sont presque nulles malgré les très grands pas de temps ( $\Delta t$ ). Considérant le fait que cet échantillon a déjà subi une période de décantation de 32 h en bassin, une période totale de 59 h (32 h+27 h) avant l'ouverture de la sortie du bassin permettrait une décantation quasi complète des particules acheminées au bassin par cet événement. Ce genre de conclusion est intéressant du point de vue de la gestion des bassins d'orage. Il faudrait donc réaliser d'autres essais ViCAs sur les échantillons composites de sortie du bassin suite à une période de rétention.

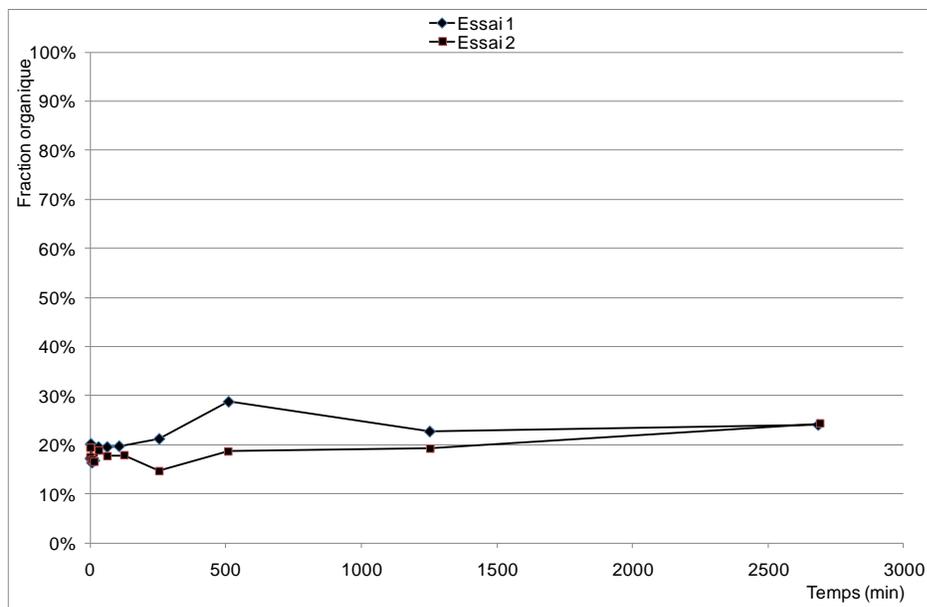
#### 4.2.3. Évolution de la fraction organique

Le protocole ViCAs permet aussi d'apprécier l'évolution de la fraction organique des particules n'ayant pas décanté au fil du temps. L'idée est donc de vérifier si les particules décantant lentement sont moins denses en raison de leur nature plutôt organique.

La mesure des MES et des MVeS à partir des filtrations sur chacune des coupelles récupérées en cours d'essai rend possible le calcul suivant :

$$\% \text{organique} = \frac{\text{masse MVeS}}{\text{masse MES}}.$$

De cette façon, on considère que tout ce qui aura été perdu lors de la calcination est de la matière organique. Puisque les manipulations supplémentaires qu'implique la mesure des MVeS demandent beaucoup de temps, elles n'ont été effectuées que sur les événements 1, 2, 3, 9, 10, 11 et 12. L'analyse contenue dans cette section n'implique pas les caractéristiques des événements pluvieux. On peut donc inclure les résultats pour les événements 1 et 2.



**Figure 32 : Évolution de la fraction organique (2 essais sur l'événement #11)**

La Figure 32 présente la variation dans le temps de la fraction organique mesurée à partir des coupelles récupérées lors de deux essais ViCAs sur le même échantillon composite de l'événement 11. On constate que la fraction organique varie très légèrement au fil de la décantation. Le même type de figure est obtenu pour les autres essais réalisés. Le Tableau 27 présente la fraction organique des particules contenues dans l'échantillon composite lors de son prélèvement (fraction initiale) et à la fin d'un essai ViCAs (fraction finale). La colonne delta ( $\Delta$ ) démontre la variation de la fraction organique des particules de l'échantillon suite à la période de décantation en colonne ViCAs.

**Tableau 27 : Fraction organique avant et après un essai ViCAs sur des échantillons composites**

#	Échantillon	Fraction initiale	Fraction finale	$\Delta$	Durée de l'essai	Bilan de masse MES	Bilan de masse MVeS
1	Entrée	16 %	23 %	+7 %	4,06 d	42 %	27 %
2	Entrée	10 %	22 %	+12 %	3,79 d	33 %	19 %
	Sortie	15 %	23 %	+8 %	3,77 d	11 %	9 %
3	Entrée	21 %	20 %	-1 %	1,17 d	18 %	24 %
	Sortie	17 %	13 %	-4 %	1,17 d	16 %	16 %
9	Entrée_Orage1	16 %	19 %	+3 %	1,32 d	12 %	1 %
10	Entrée_Orage2	15 %	20 %	+5 %	1,32 d	18 %	1 %
	Sortie fermée	17 %	45 %	+38 %	3,00 d	9 %	-48 %
11	Entrée_Orage1	17 %	24 %	+7 %	1,96 d	16 %	4 %
	Entrée_Orage1 (conservé 23h)	25 %	24 %	-1 %	1,88 d	24 %	37 %
12	Entrée_Orage2	20 %	34 %	+14 %	1,87 d	13 %	-11 %
	Sortie fermée	22 %	37 %	+15 %	1,25 d	7 %	2 %

La quantité de résultats permet d'affirmer que la fraction organique des eaux de ruissellement urbain varie de 15 à 21 %. Cette prédominance de la fraction inorganique des matières en suspension et décantables des eaux de ruissellement a aussi été démontrée dans Sansalone et al. (1998). La ressemblance du ratio organique/inorganique d'un événement à l'autre confirme aussi les résultats de Gromaire (1998). La valeur de 10 % de l'événement #2 n'est pas considérée puisque des travaux de construction à une maison adjacente généraient une quantité importante de sable retrouvée dans l'échantillon.

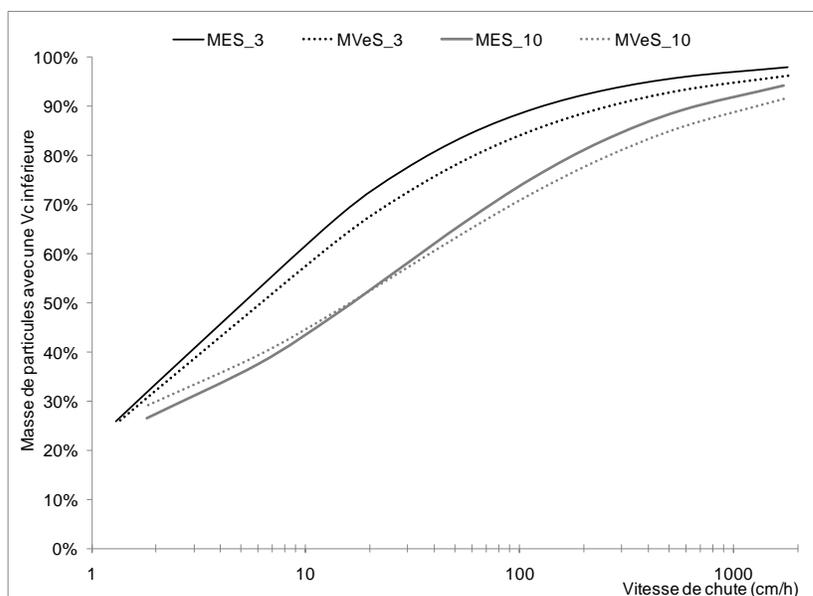
Même après quelques jours d'essai de décantation en colonne ViCAs, les valeurs plutôt faibles de  $\Delta$  portent à croire que les particules organiques et inorganiques décantent à des vitesses semblables. Les fractions finales de 34 % (#12) et de 45 % (sortie du bassin fermée suite aux événements #9 et #10) sont anormalement élevées. Il serait mieux vu de ne pas les considérer étant donné leur bilan de masse négatif qui traduit des erreurs de manipulation (c.f. section 3.5.2.2).

La comparaison des fractions organiques initiales en entrée et en sortie sur un même événement démontre que le bassin a un très léger impact sur la présence de matières organiques à son exutoire lorsqu'il n'y a pas de fermeture de sa sortie (par exemple, pour l'événement #2,  $\Delta(\text{sortie} - \text{entrée}) = 15\% - 10\% = +5\%$ ). Ces faibles variations étaient attendues, car lors de son passage dans le bassin, l'eau ne fait généralement que s'écouler à vitesse moyenne. Cependant, une valeur de  $\Delta(\text{sortie fermée} - \text{entrée})$  de 5 %, après 5 jours de décantation en bassin (suite à l'événement #11), est questionnable par rapport aux  $\Delta$  obtenus suite aux essais ViCAs. Cela porte à se demander si la décantation en colonne créée lors d'un essai ViCAs n'est pas en condition trop idéale. En ignorant l'effet du vent, des courants de température et de la dégradation de la végétation dans le bassin par exemple, plus de particules sont entraînées en colonne que ce qui se produit réellement en bassin. Il ne faut pas oublier que lors de l'ouverture du bassin, certaines particules peuvent aussi être remises en suspension, alors que ce n'est pas le cas en ViCAs.

L'essai de conservation sur l'échantillon de l'événement #11 démontre que la fraction organique augmente sur les 23 h de conservation dans la chaudière ( $\Delta(t=23 \text{ h} - t=0 \text{ h}) = 25 - 17 = +8\%$ ). Cela est étrange puisqu'on aurait cru que la matière organique se serait vue dégradée plutôt que créée. Par contre, on note que la fraction organique de cet échantillon reste stable à 25 %, même après l'essai de décantation sur 1,88 d.

En dernier lieu, le Tableau 27 montre que la durée de l'essai n'a pas de lien direct avec la variation de la proportion de matière organique. C'est probablement le type de particules en présence qui vient jouer sur cette variable.

On peut comparer de façon plus générale la vitesse de chute des particules organiques (MVeS) et inorganiques (MES-MVeS). On voit sur la Figure 33 qu'il n'y a pas vraiment de différence à ce niveau pour les courbes des événements #3 et 10. Cela correspond aux affirmations de Lin (2003).



**Figure 33 : Comparaison des vitesses de chute des MES et des MVeS**

### 4.3. Résultats par rapport au *Mastersizer*

La distribution de la taille de particules à des dimensions microscopiques est une mesure où de petites variations au niveau du protocole perturbent grandement les résultats. L'Annexe N présente les observations qui ont permis de s'assurer d'un choix éclairé du point de vue de la procédure à suivre lors des essais au *Mastersizer* et des effets du changement de certains paramètres. L'Annexe O compile tous les essais qui ont été réalisés et certains de leurs paramètres. Les échantillons dont le nom est écrit en italique n'ont pu être utiles à l'analyse des résultats. Ceci est attribuable soit à une obscurité trop faible (concentration de particules insuffisante) ou à une trop grande valeur de résiduel (erreur au carrée minimisée entre l'estimation et la mesure, calculée par le *Mastersizer*). Dans ces situations, il est plus prudent de tout simplement rejeter les résultats, ce qui a été fait. Les figures des distributions de particules discutées dans la présente section se retrouvent à l'Annexe P.

Sur les 12 événements pluvieux échantillonnés au courant de l'été 2009, cinq échantillons d'entrée composite ont été testés au *Mastersizer*. Les conclusions tirées à partir du *Mastersizer* doivent être nuancées, car plusieurs facteurs induisent des erreurs : méthode d'échantillonnage, délai entre l'échantillonnage et la mesure, calculs et hypothèses du logiciel (forme sphérique, densité constante, ajustement à une distribution théorique, etc.). Quoiqu'il en soit, les essais de calibration ont démontré que l'appareil est en mesure de fournir une distribution de tailles de particules (PSD) juste.

Le Tableau 28 présente les diamètres d'importance qui permettent de définir la distribution des échantillons composites récupérés à l'entrée du bassin d'orage. Par exemple, D(V,0.1) signifie que 10 % des diamètres présents sont plus petits que 1,50 µm pour l'événement #3. D(V,4,3) est le diamètre moyen en terme de volume et non en terme de nombre de particules. Il est calculé selon (Govoreanu, 2004) :

$$D(m,n) = \left( \frac{\sum D_i^m V_i}{\sum D_i^n V_i} \right)^{1/(m-n)}$$

L'étendue, quant à elle, se calcule de la façon suivante :  $\frac{D(V,0.9) - D(V,0.1)}{D(V,0.5)}$  et

représente l'étalement de la distribution des diamètres. Une distribution plus resserrée, avec des diamètres plutôt semblables, aura une valeur d'étendue plus faible.

**Tableau 28 : Distribution des diamètres à l'entrée du bassin**

#	D(V,0.1)	D(V,0.5)	D(V,0.9)	Étendue	D(V,4,3)
	(µm)	(µm)	(µm)		-
<b>3</b>	1,50	6,91	28,88	3,96	12,50
<b>5</b>	1,33	5,81	20,98	3,38	8,80
<b>12</b>	1,84	9,70	45,09	4,46	17,49
<b>Moyenne</b>	1,56	7,47	31,65	3,93	12,93
<b>Écart type</b>	17%	27%	39%	14%	34%

Il est possible de remarquer que les écarts-types sont plus importants au niveau des diamètres moyens et grands. L'étendue est semblable d'un événement à l'autre.

L'événement 12 est intéressant puisqu'il possède les plus petites valeurs au niveau de la hauteur totale, des intensités maximale et moyenne et de la durée, mais présente de gros diamètres de particules. Par contre, il réfère à une des plus longues périodes de temps sec. Cette caractéristique est donc très importante. Il faudrait toutefois pouvoir baser cette affirmation sur plus d'une observation.

L'effet du bassin d'orage tel qu'il est utilisé en ce moment, soit sans contrôle sur l'effluent sortant du bassin, peut aussi être étudié. Le Tableau 29 présente les valeurs de diamètres pour l'échantillon composite récupéré à l'entrée du bassin et à la sortie.

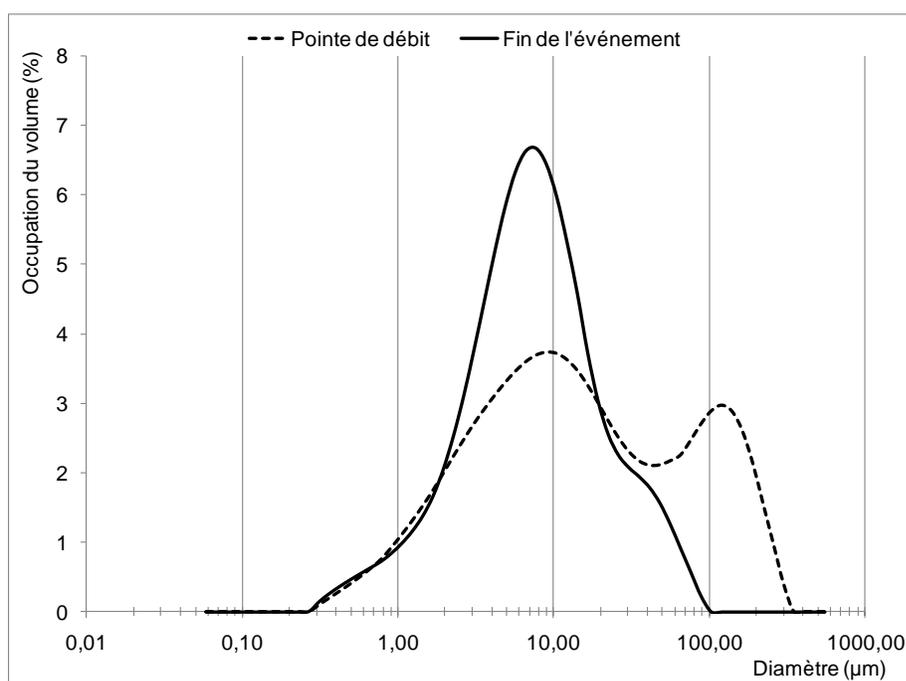
**Tableau 29 : Comparaison des valeurs des diamètres significatifs en entrée et en sortie (#3)**

Échantillon	D(V, 0.1) ( $\mu\text{m}$ )	D(V, 0.5) ( $\mu\text{m}$ )	D(V, 0.9) ( $\mu\text{m}$ )	Étendue -	D(V, 4, 3) ( $\mu\text{m}$ )
Entrée	1,5	6,91	28,88	3,96	12,54
Sortie	1,7	9,09	40,04	4,22	16,01

Selon ces résultats, il semble que le bassin n'entraîne pas de réel effet sur la distribution des particules. Cependant, il faut garder en tête que le *Mastersizer* mesure des diamètres allant jusqu'à 556  $\mu\text{m}$  seulement. Il ne fait aucun doute que les particules plus volumineuses sont interceptées dans le bassin de sédimentation situé directement à la sortie de la conduite d'amenée. Les échantillons ont des concentrations en MES de 139 mg/l à l'entrée et de 81 mg/l à la sortie. Cette diminution traduit une perte de particules dans le bassin. Étrangement, les particules apparaissent plus grosses pour l'échantillon en sortie (par exemple pour le D(V, 0.9)). On peut supposer qu'il y a remise en suspension de sédiments au fil de l'écoulement. Le chenal préférentiel d'écoulement, où la vitesse est importante, est probablement responsable de ce phénomène.

Malheureusement, le même type de comparaison n'a pu être réalisé suite à une période de rétention prolongée à l'intérieur du bassin d'orage. L'échantillon en sortie était alors trop peu concentré, ce qui a entraîné des problèmes au niveau de l'obscurité. Aucune mesure n'a pu être possible.

Les particules entraînées par l'eau de ruissellement peuvent être de différentes grosseurs au fil de l'événement. Ainsi, il est intéressant de voir que les courbes de distribution des diamètres varient grandement (voir Figure 34 et Tableau 30) pour un échantillon récupéré lorsque le débit est à son maximum et lorsqu'il est plus faible, soit en fin d'événement. Il est clair que l'intensité de précipitation a un effet sur la grosseur des particules entraînées, et ce pour la plupart des diamètres. Par contre, on voit que pour les particules inférieures à 2  $\mu\text{m}$ , la distribution reste identique en cours d'événement.



**Figure 34 : Comparaison de la taille des particules en cours d'événement à l'entrée (#3)**

**Tableau 30 : Comparaison des diamètres en cours d'événement à l'entrée**

Échantillon	D(V,0.1)	D(V,0.5)	D(V,0.9)	Étendue	D(V,4,3)
	( $\mu\text{m}$ )	( $\mu\text{m}$ )	( $\mu\text{m}$ )		-
Pic de débit	1,74	12,10	124,34	10,13	39,04
Fin de l'événement	1,78	6,76	26,88	3,71	11,13

Le Tableau 31 affiche les échantillons analysés à la sortie du bassin correspondant aux mêmes moments que ceux étudiés précédemment pour le même événement. On parle ici d'une pointe de hauteur d'eau puisqu'une mesure du niveau d'eau, plutôt qu'une référence au débit, était réalisée à la sortie. Les résultats permettent d'affirmer que le bassin a un genre d'effet égalisateur sur la grosseur des particules, alors que les distributions demeurent semblables en cours d'événement. Cet effet pourrait aussi être comparé à celui d'un tamis.

**Tableau 31 : Comparaison des diamètres en cours d'événement à la sortie**

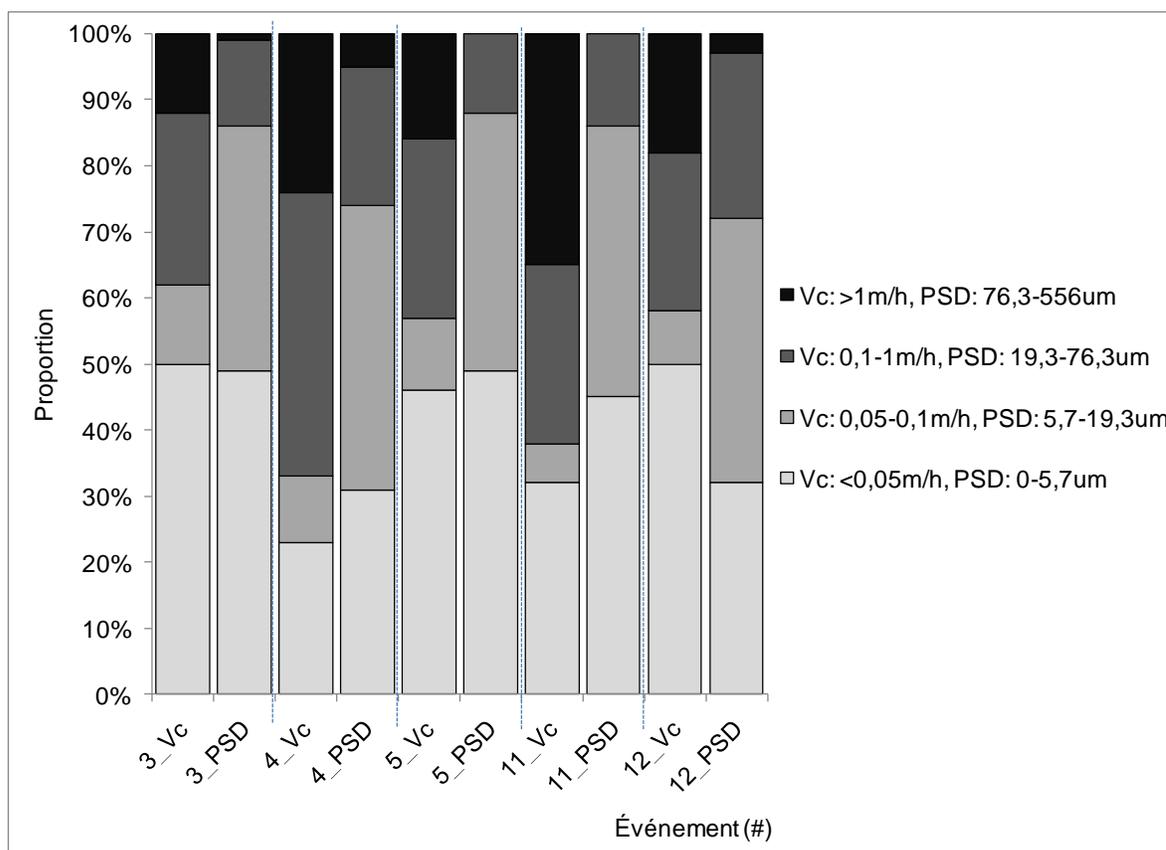
Échantillon	D(V,0.1)	D(V,0.5)	D(V,0.9)	Étendue	D(V,4,3)
	( $\mu\text{m}$ )	( $\mu\text{m}$ )	( $\mu\text{m}$ )		-
Pointe de hauteur	1,29	5,82	29,84	4,91	13,86
Retour à $H_{\text{temps sec}}$	1,61	8,04	32,49	3,84	13,42

#### 4.4 Mise en relation des courbes de vitesses et des tailles de particules

Il est possible de comparer la distribution de la taille des particules (PSD) avec la distribution des vitesses de sédimentation. La Figure 35 présente ces deux distributions. De cette façon, les proportions restantes dans la colonne fournies par ViCAs sont reliées à la PSD décantées ou non. Tout d'abord, il est possible de visualiser l'allure d'une PSD et de sa courbe de vitesses de chute ( $V_c$ ) pour les échantillons composites d'entrée analysés au *Mastersizer*. La littérature suggère la division des diamètres selon la caractérisation suivante (Ying et Sansalone, 2008) :

- 1 à 25  $\mu\text{m}$  : particules en suspension;
- 25 à 75  $\mu\text{m}$  : particules décantables;
- >75  $\mu\text{m}$  : sédiments.

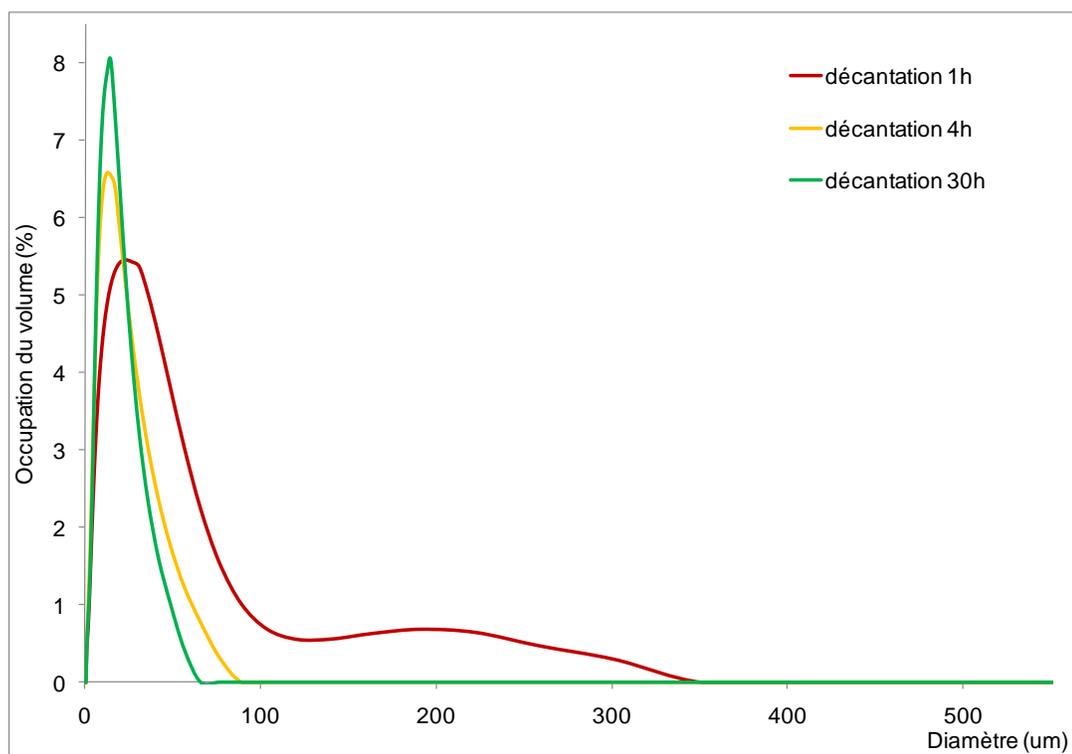
Cependant, les mesures effectuées par le *Mastersizer* permettent une division beaucoup plus raffinée au niveau des petites particules. Ainsi, la légende de la Figure 35 contient un fractionnement différent. La précision des bornes des classes de diamètre est liée à celle des valeurs fournies par l'appareil. L'Annexe Q présente les figures complémentaires liées à cette section.



**Figure 35 : Jumelage des PSD et des Vc des échantillons composites à l'entrée**

Il semble que ces deux distributions ne peuvent être comparées directement. Ceci porte à croire qu'une analyse de la variation de la densité des particules pourrait mener à des relations intéressantes. Cela confirme aussi que l'on ne peut simplement se fier aux relations théoriques directes de diamètre et de vitesse de chute (e.g. Stokes). Il ne faut pas oublier aussi que le *Mastersizer* est limité dans la possibilité de diamètres identifiables.

Le protocole ViCAs permet d'effectuer un fractionnement physique des particules décantant au bas de la colonne dans le temps. De cette façon, on peut connaître l'évolution de la taille des particules dans le temps. Les périodes de remplacement des coupelles, lorsque l'essai ViCAs sert à mesurer la PSD dans le temps, ont été modifiées en fonction des besoins du modèle de qualité de l'eau du bassin de rétention (1 h, 4 h, 30 h, au lieu de 2, 4, 8, 16, 32 min, 1 h, 2 h, 4 h, 8 h, etc.). Ces  $\Delta t$  ont été déterminées selon les besoins de modélisation (Vallet et al., 2010). Ce type de mesure a pu être réalisé sur seulement trois événements (4, 11, 12). La Figure 36 présente les courbes obtenues pour l'événement 4. Les deux autres se retrouvent à l'Annexe Q. L'évolution de l'enlèvement des plus grands diamètres au fil du temps est notable. On voit aussi sur la Figure 36 qu'il y a beaucoup plus de différence au niveau des diamètres présents pour la période de 1 h à 4 h que pour celle de 4 h à 30 h. Le Tableau 32 présente la quantification de chacun des diamètres importants pour chacune des coupelles.



**Figure 36 : Taille des particules dans les coupelles ViCAs de l'événement 4**

**Tableau 32 : Taille des particules ( $\mu\text{m}$ ) récoltées dans les coupelles ViCAs**

	#4	#11	#12
<b>0 à 1 h de décantation</b>			
D(V,0.1)	2,89	3,00	5,12
D(V,0.5)	15,39	17,74	30,91
D(V,0.9)	54,25	71,03	107,87
Étendue	3,34	3,84	3,32
D(V,4,3)	26,37	33,72	45,29
<b>1 à 4 h de décantation</b>			
D(V,0.1)	2,25	2,53	3,22
D(V,0.5)	10,08	10,12	15,82
D(V,0.9)	29,84	26,67	52,19
Étendue	2,74	2,38	3,10
D(V,4,3)	13,62	12,64	24,00
<b>4 à 30 h de décantation</b>			
D(V,0.1)	2,63	2,48	1,79
D(V,0.5)	10,06	11,63	7,69
D(V,0.9)	24,80	40,50	22,03
Étendue	2,21	3,27	2,63
D(V,4,3)	12,26	20,41	10,12
<b>0h de décantation (échantillon composite)</b>			
D(V,0.1)	2,04	1,53	1,84
D(V,0.5)	9,60	6,52	9,70
D(V,0.9)	39,57	22,31	45,09
Étendue	3,91	3,19	4,46
D(V,4,3)	19,44	9,56	17,49

L'événement 12 présente des diamètres plus importants comparativement aux événements 4 et 11, où les diamètres sont semblables. Par contre, pour le 11, il semble y avoir eu un problème, puisque la courbe après 30 h a des diamètres plus importants qu'après 4 h, ce qui est tout à fait illogique.

Pour le 12, il y a une diminution considérable des diamètres au fil de l'essai, quelque soit la période de décantation allouée. Après 30 h de décantation, les diamètres sont même inférieurs à ceux de l'événement 4, alors que ses distributions en début d'essai sont de beaucoup supérieures. Le prolongement du temps de décantation serait donc plus profitable pour une eau où les particules sont plus grosses au départ.

Tout comme le stipule Lin (2003), après 3 h de décantation, le diamètre moyen ( $D(V,0.5)$ ) des particules qui décantent est aux alentours de 10  $\mu\text{m}$ . On a aussi pu remarquer que le diamètre pour lequel 10 % des particules sont plus petites ( $D(V,0.1)$ ) ne varie pas tout au long des essais ViCAs.

Il faut toutefois apporter un bémol à ce type de mesure, surtout au niveau de la coupelle de 30 h de décantation. L'agglomération des particules se retrouvant dans les 70 ml de la coupelle peut devenir assez importante au cours de cette période. Pour remédier à ce problème, l'échantillon pourrait être passé sous la sonde à ultrasons du *Mastersizer* afin de disperser les particules. L'échantillon devrait être laissé au repos 30 minutes avant de procéder à l'analyse. Cette manipulation n'a pas été réalisée sur les résultats présentés ci-haut.

Les caractéristiques optiques du *Mastersizer* font en sorte qu'une concentration minimale doit être disponible pour la lecture au laser. Ainsi, il n'a jamais été possible d'effectuer une mesure sur les volumes restant dans la colonne ViCAs à la fin d'un essai. Pourtant cette information pourrait être très intéressante, alors qu'elle fournirait la PSD après trois à quatre jours de décantation. Il faudrait donc trouver une astuce pour concentrer les échantillons sans toutefois venir modifier la structure des particules.

## Conclusion

L'analyse des nombreux résultats obtenus suite à la campagne de l'été 2009 a permis de caractériser la décantation des eaux de ruissellement en milieu urbain.

L'évaluation des différents protocoles existants permettant de mesurer la vitesse de sédimentation a mené à l'emploi du protocole ViCAs élaboré à Lyon en France. La possibilité de mesurer avec précision les petites vitesses de chute de particules en suspension, sans avoir à procéder à un prétraitement de l'échantillon, était son avantage principal. L'utilisation d'un volume facilement manipulable et d'un montage de taille raisonnable et relativement simple faisaient aussi partie des atouts de ce protocole. De plus, les modifications apportées au protocole au courant de la campagne d'échantillonnage ont permis une amélioration constante des bilans de masse.

Les résultats obtenus à partir du ViCAs ont permis de fractionner sous différentes classes de vitesse de chute les échantillons composites récupérés à l'entrée et à la sortie du bassin de rétention étudié. Les proportions de chaque classe varient grandement d'un événement à l'autre. Leur mise en relation avec les caractéristiques des événements pluvieux ayant générés ces eaux de ruissellement était donc nécessaire. Ainsi, il semble que les vitesses de chute soient proportionnelles à l'intensité de pluie maximale, à la hauteur de précipitation et au volume ruisselé. La durée de l'événement a aussi un effet notable, mais non linéaire. Les essais sur le terrain combinés à ceux du laboratoire permettent de croire qu'une période de décantation de deux jours et demi entraîne l'enlèvement maximal atteignable des matières en suspension.

L'utilisation du bassin d'orage de façon passive, soit sans contrôle de sa sortie, se traduit par une diminution de la proportion des grandes vitesses de chute entre les particules à l'affluent et à l'effluent du bassin. Lorsque la sortie est fermée, les

différences sont plus notables au niveau des petites vitesses. Ceci traduit aussi un phénomène de modification de la granulométrie des particules lors de leur passage dans le bassin de rétention.

Par contre, les diamètres présents dans l'échantillon à la sortie du bassin demeurent constants tout au long de l'événement, et ce, considérant une possibilité de mesure inférieure à 556  $\mu\text{m}$ . Ainsi, il semble que le bassin ait tout de même un effet de rétention des plus grosses particules lorsque sa sortie est ouverte.

La mesure de la distribution de la taille des particules par diffraction au laser sur les volumes d'eau récupérés au bas de la colonne ViCAs en cours d'essai a permis de mieux connaître ce qui décante dans le temps. Par contre, les mesures de PSD effectuées sur les échantillons composites des eaux de ruissellement comparées aux distributions de vitesses de chute ont prouvé qu'il semble difficile de faire un lien direct entre ces deux variables.

## **Recommandations**

L'expérience acquise au cours de la campagne de mesures et les constatations qui ont suivi lors de l'analyse des résultats ont fait ressortir certains points qui pourraient être à considérer pour la suite du projet. Ils sont décrits brièvement ici.

- ⊕ Des informations supplémentaires quant à la dispersion des particules lors de leur entrée au bassin d'orage pourraient être tirées de l'analyse des trappes à sédiments installées dans le bassin de rétention, et ce même lorsque la sortie est ouverte.
  
- ⊕ Pour être complète, une mesure de PSD implique de connaître la densité des particules. L'échantillon doit alors être préalablement fractionné au tamis, afin de relier les tailles de particules à leur densité. Cette mesure pourrait être

réalisée seulement une fois ou deux et être généralisée aux autres échantillons. Ce sera plus précis que de considérer que les particules sont d'une densité homogène. Les expériences de la section 4.2.3 ont démontré que la fraction organique est stable d'un événement à l'autre.

- ⊕ Les prochains développements au niveau du protocole ViCAs devraient se concentrer sur la quantification des incertitudes par rapport aux vitesses de chute. Par exemple, il faudrait comparer les courbes de répétabilité sur une même eau en réalisant cinq essais en simultané sur un même échantillon.
- ⊕ Afin de garantir une certaine constance d'un essai ViCAs à l'autre, il faudra noter la température de l'échantillon avant et pendant l'essai.
- ⊕ S'assurer que la prochaine campagne permettra de caractériser des événements intenses et longs afin de couvrir une plus grande gamme de type d'événement.
- ⊕ Réaliser d'autres essais ViCAs sur les échantillons composites à la sortie du bassin d'orage suite à une période de rétention des eaux. Cette information peut être très utile quant à la gestion des temps de fermeture du bassin en termes de gain possible sur la qualité de l'eau.
- ⊕ Si les chercheurs qui sont sur place lors de l'échantillonnage d'un événement pouvaient consulter l'image du radar en temps réel, ça améliorerait l'anticipation de sa durée et de la fréquence d'échantillonnage. L'expérience des chercheurs qui sont sur place aide énormément à analyser les images du radar.
- ⊕ Afin de pouvoir caractériser la PSD de plusieurs échantillons différents, il serait approprié d'utiliser un autre appareil que le *Mastersizer*, ou de trouver une façon de concentrer les échantillons sans modifier la structure des particules.

- ⊕ Le modèle théorique de vitesse de sédimentation de Stokes implique le diamètre de la particule, sa densité, la température de l'eau pour la viscosité et la constante de gravité. Il serait intéressant d'établir s'il existe ou non un lien entre les approximations de ce modèle et les résultats obtenus dans le cadre du projet.

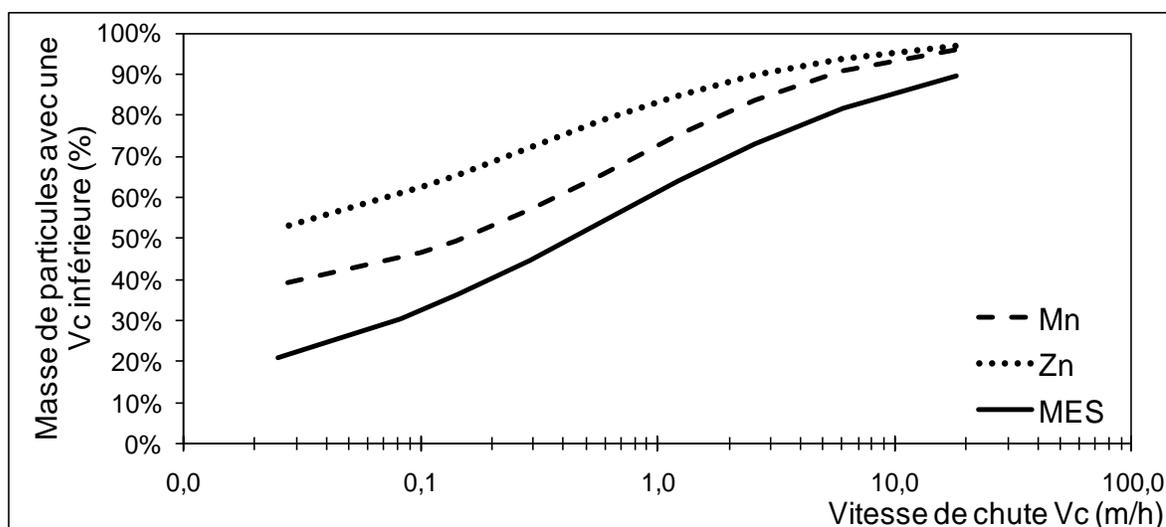
## Perspectives

L'objectif du projet *rivEAU* vise la gestion en temps réel de bassins d'orage équipés de vannes en sortie. Ce mode de gestion permettra d'améliorer la qualité des rivières tout en diminuant les pics de débit qui y sont rejetés en temps de pluie. L'élaboration d'un modèle numérique décrivant l'hydraulique et le comportement des polluants solubles et particuliers à l'intérieur du bassin d'orage est un élément majeur du projet (Vallet et al., 2010). Ce mémoire visait à apporter des éléments clés dans la mise au point de l'aspect évolution de la qualité de l'eau du modèle.

Les expériences ViCAs permettent de fractionner l'affluent du bassin en différentes classes de particules définies par leurs vitesses de chute ( $V_c$ ). Elles ont également servi à valider la capacité du modèle à prédire la qualité de l'eau sous différentes périodes de décantation lorsque la vanne de sortie du bassin est fermée. Les  $V_c$  considérées pour les simulations sont regroupées sous quatre classes :  $>0,58$  m/h,  $0,58$  à  $0,14$  m/h,  $0,14$  à  $0,023$  m/h et  $0$  m/h. Cette dernière classe implique que les particules ayant une  $V_c$  inférieure à  $0,023$  m/h sont considérées non décantables. Ainsi, d'un point de vue expérimental, il pourrait être justifié de laisser la première coupelle en place tout au long de la première heure d'un essai ViCAs. Cela diminuerait les possibilités de perdre de la masse, période où ce risque est plus important (c.f. Annexe N). Cette procédure éviterait aussi les désagréments du changement de coupelles très rapide en début d'essai. Il reste toutefois différents aspects à considérer avant de modifier le protocole de la sorte. Entre autres, optimiser les valeurs des  $V_c$  utilisées pour définir les classes de particules pour le modèle et s'assurer que la quantité de particules accumulée sur

une heure sera toujours filtrable. Pour débiter, des périodes de 15 minutes, puis de 30 minutes pourraient être testées afin de s'assurer que la qualité des résultats n'est pas diminuée.

Comme il a été discuté à la section 3.4, le projet *rivEAU* implique beaucoup plus d'expériences, de mesures et d'analyses que ce qui fait l'objet du présent mémoire. Les prochaines étapes par rapport à l'analyse des résultats consisteront à fusionner les travaux de Carpenter (2010) avec ceux du présent mémoire. Par exemple, à la Figure 37, la réalisation en parallèle de deux essais ViCAs sur le même échantillon composite permet de fusionner les vitesses de chute des particules à la concentration en manganèse (Mn) et en zinc (Zn) mesurée dans chacune des coupelles durant l'autre essai.



**Figure 37 : Fusion d'un essai ViCAs à la mesure de l'évolution de la concentration des métaux au fil du temps**

Le fractionnement supplémentaire du passage des mêmes échantillons récupérés dans les coupelles du ViCAs à une mesure de la taille des particules permettra de connaître la masse de métaux par masse sédimentée dans le temps et de relier tout ça à l'évolution de la taille des particules. Le modèle sera alors en mesure de prédire la masse restante de métaux dans le bassin suite à l'enlèvement de tel ou tel type de particules selon la période de décantation allouée.

## Bibliographie

Aiguié E., Chebbo G., Bertrand-Krajewski J.-L., Hedges P. et Tyack N. 1996. Methods for determining the settling velocity profiles of solids in storm sewage. *Wat. Sci. Tech.*, 33 (9), 117-125.

Akan A.O. et Houghtalen R.J. 2003. *Urban Hydrology, Hydraulics, and Stormwater Quality: Engineering Applications and Computer Modeling*. Éditions Wiley, États-Unis, 392p.

Bellec J. 2003. Saint-Malo et la protection des eaux de baignade. *TSM*, 12, 102-105.

Bolduc S. 2008. Gestion des eaux pluviales par le contrôle à la source des eaux de ruissellement dans une perspective de changements climatiques. Conférence donnée au Salon des Technologies Environnementales du Québec, Québec, Canada, 1er et 2 avril 2008.

Boutillier L., Jamieson R., Gordon R., Lake C. et Hart W. 2009. Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands. *Wat. Res.*, 43, 4370-4380.

Breuil B. et Browne O. 2003. Les bassins de stockage-décantation en Seine-Saint-Denis. *TSM*, 12, 93-95.

Brière F.G. 2000. *Distribution et collecte des eaux*. Presses internationales Polytechnique, Montréal, Canada, 401p.

Butler D., Thedchanamoorthy S. et Payne J.A. 1992. Aspects of surface sediment characteristics on an urban catchment in London. *Wat. Sci. Tech.*, 25 (8), 13-19.

Cantin M.-C. 2010. Rapport final. Dans le cadre du cours Projet de Recherche, GEX-3501, Département de génie civil et génie des eaux, Université Laval, Québec, 37p.

Carpenter J.-F. 2010. Caractérisation du ruissellement urbain et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un bassin de rétention. Mémoire de maîtrise, Faculté de sciences et de génie de l'Université Laval, Québec, 109p.

Characklis G.W. et Wiesner M.R. 1997. Particles, metals, and water quality in runoff from large urban watershed. *J. Environ. Eng.*, 123(8), 753-759.

- Chebbo G. et Gromaire M.-C. 2009. VICAS—An operating protocol to measure the distributions of suspended solid settling velocities within urban drainage samples. *J. Environ. Eng.*, 135(9), 768-775.
- Chebbo G., Gromaire M.-C. et Lucas E. 2003a. Protocole VICAS : mesure de la vitesse de chute de MES dans les effluents urbains. *TSM*, 12, 39-49.
- Chebbo G., Bertrand-Krajewski J.L., Gromaire M.-C. et Aires N. 2003b. Répartition des polluants des eaux urbaines par classes de vitesses de chute. Partie A : description des protocoles de mesure. *TSM*, 12, 50-58.
- Comings K.J., Booth D.B. et Horner R.R. 2000. Stormwater pollutant removal by two wet ponds in Bellevue, Washington. *J. Environ. Eng.*, 126 (4), 321-330.
- Ellis J.B. et Revitt D.M. 1982. Incidence of heavy metals in street surface sediments: solubility and grain size studies. *Wat. Air and Soil Poll.*, 17, 87-100.
- EPA. 1983. Results of the nationwide urban runoff program, Volume I - Final report. Water Planning Division, 5927A, 198p.
- EPA. 1999. Development of bench-scale settling apparatus: settling velocity data for design and operation of wet-weather flow solids-liquid separation processes, Interim report. EPA/600/X-99/031, 105p.
- European Inland Fisheries Advisory Commission. 1965. Water quality criteria for European freshwater fish. Report on finely divided solids and inland fisheries. *Int. J. Air and Wat. Poll.*, 9, 151-168.
- Exall K., Marsalek J. et Krishnappan B.G. 2009. Hydraulic fractionation of conventional water quality constituents in municipal dry- and wet-weather flow samples. *Wat. Sci. & Tech.*, 59(6), 1159-1167.
- Govoreanu R. 2004. Activated Sludge Flocculation dynamics: on-line measurement methodology and modelling. Faculté des sciences biologique agricole et appliquée, Université Gent, Belgique, 290p.
- Govoreanu R., Saveyn H., Van der Meeren P., Nopens I. et Vanrolleghem P.A. 2009. A methodological approach for direct quantification of the activated sludge floc size distribution by using different techniques. *Wat. Sci. Tech.*, 60(7), 1857-1867.
- Gromaire M.-C. et Chebbo G. 2003. Mesure de la vitesse de chute des particules en suspension dans les effluents urbains. CERREVE, France, 35p.

Gromaire M.-C., Kafi-Benyahia M., Gasperi J., Saad M., Moillon R. et Chebbo G. 2006. Vitesse de sédimentation des polluants particuliers des effluents unitaires de temps de pluie. *TSM*, 11, 51-62.

Gromaire M.-C. 1998. La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire caractéristiques et origines. Thèse, École nationale des ponts et chaussées, Paris, France, 550p.

Jacopin C., Bertrand-Krajewski J.-L. et Desbordes M. 1999. Characterization and settling of solids in an open, grassed, stormwater sewer network detention basin. *Wat. Sci. Tech.*, 39 (2), 135-144.

Kim J.Y. et Sansalone J.J. 2008. Event-based size distributions of particulate matter transported during urban rainfall-runoff events. *Wat. Res.* 42, 2756-2768.

Li Y., Lau S.-L., Kayhanian M. et Stenström M.K. 2006. Dynamic characteristics of particle size distribution in highway runoff: Implications for settling tank design. *Env. Eng.*, 132 (8), 852-861.

Lin H. 2003. Granulometry, chemistry and physical interactions of non-colloidal particulate matter transported by urban stormwater. Thèse, Louisiana State University, États-Unis, 266p.

Lin H., Wall L. et Sansalone J. 2004. Aggregation of stormwater particulates – Suspended particle gradation and settling column analysis. *Compte rendu, Urban Drainage Conference, Portland, Oregon, ASCE*, 112, 208-224.

Marsalek J., Watt W.E., Anderson B.C. et Jaskot C. 1997. Physical and chemical characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Qual. Res. J. Canada*, 32 (1), 89-100.

Marsalek J., Krishnappan B. G., Exall K., Rochfort Q. et Stephens R. P. 2006. An elutriation apparatus for assessing settleability of combined sewer overflows (CSOs), *Wat. Sci. Tech.*, 54 (6-7), 223-230.

MDDEP, consulté le 2 novembre 2008, site web du Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs,  
[http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/criteres.htm#critere-num](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.htm#critere-num).

Metcalf & Eddy. 2003. *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse*, 4<sup>th</sup> Edition, États-Unis, McGraw-Hill, 1819p., ISBN 0-07-041878-0

Morquecho R. et Pitt R. 2003. Storm water heavy metal particulate associations. Proc., Water Environment Federation's Annual Exhibition and Conference (WEFTEC), Los Angeles, California, Water Environment Federation, Alexandria, Va.

OME (Ontario Ministry of the Environment). 2003. Stormwater management planning and design manual, chapter 4, March 2003, 121p.

Perkins M., Effler S.W., Peng F., Pierson D., Smith D.G. et Agrawal Y.C. 2007. Particle characterization and settling velocities for a water supply reservoir during a turbidity event. J. Environ. Eng., 133 (8), 800-808

Pisano W.C. 1996. Summary: United States "sewer solids" settling characterization methods, results, uses and perspective. Wat. Sci. Tech., 33 (9), 109-115.

Rivard G. 2005. Gestion des Eaux Pluviales en Milieu Urbain, Édition Alias communication design inc., Laval, Québec, 329p.

Rivard G. et Martel D. 2008. Guide des bonnes pratiques de gestion des eaux pluviales, Conférence donnée au Salon des Technologies Environnementales du Québec, Québec, Canada, 1er et 2 avril 2008.

Sansalone J.J. et Buchberger S.G. 1997. Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. J. Environ. Eng., 123 (2), 134-143.

Sansalone J.J., Hird J.P., Cartledge F.K. et Tittlebaum M.E. 2005. Event-based stormwater quality and quantity loadings from elevated urban infrastructure affected by transportation. Wat. Env. Res., 77 (4), 348-365.

Sansalone J.J., Koran J.M., et Smithson J.A. 1998. Physical characteristics of urban roadway solids transported during rain event. J. Env. Eng., 124(5), 427-440.

Saporta G. 2006. Probabilités, Analyse des Données et Statistique. 2<sup>e</sup> Édition, Édition TECHNIP, Paris, France, 622p.

Schillinger J.E. et Gannon J.J. 1985. Bacterial adsorption and suspended particles in urban stormwater. J. Wat. Pollut. Cont. Fed., 57 (5), 384-389.

Skilling J., consulté le 24 avril 2008, site web de la School of Engineering at the University of Edinburgh, [www.chemeng.ed.ac.uk/.../2/particlemeas.html](http://www.chemeng.ed.ac.uk/.../2/particlemeas.html).

Stumwöhrer K., Matsché N. et Winkler S. 2003. Influence of changes of the wastewater composition on the applicability of UV-absorption measurements at combined sewer overflows. Wat. Sci. Tech., 47 (2), 73-78.

The City of Calgary. 2000. Stormwater Management & Design Manual. Wastewater & Drainage, Canada, 350p.

Torres A. 2008. Décantation des eaux pluviales dans un ouvrage réel de grande taille : éléments de réflexion pour le suivi et la modélisation. Thèse, Institut national des sciences appliquées de Lyon, France, 368p.

Torres A., Hasler M. et Bertrand-Krajewski J.-L. 2007. Hétérogénéité spatiale et événementielle des vitesses de chute des sédiments décantés dans un bassin de retenue d'eau pluvial. TSM, 11, 27-34.

Vallet B., Muschalla D., Lessard P. et Vanrolleghem P.A. 2010. A new dynamic stormwater basin model as a tool for management of urban runoff, Dans Novatech 2010, 7<sup>ème</sup> Conférence internationale sur les techniques et stratégies durables pour la gestion des eaux urbaines par temps de pluie, 27 juin au 1<sup>er</sup> juillet 2010, Lyon, France, 10p. (accepté)

Vatan A. 1967. Manuel de Sédimentologie, Éditions Technip, Paris, France, 397p.

Vergeynst L. 2010. Méthodes pour la mesure et la modélisation d'*Escherichia coli* dans des bassins d'orage. Mémoire de maîtrise, BIOMATH - Faculteit Bio-ingenieurs wetenschappen, Universiteit Gent, Belgique, 118p.

Whipple W. et Hunter J.V. 1981. Settleability of urban runoff pollution. J. Wat. Pollut. Cont. Fed., 53 (12), 1726-1731.

Wong K.B. et Piedrahita R.H. 2000. Settling velocity characterization of aquacultural solids. Aquaculture Eng., 21, 233-246.

Ying G. et Sansalone J. 2008. Granulometric relationships for urban source area runoff as a function of hydrologic event classification and sedimentation. Wat., Air, Soil Pollut., 193, 229-246.

## **Annexe A : Critères de sélection du bassin d'orage à l'étude**

Informations générales
Tributaire de la rivière
Période de retour de conception
Occupation du bassin versant
Critères
En réseau séparatif
Une seule entrée mineure
Travaux de modélisation existants
De forme simple
Pas trop grand
Accessible
Près de l'Université Laval
Bassin versant dense
Possibilité de fermer la sortie (3-5 jours)
Pas d'influence aval *
Peu de développement en cours
Démontre l'impact sur le récepteur **
Pluviomètre à proximité

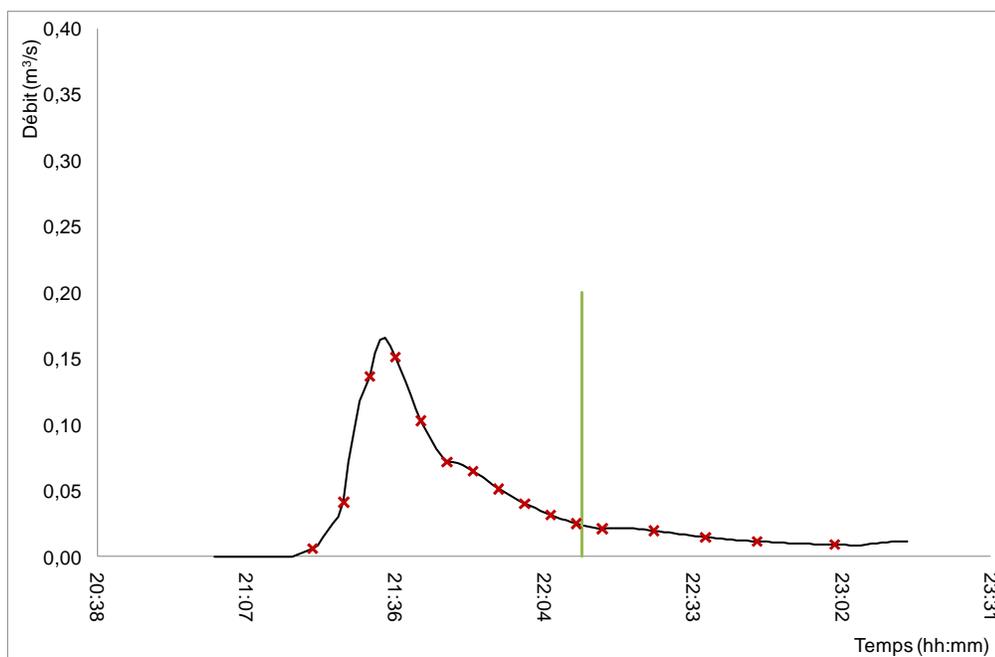
\* : situé plus vers l'amont du cours d'eau, afin de faciliter le calcul de la qualité de base

\*\* : possède un grand bassin versant si tributaire d'une rivière et un petit bassin versant si tributaire d'un ruisseau

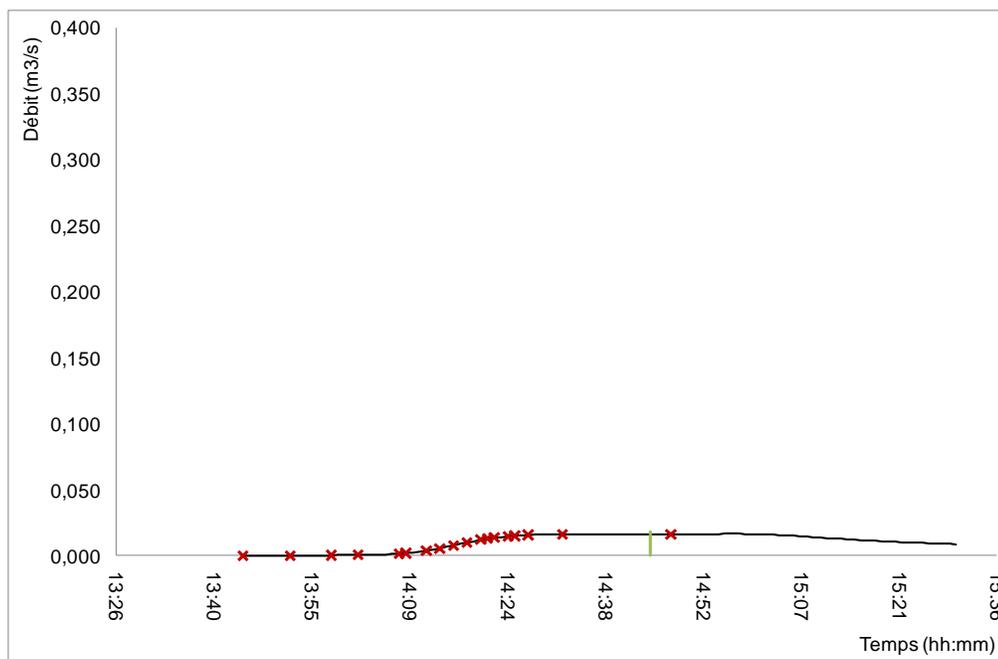
9 avril 2008

## **Annexe B: Courbes de débit et de prise d'échantillon**

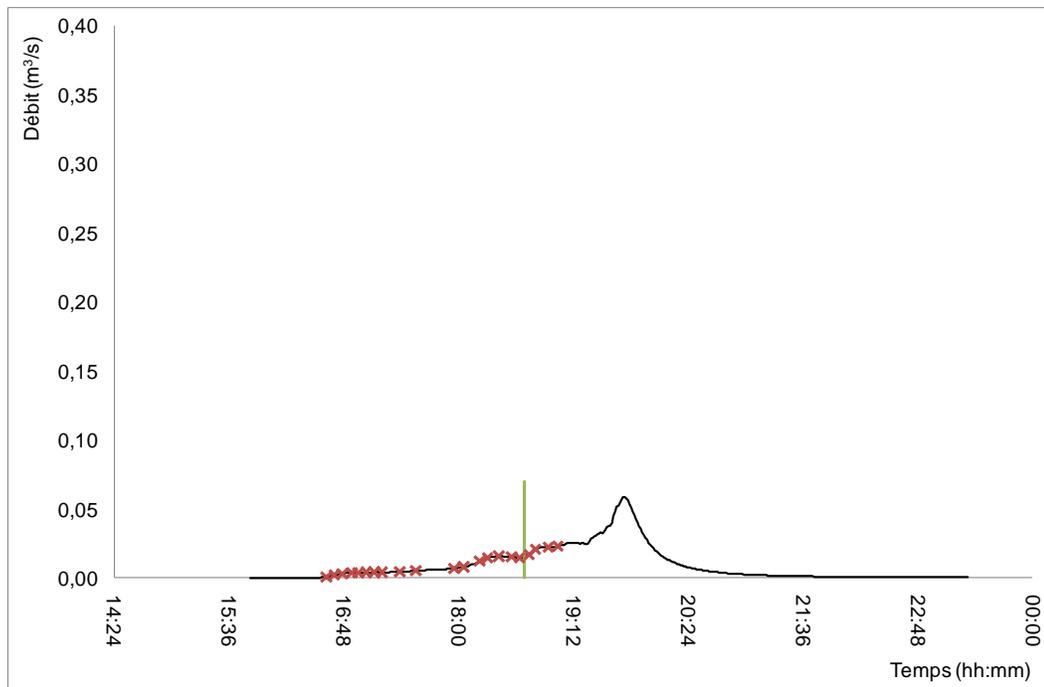
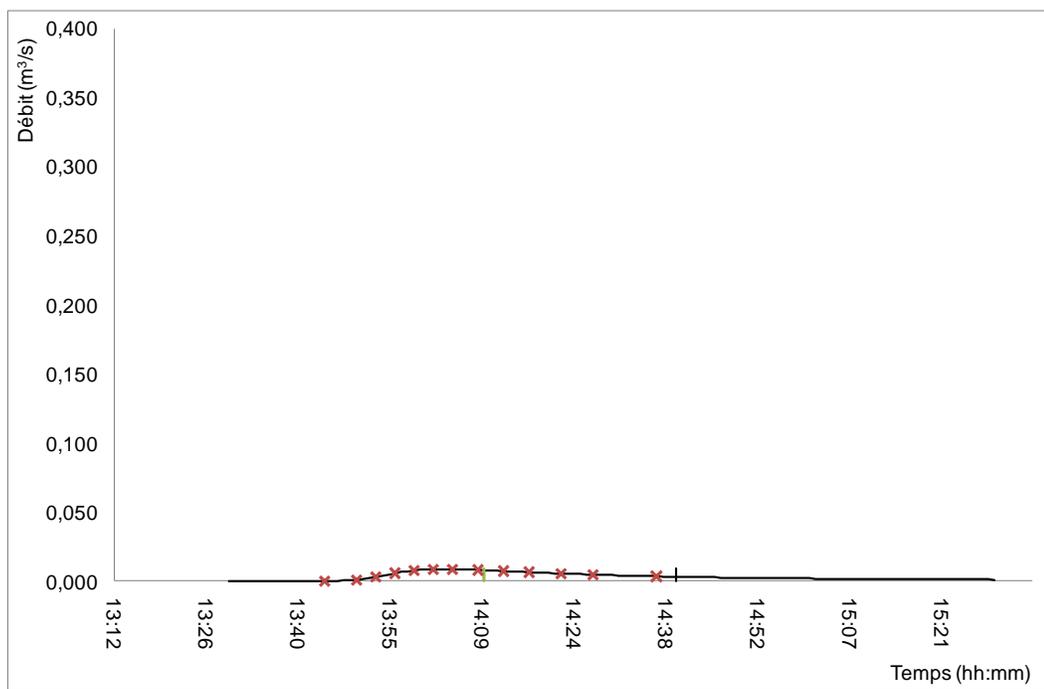
La ligne verticale correspond au moment où la fin de la pluie a été observée sur le terrain.

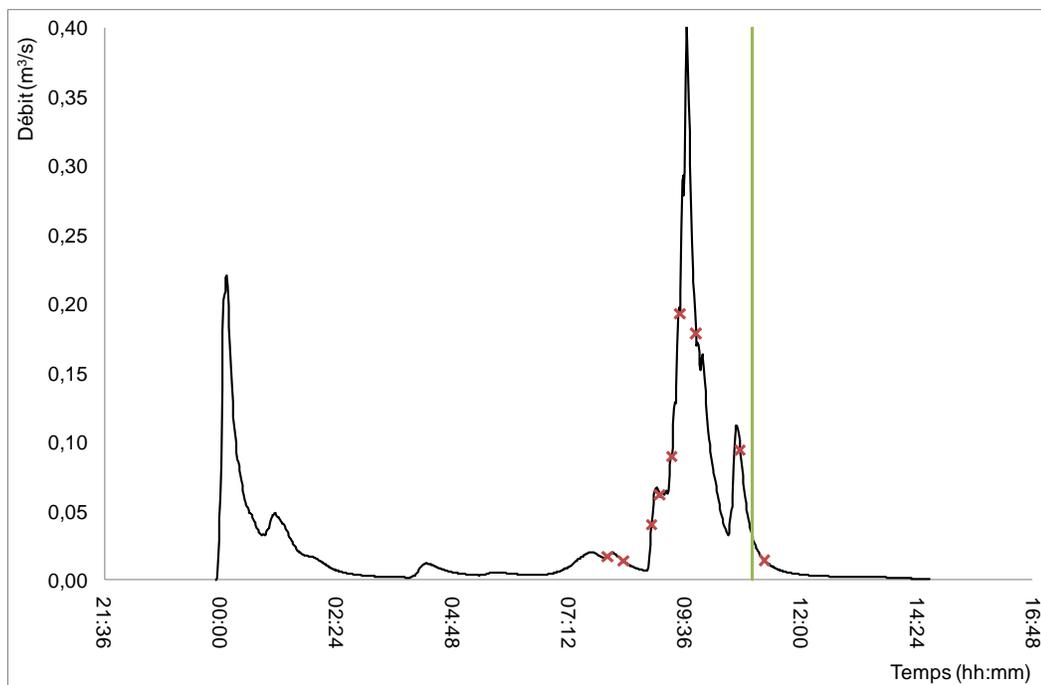


**Figure 38 : 25 juin 2009**

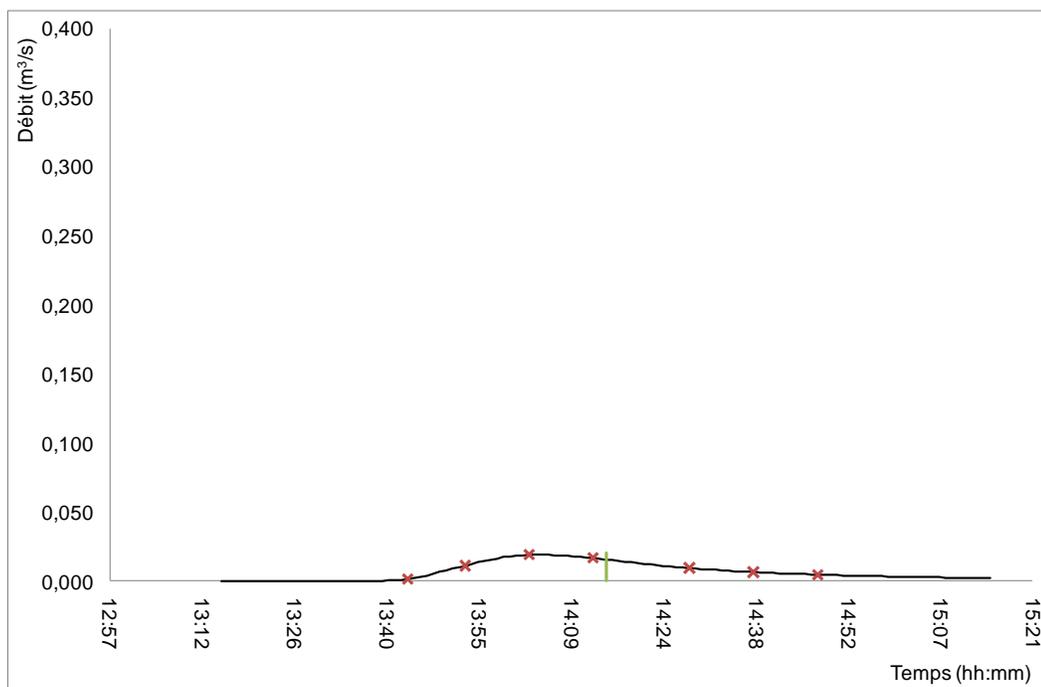


**Figure 39 : 7 juillet 2009**

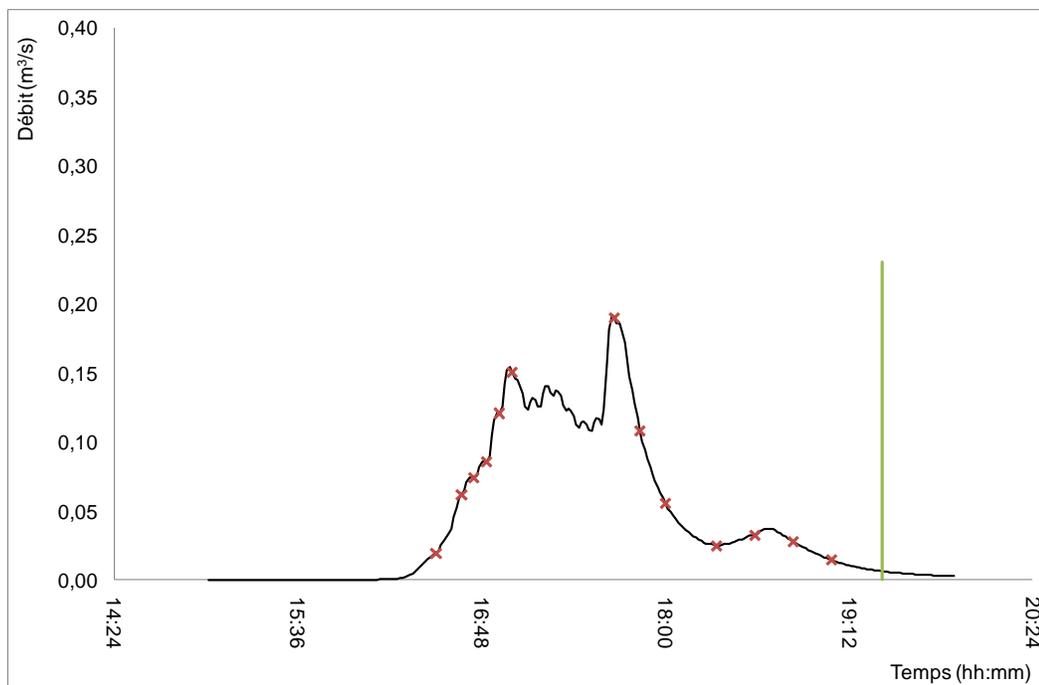
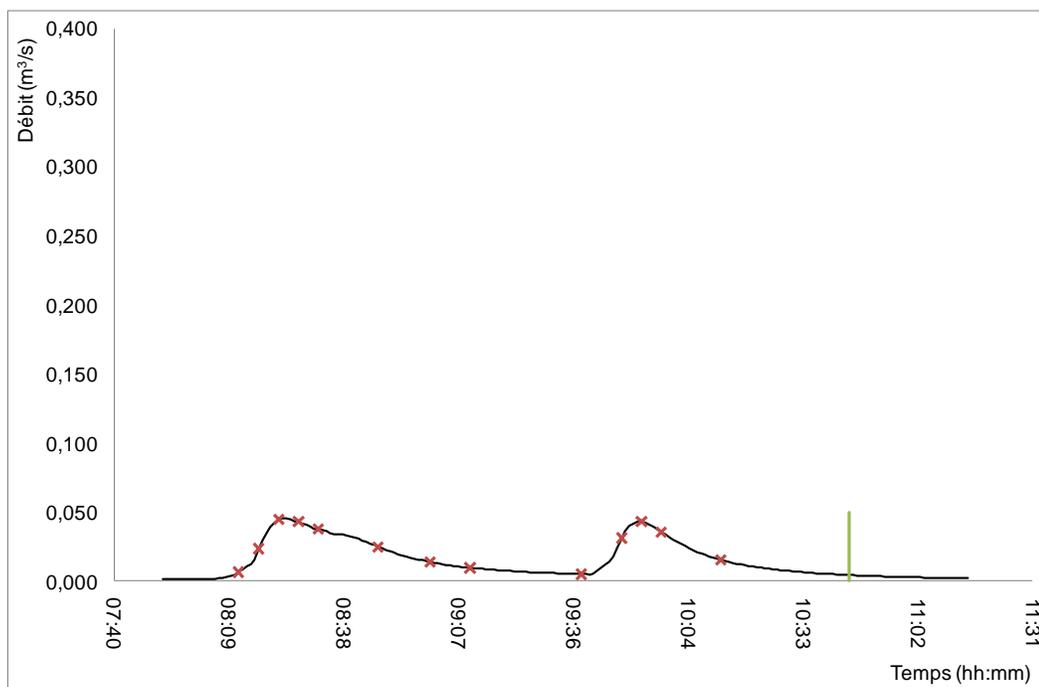
**Figure 40 : 11 juillet 2009****Figure 41 : 13 juillet 2009**

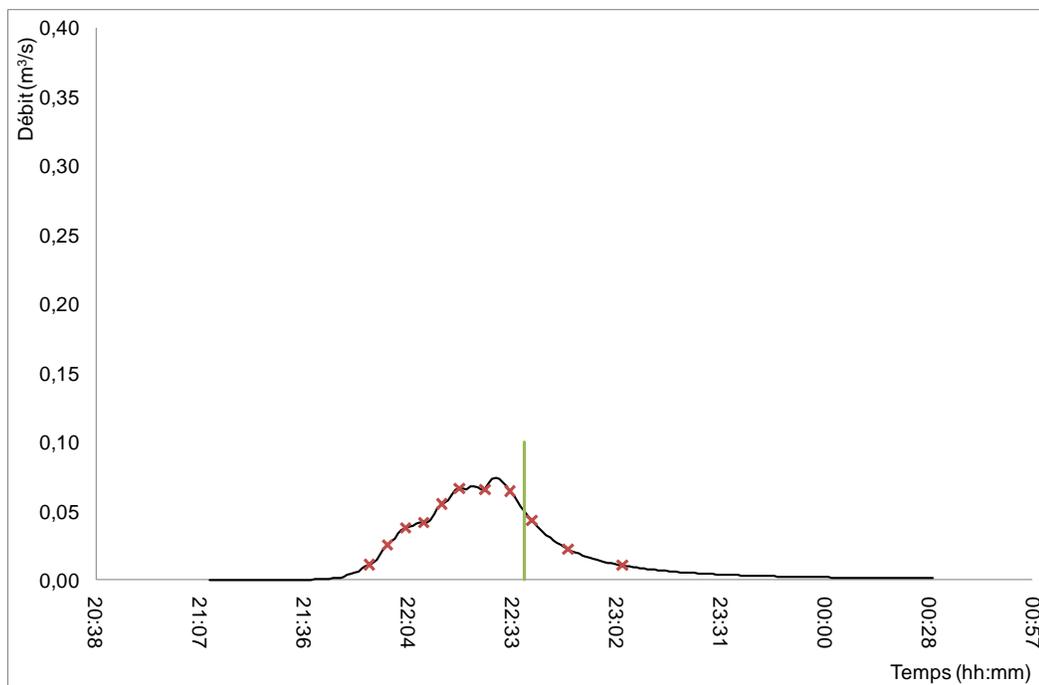


**Figure 42 : 18 juillet 2009**

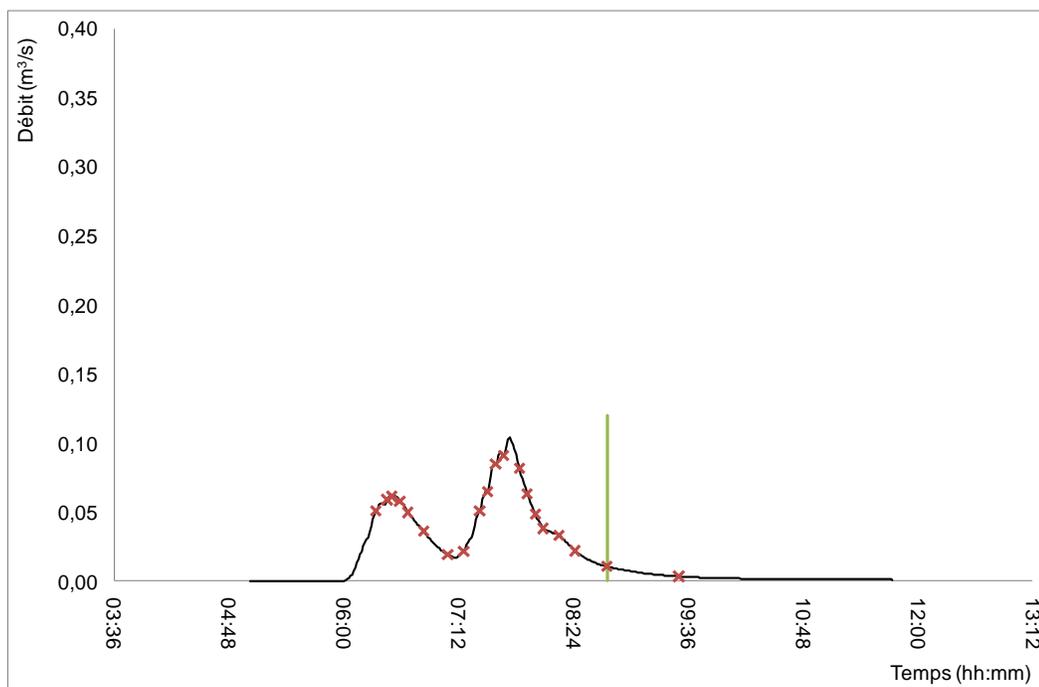


**Figure 43 : 27 juillet 2009**

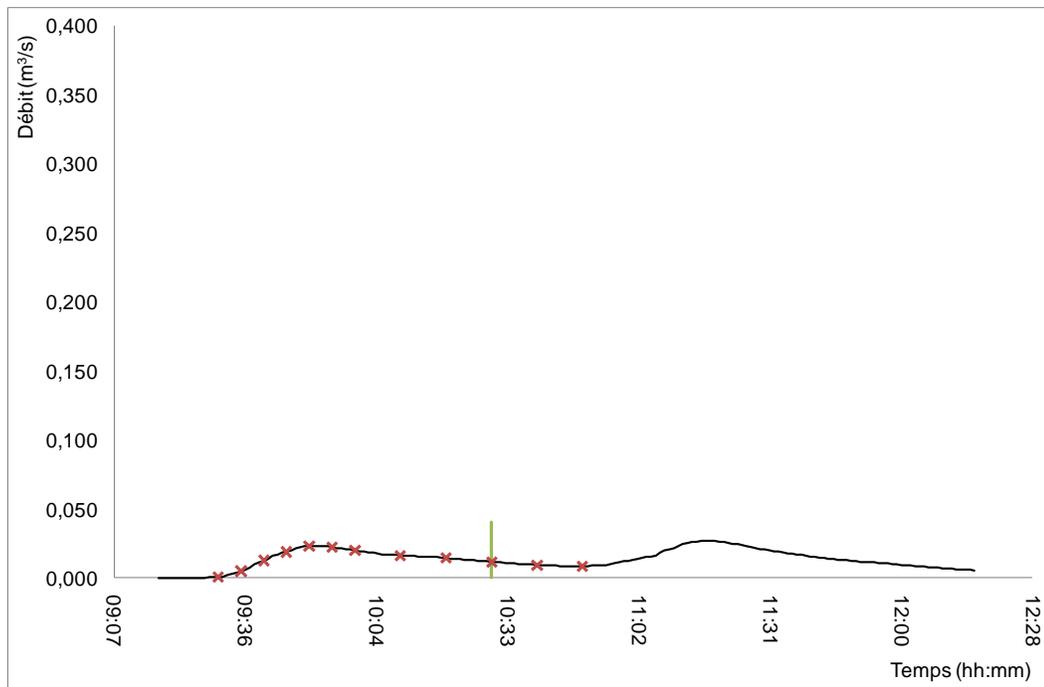
**Figure 44 : 2 août 2009****Figure 45 : 21 août 2009\_1**



**Figure 46 : 21 août 2009\_2**



**Figure 47 : 18 septembre 2009**



**Figure 48 : 22 septembre 2009**

## **Annexe C : Procédure lors d'un orage**

- + Apparence d'une pluie intéressante
- + Avertir MMB, EB, JFC et BV pour être au moins 2 personnes au bassin et avoir du renfort pour le laboratoire.
- + Réserver les appareils au laboratoire (*Mastersizer*, Bain thermostaté, Four à MVS, Spectro Hach).
- + Préparer et identifier les bouteilles de prélèvement et les diverses feuilles de notes.
- + Avertir la Ville qu'on va venir leur porter des échantillons dans les jours à venir (Christine Beaulieu et Ida Bouchard).
- + Évaluer le volume d'eau (durée, intensité radar) pour déterminer  $\Delta V$ /prélèvement.
- + Rassembler le matériel (voir liste Protocole d'échantillonnage\_sortie ouverte).
- + Arriver au bassin avant la pluie.
  - Prendre un échantillon d'eau à l'entrée en temps sec.
  - Installer et démarrer le débitmètre et le pluviomètre.
  - ...Échantillonnage...Mesures...Prise de notes...
    - Ponctuel : /5min, /10min, /20min, selon le débit, la pointe de débit pouvant se situer au début comme à la fin de l'orage.
    - Composite : Équivalent des échantillons ponctuels combinés dans une chaudière de 25 litres. Évaluation sommaire avant départ au bassin à l'aide du radar.
  - Fin de la pluie et vidange complète du bassin avant l'arrêt de l'échantillonnage.
  - Rangement du débitmètre et de tout autre matériel dans la roulotte.
  - Barrer la roulotte.

✚ Arrivée au labo :

- Appeler la ou les autres personnes, si nécessaire.
- Allumer le bain thermostaté à 35°C (30 min avant), le four à MVS (2h30 avant), le *Mastersizer* (1h avant), le spectro (1h avant).
- Triplicatas sur 10% des échantillons.

○ **Sur échantillons ponctuels (in, out) :**

Quantité d'analyses selon l'allure de l'événement (first flush, pics de Q).

**Analyses : début, fin, milieu, pic de Q (≈5, donc 10).**

- Acidifier le volume nécessaire à l'analyse des **métaux**

Délai possible	48 h pour acidifier / 2 mois pour analyser
Durée	Acidifier : 3min/éch., Analyse : fait par la Ville
Manipulations	Acidifier à $\text{pH} \leq 2$ Aller porter au laboratoire de la Ville
Matériel, Volume	Acide sulfurique ≈1ml Échantillon ≈125ml pipette, pH-mètre, bouteilles de 125ml, glacière

- Faire les **MES (Analyses supplémentaires possibles pour bien définir la courbe de first flush et le pic de charge)**

Délai possible	24 h
Durée	15 min max si colmatage + 2h à l'étuve
Manipulations	Prétraiter les filtres, homogénéiser l'éch., filtrer, sécher, peser
Matériel, Volume	Échantillon = [50, 150]ml 24 filtres prétraités (petits et gros) et pesés dans leur nacelle Rampe de filtration, pince, étuve, balance

- Faire les analyses sur le **Mastersizer**

Délai possible	6 h
Durée	5 min une fois prêt
Manipulations	Initialiser l'appareil, filtrer éch. composite à 0,45µm (dispersant), faire l'analyse, enregistrer les résultats sur une disquette
Matériel, Volume	Échantillon ≈ [50, 100]ml, selon concentration Dispersant = 500ml/analyse Rampe de filtration, grille, filtres à 1,2 µm, filtres à 0,45µm, disquette

- Faire les **coliformes**

Délai possible	48 h au frigo, mais seulement 10 min à T° pièce
Durée	45 min + 24 h d'incubation
Manipulations	Pipeter éch., dilution?, mélanger avec milieu Easygel, couler et solidifier le milieu, incuber, compter les UFC
Matériel, Volume	Échantillon ≈ 1 à 5 ml, selon concentration Milieu Easygel à T° pièce et son pétri pipette, bain thermostaté, sac Ziploc, crayon Sharpie

- Faire les analyses de **N-NH<sub>4</sub>**

Délai possible	24 h
Durée	25 min
Manipulations	Pipeter éch., ajouter réactifs Hach, mesurer au spectro.
Matériel, Volume	Échantillon = 5 ml Vial Hach, réactifs, Kimwhipe, chronomètre, spectro.

○ **Sur échantillons composites (in, out) :**

- BIEN homogénéiser avec le Mix Master.
- Faire des sous-échantillons pour le ViCAs dans le pichet de 5L.
- Débuter **ViCAs** :

Délai possible	12 h
Durée	4 jours, variable selon fréquence pluie
Analyses pour 1 VICAS	<p>≈ 20 MES/MVS</p> <p>Autres analyses : début, fin colonne (<i>Mastersizer</i>, <i>E. coli</i>, Métaux, NH<sub>4</sub>)</p> <p>**si possibilité d'augmenter volume à 100ml, faire les analyses à ≈chaque coupelle (t(h)=0, 4, 12, 24, 48, fin)**</p>
Matériel pour 2 VICAS	<p>40 filtres, 4+2 Easygel®, 4+2 sous-échantillons acidifiés de 125ml, 4+2 tests Hach NH<sub>4</sub></p> <p>**40 filtres, 12+2 Easygel®, 12+2 sous-échantillons acidifiés de 125ml, 12+2 tests Hach NH<sub>4</sub>**</p> <p>étuve, four, balance, pichet, mix master, cylindre gradué 250ml, chronomètre, feuilles de compilation</p>

- ✚ Attention de bien identifier les échantillons avant de les mettre au frigo si conservation (projet, date, heure, qui, traitement).
- ✚ Compiler les résultats sur le disque partagé rivEAU dans le dossier Résultats.

**Exemple pour un événement pluvial :**

**Total : 64 MES; 40 MVS; 12 Coliformes \*\*20\*\* ,16 Métaux \*\*24\*\*, 14 *Mastersizer* \*\*22\*\*, 12 NH<sub>4</sub> \*\*20\*\***

## **Annexe D : Analyses réalisées et données disponibles**

#	Date	Sortie	Coliformes	Mastersizer	MES	NH <sub>4</sub>	Métaux	ViCAs	Débit	Pluie
1	20080713	ouverte								VdQ
2	20080728	ouverte								VdQ
3	20080806	ouverte								VdQ
4	20080818	ouverte								VdQ
5	20090514	ouverte								VdQ
6	20090625	ouverte							in	VdQ
7	20090707	ouverte							in	UL+VdQ
8	20090711	ouverte							in	UL+VdQ
9	20090713	ouverte							in	UL+VdQ
10	20090718	ouverte							in	UL+VdQ
11	20090727	ouverte							in, out	UL+VdQ
12	20090802	ouverte							in, out	UL+VdQ
13	20090821	fermée							in, out	UL
14	20090918	fermée							in, out	UL
15	20091024	fermée								
Pluie: VdQ= Pluviomètres de la Ville de Québec, données par Denis Brisson sur demande										
UL= Pluviomètre de rivEAU sur le bassin										

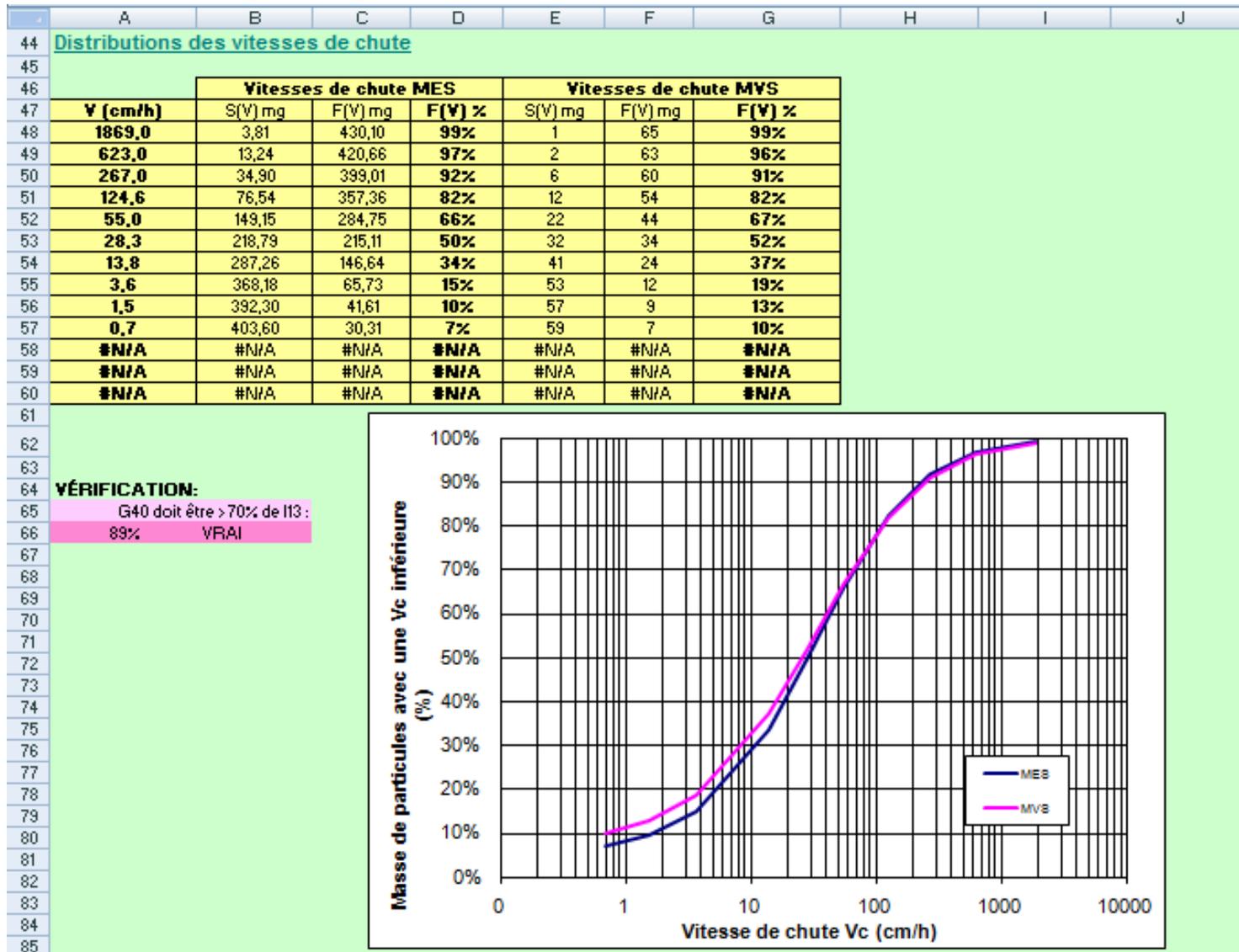
#	Date	Remarques
1	20080713	
2	20080728	
3	20080806	
4	20080818	
5	20090514	Travaux à la maison rouge, alors beaucoup de sédiments au bassin!
6	20090625	À partir de cette date: utilisation de la nouvelle méthode de remplissage des ViCAs. Résultats de coliformes pas nécessairement correct, puisque problème d'accumulation d'eau à l'intérieur des pétris suite à l'incubation dans le bain-marie. Hypothèse: matériel trop vieux?
7	20090707	idem pour coliformes
8	20090711	
9	20090713	
10	20090718	
11	20090727	
12	20090802	
13	20090821	idem pour coliformes
14	20090918	Essais de Leendert sur coliformes en vrai incubateur du département de microbiologie
15	20091024	Échantillonnage <b>seulement</b> des trappes à sédiments #2 et 5. gel/dégel

## **Annexe E: Exemple de classeur Excel ViCAs**

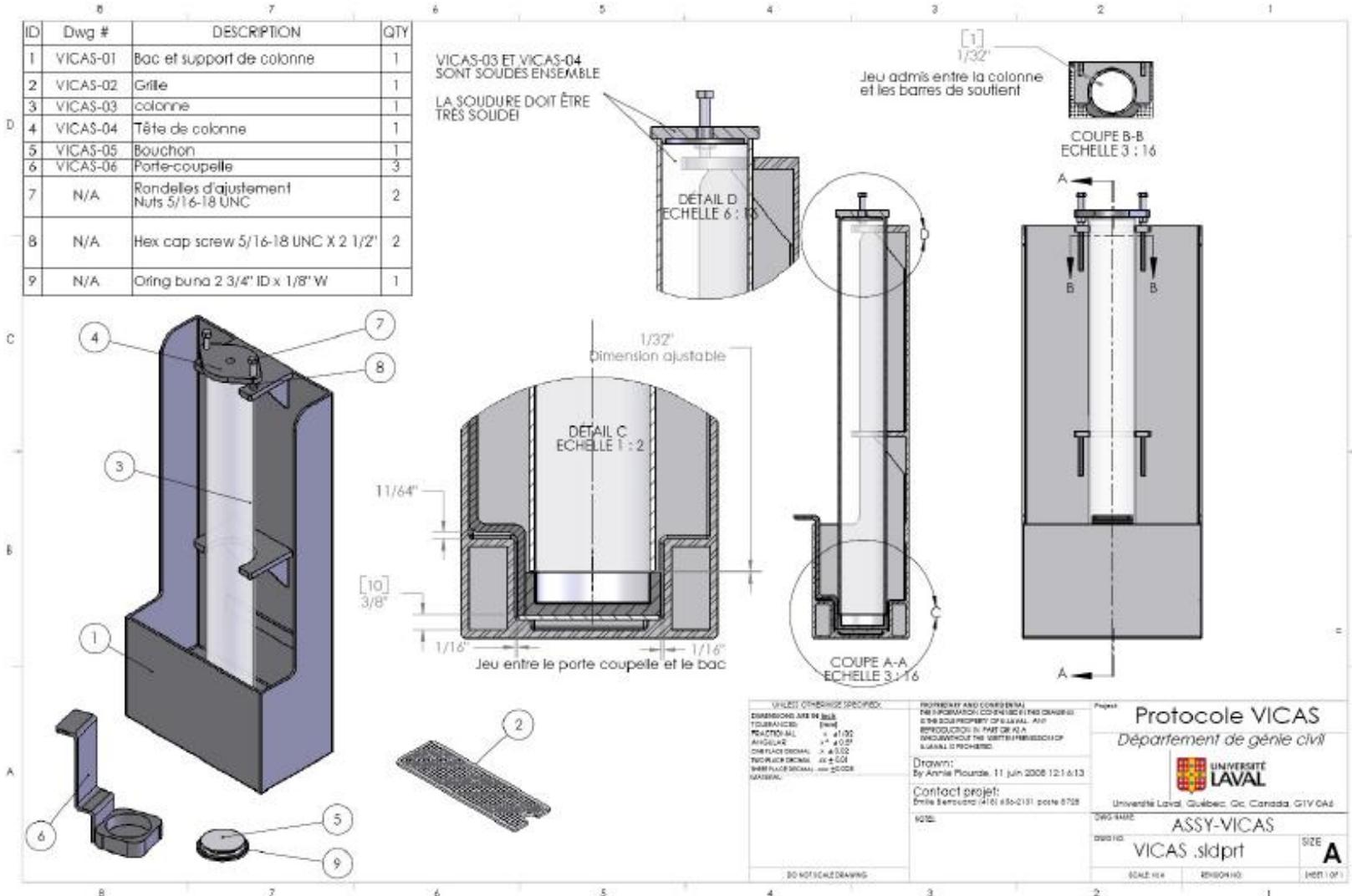
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	
1	<b>Protocole VICAS</b>						<b>Protocole de mesure VICAS développé par le CEREVE</b> <b>Méthode de calcul adaptée à partir de Bertrand-Krajewski (2001)</b> <b>Feuille de calcul développée par M.C. Gromaire</b> <b>tel: 01.64015.67.60 Mel: gromaire@cereve.enpc.fr</b>						
2	<b>Mesure des vitesses de chute des RUTP</b>												
3													
4													
5	<b>Informations échantillon</b>			<b>Informations colonne</b>			Nouvelle feuille		Calcul				
6	Référence	Sortie					Hauteur de chute		62,3				
7	Date prélèvement	25 Juin, 21h20											
8	Conservation	frigo					Rayon (cm)		3,5				
9	Début d'analyse	26 Juin, 14h											
10	Fin d'analyse	30 Juin 9h											
11							<b>Calcul des masses initiales, finales et décantées</b>						
12	<b>Etat initial</b>	Volume (ml)	m0 (mg)	m1 (mg)	m2 (mg)	concentration initiale		<b>masse initiale dans la colonne</b>					
13	Echantillon 1	150	1128,6	1156,3	1151,4	[MES] mg/l	[MVS] mg/l	MES (mg)	MVS (mg)				
14	Echantillon 2	203	1119,3	1162,0	1156,2	184,7	32,7	489	72				
15	Echantillon 3	167	1115,8	1152,1	1147,2	210,3	28,6						
16							mojenne: 204		30				
17							concentration finale		<b>masse finale dans la colonne</b>				
18	<b>Etat final</b>	Volume (ml)	m0 (mg)	m1 (mg)	m2 (mg)	[MES] mg/l	[MVS] mg/l	MES (mg)	MVS (mg)				
19	Echantillon 1	215	1137,7	1139,6	1139,1	8,8	2,3	22	5				
20	Echantillon 2	236	1117,0	1119,2	1118,7	9,3	2,1						
21	Echantillon 3	249	1141,7	1144,1	1143,6	9,6	2,0						
22							mojenne: 9		2				
23	<b>Décantation</b>						masse décantée par pas de temps		<b>masse décantée cumulée</b>		masse décantée/masse initiale		
24	Δt (min)	Temps (min)	m0 (mg)	m1 (mg)	m2 (mg)	MES (mg)	MVS (mg)	MES (mg)	MVS (mg)	% MES	% MVS		
25	2	2	1148,4	1178,5	1173,9	30,1	4,6	30,1	4,6	7%	7%		
26	4	6	1105,7	1135,3	1131,0	29,6	4,3	59,7	8,9	14%	14%		
27	8	14	1136,7	1174,4	1168,5	37,7	5,9	97,4	14,8	22%	23%		
28	16	30	1128,0	1191,4	1182,4	63,4	9	160,8	23,8	37%	36%		
29	38	68	1140,6	1224,3	1212,7	83,7	11,6	244,5	35,4	56%	54%		
30	64	132	1117,9	1171,6	1164,0	53,7	7,6	298,2	43	69%	65%		
31	138	270	1103,8	1143,8	1138,1	40	5,7	338,2	48,7	78%	74%		
32	765	1035	1116,7	1163,9	1156,6	47,2	7,3	385,4	56	89%	85%		
33	1428	2463	1140,7	1158,6	1155,6	17,9	3	403,3	59	93%	90%		
34	2973	5436	1096,3	1104,7	1103,2	8,4	1,5	411,7	60,5	95%	92%		
35													
36													
37													
38													
39							<b>Masse totale (mg)</b>		<b>Bilan de masse (%)</b>		I40 et J40 doivent être < ±15%		
40							434		66		VRAI		
41									11%		9%		

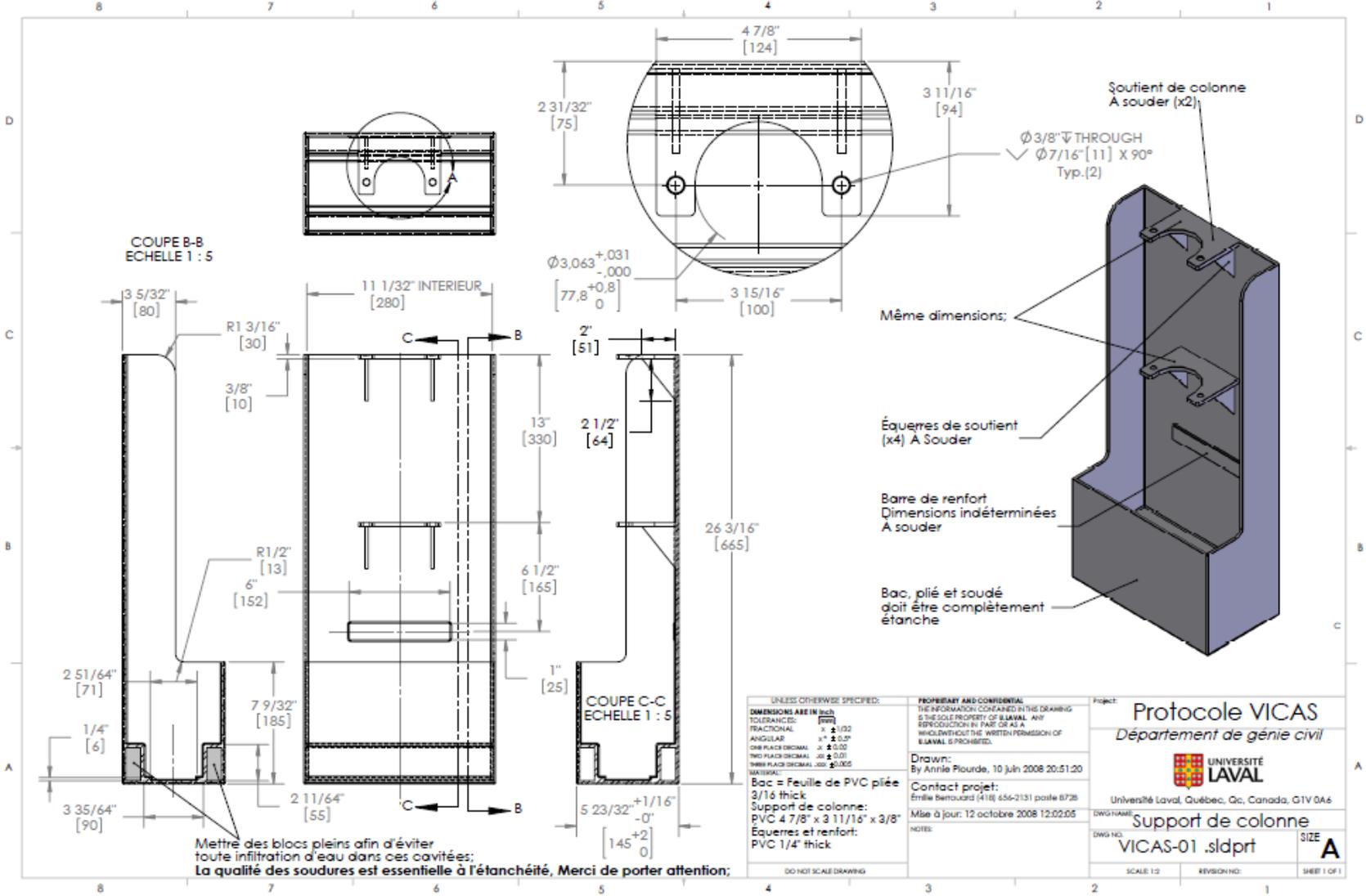
(masse initiale-(masse décantée+masse finale))/masse initiale

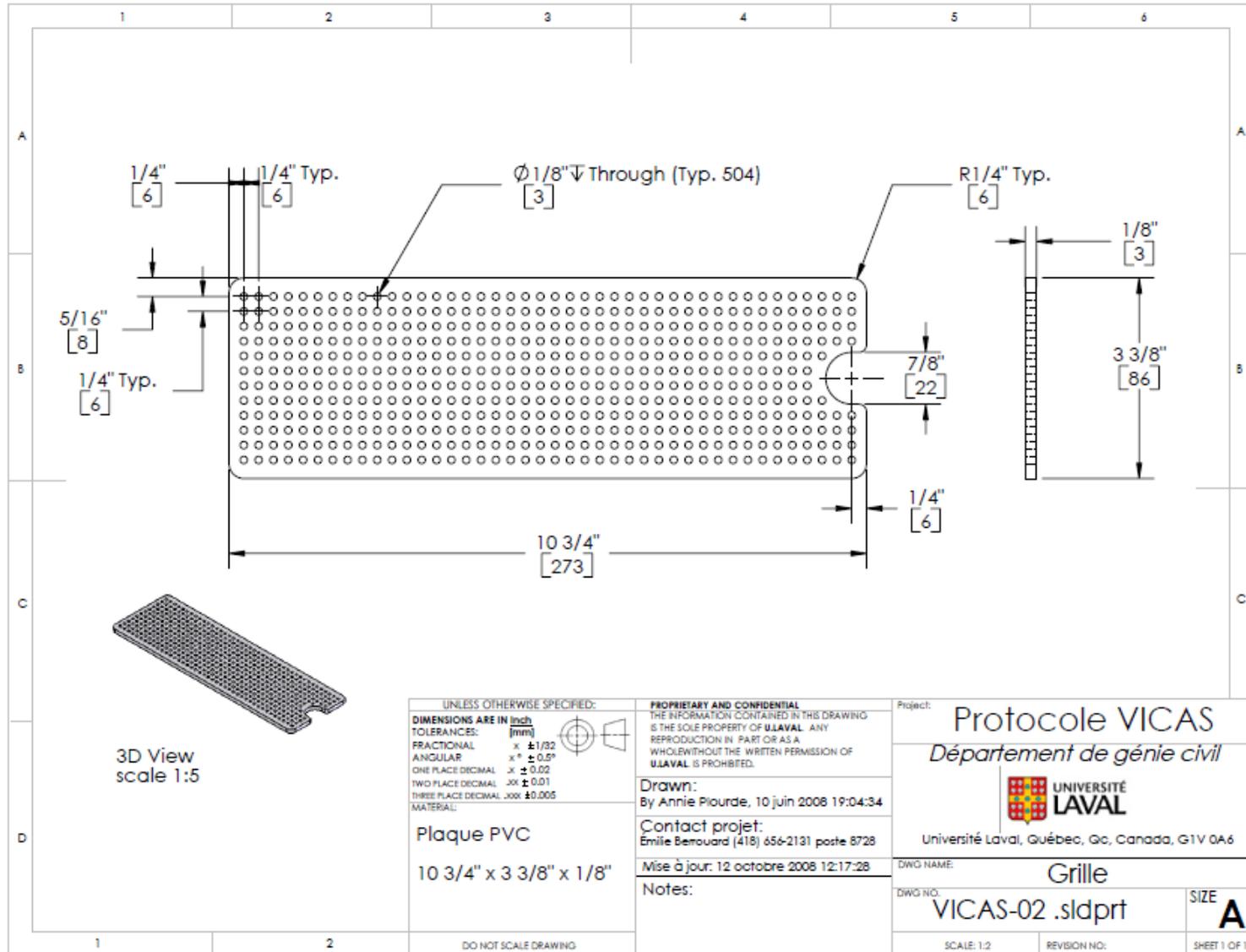


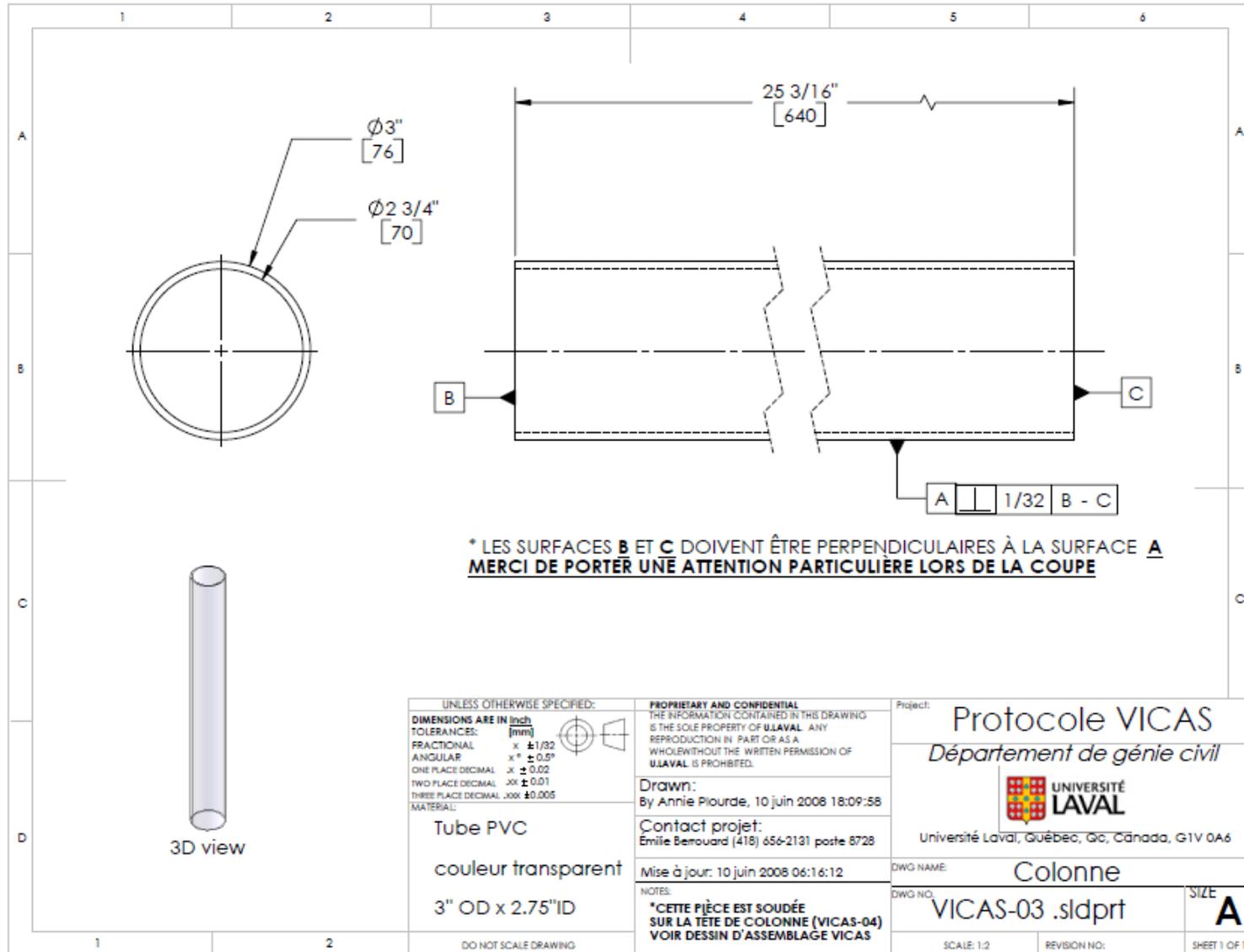


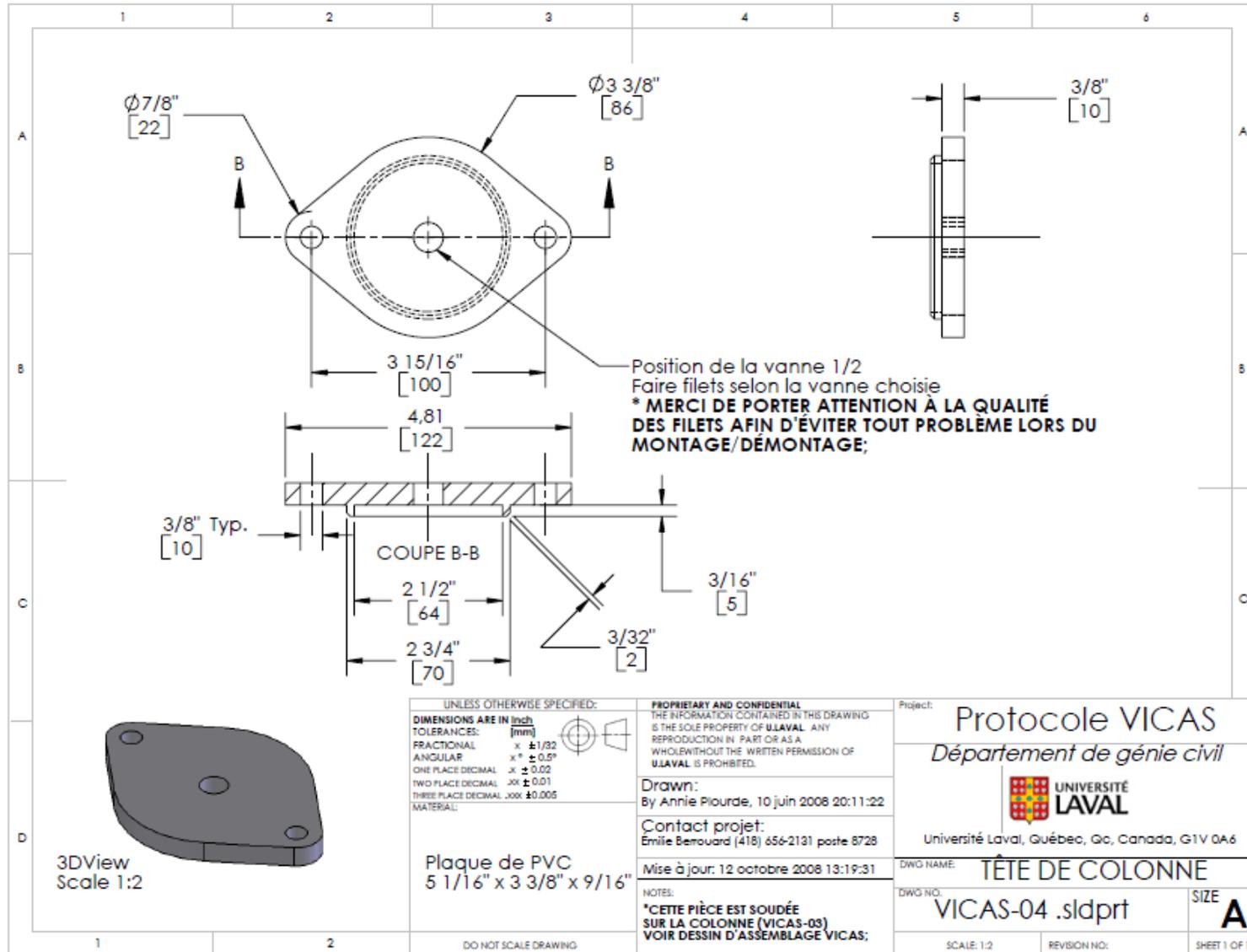
## **Annexe F : Plans du montage ViCAs**

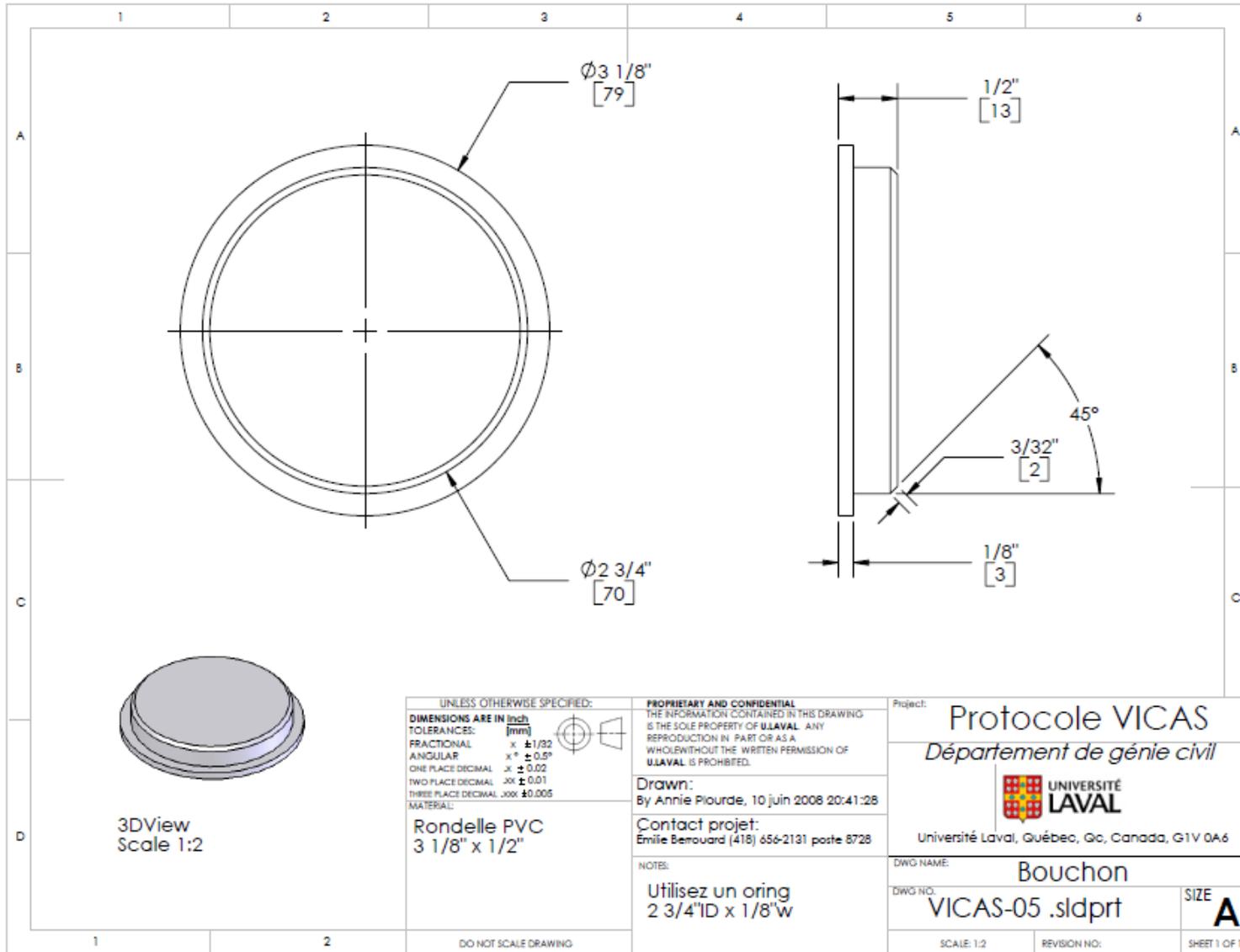












UNLESS OTHERWISE SPECIFIED:

**DIMENSIONS ARE IN INCH**

TOLERANCES: [mm]

FRACTIONAL x  $\pm 1/32$

ANGULAR x  $\pm 0.5^\circ$

ONE PLACE DECIMAL .x  $\pm 0.02$

TWO PLACE DECIMAL .xx  $\pm 0.01$

THREE PLACE DECIMAL .xxx  $\pm 0.005$

MATERIAL:

Rondelle PVC  
3 1/8" x 1/2"

DO NOT SCALE DRAWING

**PROPRIETARY AND CONFIDENTIAL**  
THE INFORMATION CONTAINED IN THIS DRAWING IS THE SOLE PROPERTY OF U.LAVAL. ANY REPRODUCTION IN PART OR AS A WHOLE WITHOUT THE WRITTEN PERMISSION OF U.LAVAL IS PROHIBITED.

Drawn:  
By Annie Plourde, 10 juin 2008 20:41:28

Contact projet:  
Emilie Bernouard (418) 656-2131 poste 8728

NOTES:

Utilisez un oring  
2 3/4"ID x 1/8"w

Project: **Protocole VICAS**  
*Département de génie civil*

 UNIVERSITÉ LAVAL  
Université Laval, Québec, Qc, Canada, G1V 0A6

DWG NAME: **Bouchon**

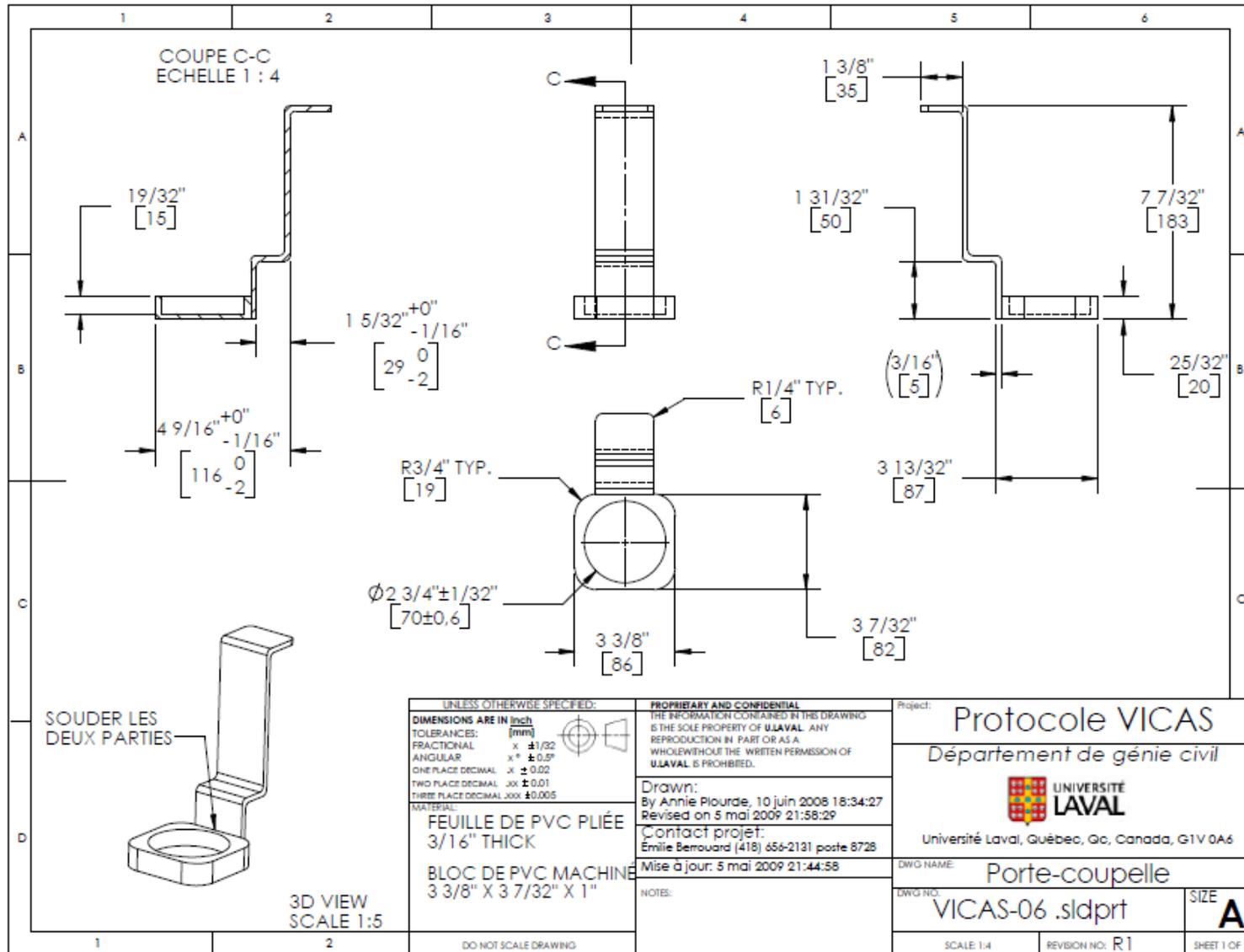
DWG NO.: **VICAS-05 .sldprt**

SCALE: 1:2

REVISION NO:

SIZE **A**

SHEET 1 OF 1



## **Annexe G: Protocoles de laboratoire**

## Procédure pour prétraiter les filtres à MES

### MATÉRIEL :

- Filtres Whatmann à prétraiter
- Pince à filtres
- Eau distillée
- Nacelles de pesée en aluminium
- Rampe ou support de filtration
- Étuve à 105°C
- Four à 525°C (si filtres utilisés pour mesure de MVS)
- Dessiccateur
- Balance de précision
- Pompe à vide
- Erlenmeyer de 2L (système anti-retour)

### PROCÉDURE :

- Laver le filtre sur le dispositif de filtration avec environ 3 fois 15 ml d'eau distillée. Éviter de mettre le support à filtre.
- Continuer la succion jusqu'à ce que l'eau soit entièrement aspirée ( $\approx 2$  min) et arrêter la pompe avant d'enlever le filtre.
- Sécher le filtre à 105°C par passage à l'étuve pendant au moins **1h** dans sa nacelle bien identifiée (toujours en vérifier la clarté avant de procéder).
- Calciner le filtre à 525°C pendant **30 min** (dans le cas où l'on ne souhaiterait pas effectuer de mesure des MVS cette étape n'est pas nécessaire). Ce four doit être allumé au moins 2h30 à l'avance.
- Placer le filtre dans un dessiccateur afin de stabiliser la température et le poids (15 à 30min). Enlever le couvercle du dessiccateur le moins souvent possible.
- Peser le filtre sur une balance de précision 0.1 mg (détermination de la masse  $m_0$ ) et bien noter dans un cahier de laboratoire.
- Stocker le filtre dans sa nacelle identifiée.

## Protocole de mesure de MES par rapport au ViCAs

### MATÉRIEL :

- Filtres prétraités
- Pince à filtre
- Rampe de filtration
- Pince pour le support à filtre
- Entonnoir du support à filtre
- Cylindre gradué de 250mL ou plus
- Eau distillée
- Dessiccateur
- Balance de précision
- Pompe à vide
- Erlenmeyer de 2L (système anti-retour)
- Spatule pour brasser

### PROCÉDURE :

#### ***Concentration initiale et finale***

Ces mesures doivent être faites en triplicata.

- Démarrer la succion et mouiller le filtre prétraité avec de l'eau distillée.
- *Très bien homogénéiser* l'échantillon et prélever le volume nécessaire au milieu du contenant et à mi-chemin entre le mur et le vortex.
- Noter ce volume d'échantillon à l'aide d'un cylindre gradué. Vol (ml) est choisi en fonction de la nature de l'échantillon :
  - ❖ Échantillon initial : Vol  $\approx$  80 ml
  - ❖ Échantillon final : Vol  $\approx$  200 ml (ou le double si très peu concentré)

Le temps de filtration doit être inférieur à 10 minutes. Sinon, prendre un filtre de plus grand diamètre.
- Effectuer la filtration sous vide
- Rincer le cylindre gradué ainsi que le dispositif de filtration à l'eau distillée.
- Continuer la succion environ 2 minutes.
- Enlever précautionneusement le filtre du support et le mettre dans sa nacelle. Rincer l'entonnoir du support à filtre sous l'eau avant de faire une autre filtration.
- Sécher le filtre pendant 1h30 - 2 h, à 105°C.

- Peser le filtre sur une balance de précision 0.1 mg.
- Calciner le filtre à 550°C pendant 1 heure.
- Laisser refroidir pendant 15 à 30 min au dessiccateur. Ne pas trop surcharger le dessiccateur et enlever le couvercle le moins souvent possible.
- Peser le filtre calciné.

### ***Masse contenue dans chaque coupelle***

- Démarrer la succion et mouiller le filtre prétraité avec de l'eau distillée.
- Prendre le système de filtration et l'apporter au côté du montage.
- Verser le contenu de la coupelle en la maintenant dans son porte-coupelle et en prenant soin de ne pas renverser le contenu (toute perte de liquide entraîne une perte de particules susceptible de fausser le bilan de masse).
- Rincer soigneusement la coupelle ainsi que le set de filtration avec de l'eau distillée de façon à ne pas perdre de particules.
- Remettre le système de filtration sur la rampe. Continuer la succion environ 2 minutes après la filtration.
- Enlever précautionneusement le filtre du support et le mettre dans sa nacelle. Rincer l'entonnoir du support à filtre sous l'eau avant de faire une autre filtration.
- Sécher le filtre pendant 1h30 – 2h à 105°C.

- Peser le filtre sur une balance de précision 0.1 mg.
- Calciner le filtre à 550°C pendant 1 heure.
- Laisser refroidir pendant 15 à 30 min au dessiccateur. Ne pas trop surcharger un dessiccateur et enlever le couvercle le moins souvent possible.
- Peser le filtre calciné.

**Remarques :**

- Ramener les échantillons d'eau à température pièce avant de procéder.
- Le fractionnement est réalisé dans un local de température homogène et relativement constante. Eviter les lieux pouvant présenter de forts gradients de température tels que près d'une fenêtre au soleil.
- La filtration des échantillons dans les coupelles doit être effectuée le plus rapidement possible.
- Si le séchage des filtres à 105°C ne peut être effectué immédiatement après la filtration (cas des fractionnements s'achevant en fin de journée en particulier), on pourra stocker les filtres au réfrigérateur durant quelques heures ou les mettre dans une étuve à 60°C jusqu'au lendemain.

## Procédure à suivre lors d'un essai ViCAs

### MATÉRIEL :

- Montage ViCAs (colonne, bac de réception, pompe à vide, système anti-retour)
- Coupelles d'aluminium
- Portes-coupelles (minimum de 3)
- Spatule d'agitation
- Chronomètre (préférable 90h ou plus, selon la durée de l'essai)
- Filtres prétraités

### PROCÉDURE :

#### ***Prélèvement et conservation des échantillons à fractionner***

Réaliser le fractionnement dès réception des échantillons. Dans le cas contraire, la conservation la plus appropriée est la réfrigération à 4°C pour une durée inférieure à 24 heures. Il est préférable de ramener l'échantillon à température ambiante avant de procéder à l'essai.

L'enregistrement des dates de prélèvement, de fractionnement et d'analyse des MES et MVS est fondamentale pour juger de la qualité du mesurage réalisé : les caractéristiques des MES évoluent avec le temps. Lorsque les délais sont trop importants (>24h) l'influence de cette évolution sur les résultats de la mesure des vitesses de chute rend difficile les comparaisons et les interprétations ultérieures.

#### ***Préparation de l'appareil***

- Vérifier le positionnement de la colonne au-dessus du bac.

Le bas de la colonne de sédimentation doit être situé dans la cannelure pour maintenir le vide pendant l'essai. La distance entre le fond du bac et le pied de la colonne doit être réduite au minimum, mais permettre la libre circulation des coupelles sous le pied de la colonne. L'ajustement se fait au moyen des deux vis situées en haut de la colonne.

- Vérifier au moyen d'un niveau à bulle la verticalité de la colonne. Au besoin modifier le réglage des deux vis pour retrouver la verticalité.

- Préparer les 3 premières coupelles servant aux premiers prélèvements qui s'effectuent à des temps très rapprochés : placer les coupelles sur leurs porte-coupelles et les remplir d'eau potable.

#### ***Préparation de l'échantillon***

- Très bien homogénéiser l'échantillon initial à l'aide de la spatule.

S'il est jugé nécessaire, tamiser à 2 mm 4.5 litres d'échantillon afin d'éliminer les papiers et très gros éléments qui gêneraient la mesure.

- Prélever trois sous-échantillons de 100 à 300 ml chacun. Ces sous-échantillons serviront à déterminer sur trois répliques la concentration initiale en MES et en MVS.

### ***Fractionnement de l'échantillon***

#### **Remplissage de la colonne (version originale)**

- Ouvrir la vanne quart de tour située au sommet de la colonne.
- Mettre en service la pompe à vide reliée au sommet de la colonne.
- Bien homogénéiser l'échantillon avant de le verser rapidement dans le bac de mélange.
- Aspirer le liquide dans la colonne (montée dure de 2 à 5 secondes selon la puissance de la pompe). Lorsque la colonne est remplie, fermer la vanne quart de tour située au sommet de la colonne. Le niveau d'eau dans le bac doit demeurer juste au-dessus des rebords supérieurs de la cannelure.

*Cette phase de remplissage nécessite un peu d'entraînement car elle est très rapide.*

*Le niveau d'eau dans le bac doit être minimal pour limiter les dépôts de particules au fond du bac. Il doit cependant être suffisant pour que le pied de la colonne soit couvert de 1 à 2 cm d'eau.*

*Un volume d'échantillon insuffisant où une fermeture trop tardive de la vanne ¼ de tour conduira à l'aspiration d'air dans la colonne (gros remous, risque de retour d'eau vers la pompe\*). Le remplissage doit alors être recommencé.*

*\* La mise en place d'un dispositif de protection de type flacon de Woulff est indispensable pour protéger la pompe en cas de mauvaise manipulation.*

#### **Remplissage de la colonne (version modifiée)**

- Bien homogénéiser l'échantillon avant de le verser rapidement dans le bac de mélange jusqu'à ce que le niveau d'eau soit juste au-dessus des rebords supérieurs de la cannelure.
- Réhomogénéiser l'échantillon et remplir la colonne (dont le sommet est étanche par la vanne quart de tour ou un autre dispositif) directement.
- Une fois remplie, bouchée le bas de la colonne et continuer l'homogénéisation.
- Installer la colonne le plus rapidement possible sur les supports de fixation.

### **Démarrage de la décantation**

- Mettre en place immédiatement après fermeture de la vanne ¼ de tour, ou l'enlèvement du bouchon, la première coupelle de prélèvement : placer doucement le porte-coupelle et sa coupelle dans la cannelure, puis le faire glisser jusque sous le pied de la colonne.
- Déclencher le chronomètre au même moment.
- Arrêter la pompe à vide.
- Noter la hauteur d'eau dans la colonne, la date et l'heure.

### **Changement des coupelles**

- Changer la coupelle au bout des temps prédéterminés. La durée totale de décantation doit être adaptée en fonction du type d'échantillon à analyser ou de ce que l'on cherche à mesurer.

*Le changement de coupelle est une étape relativement délicate. L'opérateur doit être minutieux pour ne pas perdre leur contenu et pour limiter les turbulences dans le bas de la colonne. Autant que possible, changer d'opérateur d'un changement de coupelle à l'autre.*

- Quelques secondes avant le temps de changement de coupelle, introduire doucement dans la cannelure un porte-coupelle muni d'une coupelle remplie d'eau potable et approcher le matériel de filtration. A l'heure du changement des coupelles, faire glisser doucement les deux porte coupelles (celui situé sous la colonne et le nouveau), jusqu'à positionner le nouveau porte-coupelle sous la colonne.
- Retirer doucement l'ancien porte-coupelle de la cannelure.  
Si le changement de coupelle n'a été fait exactement au temps prédéterminé, noter sur la feuille d'analyse l'instant exact de remplacement de la coupelle.
- Verser le contenu de la coupelle dans le système de filtration apporté à côté du montage.

*La taille du porte-coupelle doit être parfaitement ajustée à celle de la coupelle. Dans le cas contraire la coupelle risque de se défaire de son porte coupelle lors de l'introduction dans la cannelure. On pourra au besoin améliorer le maintien de la coupelle en ajoutant une bande antidérapante autocollante à l'intérieur du porte-coupelle.*

**Détermination de la concentration finale**

- Une fois le dernier prélèvement réalisé, boucher l'extrémité de la colonne au moyen du bouchon et, tout en maintenant le bouchon d'une main, retirer la colonne de son support.
  
- Verser le contenu de la colonne dans un pichet propre.
  
- Bien homogénéiser le contenu du pichet.
  
- Prélever trois sous-échantillons de 250 ml chacun (ou plus, selon la durée de l'essai réalisé). Ces sous-échantillons serviront à déterminer sur trois répliques la concentration finale en MES et en MVS.

Voir le **protocole de mesure de MES par rapport au ViCAs** pour la procédure d'analyse.

Emilie Berrouard, 14 mai 2009, 11 janvier 2010

Inspiré de Gromaire M.C. et Chebbo G. 2003. Mesure de la vitesse de chute des particules en suspension dans les effluents urbains, Protocole VICAS, Manuel de l'utilisateur. CEREVE, École nationale des ponts et chaussées, ENGREF, Paris XII, 35p.

Tableau à remplir lors d'un essai ViCAs

Informations sur l'échantillon				
Référence:				
Date et heure de prélèvement:				
Volume total:				
Préleveur:				
Conservation:				
Date et heure d'analyse:				
Qui				
Manipulation des coupelles:				
Mesure des MES, MVeS:				
Informations sur la colonne				
Numéro:			Hauteur de chute (cm):	
Concentration Initiale - échantillon				
Essai	N° filtre	Volume (ml)	m <sub>1</sub> (g)	m <sub>2</sub> (g)
1				
2				
3				
Concentration Finale - colonne				
Essai	N° filtre	Volume (ml)	m <sub>1</sub> (g)	m <sub>2</sub> (g)
1				
2				
3				
où m0: masse du filtre conditionné (voir cahier de labo)				
m1: masse du filtre donnant les MeS				
m2: masse du filtre donnant les MVeS				



## **Protocole de distribution de la taille de particules**



## Distribution de la taille des particules MALVERN MASTERSIZER MICROPLUS

NOM DE L'APPAREIL	MASTERSIZER MICROPLUS
MODÈLE	MICRO-P
N° DE SÉRIE	33085-57
PRÉCISION ET REPRODUCTIBILITÉ	De 0,05 µm à 556 µm
DATE DE MISE EN FONCTIONNEMENT	MAI 1996
DISTRIBUTION	
SITWEB	<a href="http://www.malvern.co.uk">www.malvern.co.uk</a>
PROFESSEUR RESPONSABLE	PL

	RÉALISATION	RÉVISION	APPROBATION
<b>NOM</b>	Émilie Berrouard	Maria Pujadas	
<b>FONCTION</b>	Étudiante en génie des eaux	Responsable du laboratoire partie modelEAU	
<b>DATE</b>	23-07-08	23-07-08	
<b>SIGNATURE</b>			

### GESTION DES MODIFICATIONS

RÉVISION	DATE	DESCRIPTION DE LA MODIFICATION
01	23-07-08	Édition du SOP
02	29-01-2010	Dernières corrections linguistiques

**Date d'émission :**

02 février 2010

**Distribution de la  
taille des particules  
MALVERN  
MASTERSIZER**

**Émis par :**

Émilie Berrouard  
Maria Pujadas

**Codification :**

**SOP-001-MALVERN**

**Page 1 de 12**

## 1. Introduction

Le Mastersizer Microplus est un instrument pour mesurer la distribution de particules en utilisant le principe de diffraction laser. Il est conçu pour prendre le minimum d'espace pour être facile à utiliser et à entretenir. Le contrôle de l'instrument se fait en utilisant de simples boutons-poussoirs sur le bloc optique - avec les lectures numériques - et par ordinateur. Les données de capture et de transformation se font en utilisant des logiciels basés sur Microsoft Windows.



L'alignement de l'optique se fait automatiquement et ne doit être effectuée que lors du changement de dispersant ou lorsque la cellule est perturbée pour le nettoyage. Avec quelques échantillons on peut avoir à aligner une fois par jour. L'alignement est, en tout cas, facile et rapide.

La procédure de mesure peut être entièrement automatisée, y compris l'impression des résultats et la sauvegarde des résultats sur le disque. Pour plus de flexibilité, chaque partie peut également être commandée en utilisant un ensemble de boutons graphiques sur l'écran de l'ordinateur en utilisant la souris ou le clavier.

Plusieurs options d'affichage et d'impression des résultats sont disponibles.

## 2. Domaine d'application

Les particules à mesurer peuvent être sèches ou se trouver dans un milieu liquide turbide. Attention qu'il n'y ait pas de substances en suspension de grande taille comme des filaments d'herbe ou des petites pierres.

La dimension minimum mesurée est 0,05  $\mu\text{m}$  et la dimension maximale mesurée est 556  $\mu\text{m}$ .

<b>Date d'émission :</b> 2 février 2010	<b>Distribution de la taille des particules MALVERN MASTERSIZER</b>	<b>Émis par :</b> Émilie Berrouard Maria Pujadas
<b>Codification :</b> <b>SOP-001-MALVERN</b>		<b>Page 2 de 12</b>

### 3. Principe et théorie

L'analyse de la taille des particules par diffraction laser est basée sur le phénomène que tous les nuages de particules diffractent la lumière à une gamme d'angles, qui est une caractéristique de leur taille.

Le Mastersizer MicroPlus est composé d'une unité optique reliée à un système informatique qui reçoit, gère et analyse les données. Le principe physique de base est la diffraction de la lumière. La méthode d'analyse respecte la théorie de « Mie ». La distribution fondamentale, à partir de laquelle tous les résultats sont obtenus, est définie par le pourcentage du *volume* total des particules.

Les particules mises en suspension dans un support liquide, appelé le dispersant, sont pompées en continu à travers la cellule. Celle-ci se compose de deux surfaces transparentes distantes de 2 mm qui forment un plan perpendiculaire au faisceau lumineux. La cellule est située entre la source du laser et les détecteurs qui captent la lumière diffractée. Lorsqu'une particule se présente dans la cellule, elle diffracte la lumière et produit un modèle de diffraction sur les détecteurs qui est la somme de tous les modèles particuliers superposés. Plusieurs lectures sont prises sur une période de temps définie, permettant ainsi une analyse de plusieurs centaines de particules. Une analyse de données est ensuite faite afin d'établir la distribution des particules de l'échantillon analysé.

L'analyse des données est basée sur la théorie de « Mie ». Cette dernière est une description complète de la diffraction de la lumière pour des particules sphériques ayant des propriétés optiques homogènes. L'analyse est une méthode itérative. Premièrement, une distribution initiale des particules est choisie, ensuite, suivant le modèle théorique qui tient en compte ici des propriétés optiques des particules, le logiciel conçoit un schéma de diffraction propre à cette distribution initiale. C'est une première itération qui sera par la suite corrigée en ajustant ce schéma de diffraction aux données mesurées par l'analyseur de particules.

<b>Date d'émission :</b> 2 février 2010	<b>Distribution de la taille des particules MALVERN MASTERSIZER</b>	<b>Émis par :</b> Émilie Berrouard Maria Pujadas
<b>Codification :</b> <b>SOP-001-MALVERN</b>		<b>Page 3 de 12</b>

Les résultats peuvent être, par le biais du logiciel, présentés sous la forme d'un tableau, regroupant certaines caractéristiques comme les diamètres moyens, la surface spécifique, l'étalement et l'uniformité de la distribution, etc., et /ou sous la forme d'une graphique représentant, par exemple, le pourcentage passant (ou inférieur) en fonction du diamètre de particules.

#### 4. Spécifications

Dimensions de mesure:	0,05 µm – 556 µm
Principe de mesure :	Diffraction laser
Temps de mesure :	< 4 secondes normalement – utilisation variable
Source de lumière :	HeNe laser de longueur d'onde 632,8 nm
Précision :	±2,0% en Dv50
Échantillons :	En poussière ou liquide dans liquide dispersant.
Quantités d'échantillons :	Ça dépend de la taille de particule.
Densité de l'échantillon :	Normalement entre 1 et 6 g cm-3
Dispersant :	Jusqu'à 500 ml de dispersant est requis avec un bécher de 600 ml de volume.
Suspension de particules :	Mélange entre la pompe et l'agitateur – Contrôle de vitesse manuel entre 0-400 rpm – lecteur digital
Dispersion de particules :	Sonde à ultrasons dans le bécher avec le dispersant. Ultrasons – fréquence de 40 kHz, puissance maximal de charge dépend 70W Minuterie à ultrasons de 0 à 60 minutes

#### 5. Prélèvement et conservation

- Selon le «Standard methods», il est préférable d'utiliser des bouteilles de verre, de faire des duplicatas pour ≥ 5% des échantillons, de minimiser l'exposition de l'échantillon à l'air.
- Les analyses doivent être faites dans les 6h suivant le prélèvement.
- Ramener l'échantillon à T° pièce.
- Il est mieux de tamiser l'échantillon (à 600 µm, dimension maximale mesurée) s'il y a des particules plus grosses que 2 mm.
- Filtrer un volume d'échantillon qui servira de milieu dispersant à 0,45 µm. Si nécessaire, effectuer d'abord une filtration à 1,2 µm.

<b>Date d'émission :</b> 2 février 2010	<b>Distribution de la taille des particules</b> <b>MALVERN</b> <b>MASTERSIZER</b>	<b>Émis par :</b> Émilie Berrouard Maria Pujadas
<b>Codification :</b> <b>SOP-001-MALVERN</b>		<b>Page 4 de 12</b>

## 6. Appareillage

### 6.1 Matériel

- Bécher de 600 ml ou 1000 ml
- Filtre de 0,45 µm
- Filtre de 1,2 µm
- Erlenmeyer de filtration de 600 ml ou 1000 ml
- Eau Nanopure de rinçage

### 6.2 Équipement

- Analyseur de particules MASTERSIZER avec tous les éléments
- Pompe pour faire la filtration au vide

## 7. Protocole analytique

### 7.1 Mise en marche du système

- Laisser chauffer l'appareil 1 heure avant utilisation.
- Test de fuite (si nécessaire) : 3000 rpm

### 7.2 Paramètres pour le fonctionnement de l'appareil

- **Set the instrument configuration**

- a) *Internal pump OU small volume dispersion unit*

OK

- b) *Analysis model*

- i. *Density* (si connue. Utile seulement pour le calcul de la surface spécifique, sinon laisser à 1g/cm<sup>3</sup>.)

- ii. *Kill Data = 0 !!!*

- iii. *Polydisperse mode*

- (*Monomodal* → étalon (microbilles de polystyrène))

OK

- c) *Optical properties (Sélectionner Fraunhofer ou standard qui est approprié pour une large gamme de particules minérales)*

LOAD

<b>Date d'émission :</b> 2 février 2010	<b>Distribution de la taille des particules MALVERN MASTERSIZER</b>	<b>Émis par :</b> Émilie Berrouard Maria Pujadas
<b>Codification :</b> <b>SOP-001-MALVERN</b>		<b>Page 5 de 12</b>

➤ **Open a sample file**

- *Open file and load record – File name* (nom de la série, sans l'extension)  
S'assurer que la boîte *Analyse if Result invalid* est sélectionné

➤ **Document the measurement** (à propos de l'échantillon)

- *Sample Name edit box*
- *(Notes edit boxes)* pas nécessaire
- *Run Number = 1*

➤ **Align the system** (suite au changement du type de dispersant\* ou d'un nettoyage de la cellule)

\* Pour le dispersant, utiliser un autre volume d'échantillon filtré à 0,45 µm (indice de réfraction = celui de l'eau = 1,33)

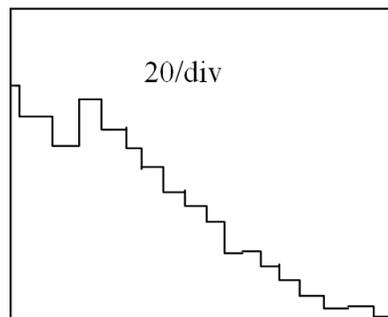
Vitesse ≈ 1000rpm

(la procédure d'alignement automatique)

Attendre une ou deux minutes pour voir apparaître "Press space bar to continue"

\*Si c'est réussi, ça peut ressembler à :

La barre du "central detector" est presque pleine & l'échelle change, avec un pic à ≈75



LASER POWER :  
>75 = système aligné  
<50 = appeler la compagnie

ALIGNMENT DETECTORS :  
Valeurs égales lorsque aligné

si c'est toujours mauvais → bulles...  
Refaire l'alignement (START)

<b>Date d'émission :</b> 2 février 2010	<b>Distribution de la taille des particules</b> <b>MALVERN</b> <b>MASTERSIZER</b>	<b>Émis par :</b> Émilie Berrouard Maria Pujadas
<b>Codification :</b> <b>SOP-001-MALVERN</b>		<b>Page 6 de 12</b>

Sinon, pour enlever les bulles : mettre la vitesse de la pompe le plus rapide possible avant création de bulles.

Stopper et starter la pompe quelques fois. On peut faire des *burst* d'ultrason à 10 µm pour briser les bulles quand la pompe est stoppée. OU fermer la pompe, la lever, la baisser, restartar la pompe en ramenant à la vitesse originale lentement et vérifier s'il y a des bulles. OU nettoyer la cellule avec un détergeant pour empêcher les bulles de s'accrocher à la fenêtre

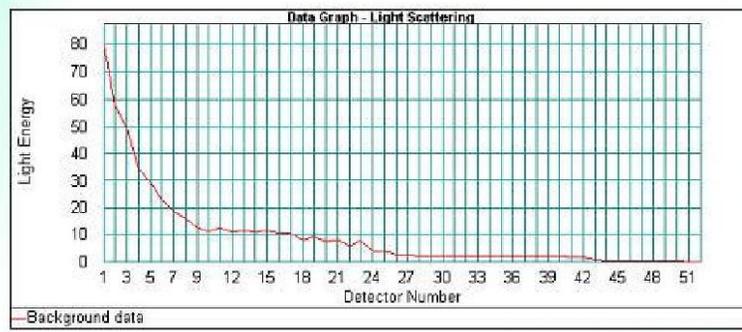
**NEXT** quand c'est bon!

- **Measure the background** (nécessaire seulement pour des conditions d'échantillon très différentes)

Vitesse de la pompe ≥ 2000 rpm et l'ultrasonique à off

**START**

- Be down to at least 20 units of background by ring 20



**NEXT** (quand le message *press space bar to continue* apparait)

### 7.3 Étapes à suivre pour l'analyse de l'échantillon

- **Add the sample**
  - Baisser la vitesse de la pompe (minimale pour ne pas que les particules sédimentent), ultrasonique à off
  - Peser sur le *Inspect sample button*
  - La fenêtre *Measure-Inspect* paraît
  - Ajouter l'échantillon doucement
  - Vérifier l'obscuration :

<b>Date d'émission :</b> 2 février 2010	<b>Distribution de la taille des particules MALVERN MASTERSIZER</b>	<b>Émis par :</b> Émilie Berrouard Maria Pujadas
<b>Codification :</b> <b>SOP-001-MALVERN</b>		<b>Page 7 de 12</b>

- <5% : ajouter plus d'échantillon ou augmenter le *sweeps* (*set up – experiments\_* valeur normalement fixée à 2000)
  - 5-10% : ≈ok
  - 10-30% : ☺
  - 30-50% : ajouter plus de dispersant
  - >50% : trop haut, recommencer
- Si doutes, voir section 10.

- Attendre un pattern stable de 10 minutes

**NEXT**

➤ **Measure the sample**

**START**

Le temps de lecture devrait être de 10 à 30 secondes

(pour modifier : Setup – Experiment)

**NEXT**

➤ **Calculate the size distribution** (les options d'analyses se trouvent dans *Setup - Analysis ou Setup – Presentation*)

- *Result Calculation button*

Regarder la valeur du résiduel :

- <0.3% : ☺ ☺
- 0.3-1.0% : ☺
- 1.0-5.0% : 😞 voir View Fit Graph pour identifier des erreurs systématiques
- >5.0% : 😞 😞 idem

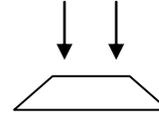
Si doutes, voir section 10 du « Manuel de référence »

**7.4 Pour terminer une séance de travail**

- Nettoyage : 2500 rpm pour quelques secondes, trois fois avec de l'eau du robinet et trois fois avec de l'eau distillée.  
*Monitoring the scattered light using the measure background display will help to show you when the system is clean.*

<b>Date d'émission :</b>	<b>Distribution de la taille des particules MALVERN MASTERSIZER</b>	<b>Émis par :</b>
2 février 2010		Émilie Berrouard Maria Pujadas
<b>Codification :</b>		
<b>SOP-001-MALVERN</b>		<b>Page 8 de 12</b>

- Quand on quitte le logiciel, **NO** il ne faut pas enregistrer.
- Nettoyer la fenêtre du haut avec une goutte du détergent Micro (fin). Après sécher la fenêtre, mettre la fenêtre dans l'anneau, sans angle!



- Attention aux fenêtres optiques et aux joints d'étanchéité.

### 7.5 Étalonnage interne

- Fréquence: une fois par année
- Procédure de calibration: Suivre le protocole de Thermo Scientific à côté le standard : *Duke Standards™ Uniform Polymer Microspheres NIST Traceable Mean Diameter #1378* qui est dans l'armoire sous l'appareil. Std Dev 0,9 µm, 10%CV
- Critères d'acceptabilité: 9,0 µm +/- 0,3 µm .

## 8. Calculs et expression des résultats

### ➤ *View the result*

*View – Result* (pour être sûr d'avoir un graph, ou autre, sélectionner le type voulu)

Autres options dans Setup – Table, Setup – Graph

Attention :

- un maximum de 8 courbes (résultats) peut se retrouver sur un graph. Le 9<sup>e</sup> efface donc le premier;
- Yaxis : garder toujours la même pour comparaison (ne pas sélectionner AUTO)

OU dans *View – Data* (info sur *le background signal, signal, data = signal – background*) OU *View – Fit* (pour le *residual*) OU *View – Statistics* (c'est ça) ... et plusieurs autres

### ➤ *Save the result*

Pour changer le nom du document à l'enregistrement, appuyer sur *Open File and Load Record*

<b>Date d'émission :</b> 2 février 2010	<b>Distribution de la taille des particules MALVERN MASTERSIZER</b>	<b>Émis par :</b> Émilie Berrouard Maria Pujadas
<b>Codification :</b> <b>SOP-001-MALVERN</b>		<b>Page 9 de 12</b>

Enregistrement des résultats par un lecteur zip externe (au labo) ou sur une disquette

Transférer (copier) les résultats (tableaux, graph) dans Excel à ce moment.

➤ **Print a report**

Si on imprime seulement un graphique : full page, orientation paysage/Papier : A4 ou letter.

## 9. Liste d'alarmes et d'anomalies plus fréquents

- Pic bizarre  $\approx 100\mu\text{m}$ =bulle d'air
- Par rapport à l'obscurisation, si :
  - Augmentation graduelle = indice de la progression de la dispersion
  - Valeur stable = distribution de la taille stable
  - Diminution = augmentation de la taille, ou sédimentation du matériel dû à un mauvais mélange ou pompage, ou dissolution de l'échantillon dans le dispersant
  - Augmentation rapide = attachement des particules à la fenêtre dû aux charges de surface (use the appropriate admixture)
- Par rapport à la valeur du résiduel:
  - Si les différences entre les données et la courbe sont aléatoires : mauvaises mesures.
  - S'il s'agit de différences systématiques (par exemple à des valeurs élevées) : mauvaise sélection dans *presentation* ou *analysis model*

<b>Date d'émission :</b> 2 février 2010	<b>Distribution de la taille des particules MALVERN MASTERSIZER</b>	<b>Émis par :</b> Émilie Berrouard Maria Pujadas
<b>Codification :</b> <b>SOP-001-MALVERN</b>		<b>Page</b> 10 de 12

## 10. Références

Ces documents se trouvent dans le tiroir 52-a, sous l'appareil :

- Manuel de référence pour le compteur de particules par diffraction MASTERSIZER MICROPLUS
- Manuel d'instruction pour le compteur de particules par diffraction MASTERSIZER MICROPLUS
- Manuel de programmation pour le compteur de particules par diffraction MASTERSIZER MICROPLUS.

Autres documents intéressants :

- *Measurement diffraction* <X:\Literature\Proceedings\Malvern\Background Measurement Diffraction-0702-0006.pdf>
- *Basic Principles of particle size analysis* <X:\Literature\Proceedings\Malvern\Basic principles of particle size analysis MRK 034.pdf>
- *Getting started* <X:\Literature\Proceedings\Malvern\Getting started Man0106-1.1.pdf>
- *How to choose the correct imaginary RI V2.doc* <X:\Literature\Proceedings\Malvern\How to choose the correct imaginary RI V2.doc>
- *How to choose the RI* <X:\Literature\Proceedings\Malvern\How to choose the RI.doc>
- *Mastersizer and Micro Sware Réference Manual* <X:\Literature\Proceedings\Malvern\Mastersizer S & Micro Sware Ref manual MAN0102-1.1.pdf>
- *Refractive Index* <X:\Literature\Proceedings\Malvern\Refractive Index.doc>
- *Sample dispersion and refractive index guide* <X:\Literature\Proceedings\Malvern\Sample Dispersion & Refractive Index MAN0396-1.0.pdf>
- *Sampling for particle analysis* <X:\Literature\Proceedings\Malvern\Sampling for particle analysis MRK456-01-HR.pdf>
- Standard Methods 21st Edition 2005 pag 2-62

<b>Date d'émission :</b> 2 février 2010	<b>Distribution de la taille des particules MALVERN MASTERSIZER</b>	<b>Émis par :</b> Émilie Berrouard Maria Pujadas
<b>Codification :</b> <b>SOP-001-MALVERN</b>		<b>Page</b> 11 de 12

Modèle Mastersizer Microplus  
MICRO-P

Représentant

---

---

Personnes responsables Maria Pujadas (groupe modelEAU) poste  
8730  
Michel Bisping (technicien génie civil) 6946

Date de réception :

Date d'installation :

été 1996

Consommables :

## **Annexe H : Démonstration des équations du protocole ViCAs**

Objectif:  $M(t) \rightarrow S(t) \rightarrow F(Vs)$

$Vs$  : Vitesse de chute =  $H/t$

$M(t)$  : Masse décantée au bas de la colonne

$S(t)$  : Masse décantée ayant une  $Vs > H/t$

$F(Vs)$  : % de la masse totale de particules avec une vitesse de chute inférieure à  $Vs$

$$M(t) = S(t) + t \frac{\partial M(t)}{\partial t}$$

où  $t \frac{\partial M(t)}{\partial t}$  correspond à la masse décantée avec une  $Vs < H/t$ , donc située à une distance  $< H$ .

Après plusieurs dizaines d'expressions testées par une analyse théorique (Chancelier et al., 1998),  $M(t)$  peut être décrit par:

$$M(t) = \frac{b}{1 + (c/t)^d} \quad \text{où } 0 < b < M_0, c > 0, d = ]0, 1[.$$

Donc,

$$\frac{\partial M(t)}{\partial t} = \frac{\left(1 + (c/t)^d\right) \frac{\partial b}{\partial t} - b \left(\frac{\partial \left(1 + (c/t)^d\right)}{\partial t}\right)}{\left(1 + (c/t)^d\right)^2} = \frac{0 - \left(b \cdot (-d) \cdot (c/t)^{d-1} \left(c/t^2\right)\right)}{\left(1 + (c/t)^d\right)^2}$$

Puis,

$$S(t) = M(t) - t \frac{\partial M(t)}{\partial t}$$

$$S(t) = \frac{b}{1 + (c/t)^d} - t \frac{\left(b \cdot d \cdot (c/t)^{d-1} \left(c/t^2\right)\right)}{\left(1 + (c/t)^d\right)^2}$$

$$S(t) = \frac{b \cdot \left(1 + (c/t)^d\right) - t \cdot \left(b \cdot d \cdot (c/t)^{d-1} \left(c/t^2\right)\right)}{\left(1 + (c/t)^d\right)^2}$$

Et en simplifiant davantage le numérateur:

$$S(t) = \frac{b \cdot \left( 1 + \left( \frac{c}{t} \right)^d - d \left( \frac{c}{t} \right)^{d-1} \left( \frac{c}{t} \right)^1 \right)}{\left( 1 + \left( \frac{c}{t} \right)^d \right)^2}$$

$$S(t) = \frac{b \cdot \left( 1 + \left( \frac{c}{t} \right)^d - d \left( \frac{c}{t} \right)^d \right)}{\left( 1 + \left( \frac{c}{t} \right)^d \right)^2}$$

$$S(t) = \frac{b \cdot \left( 1 + (1-d) \left( \frac{c}{t} \right)^d \right)}{\left( 1 + \left( \frac{c}{t} \right)^d \right)^2}$$

Finalement,

$$F(Vs) = 100 \left( 1 - \frac{S(t)}{M_{d\acute{e}c} + M_{fin}} \right)$$

où  $M_{d\acute{e}c}$  est la masse décantée cumulée au bas de la colonne en cours d'essai et  $M_{fin}$  est la masse restante dans la colonne à la fin de l'essai.

$$F(Vs) = 100 \cdot \left( 1 - \frac{b \cdot \left( 1 + (1-d) \left( \frac{c}{t} \right)^d \right)}{\left( 1 + \left( \frac{c}{t} \right)^d \right)^2 \cdot (M_{d\acute{e}c} + M_{fin})} \right)$$

Notes: Cette façon de réaliser l'analyse stipule que  $b < M_{d\acute{e}c} + M_{fin}$ , ce qui implique l'hypothèse qu'une partie des particules n'est pas décantable même à  $t \rightarrow \infty$ . Les paramètres b, c et d sont établis par la méthode des moindres carrés:

$$\Delta_i^2 = \left( \sum_{j=1}^i m_j - \frac{b}{1 + \left( \frac{c}{t} \right)^d} \right)^2$$

Des valeurs de départ sont assignées aux paramètres, soient  $b = M_0$ ,  $c = 150$ ,  $d = 0,5$ .

**Annexe I : Certificat de calibration du standard pour le *Mastersizer***

**Thermo**  
SCIENTIFIC

Part of Thermo Fisher Scientific

December 1, 2008

**DUKE STANDARDS™ UNIFORM POLYMER MICROSPHERES**  
NIST Traceable Mean Diameter

**1. DESCRIPTION** These particle size standards are part of a series of uniform polymer microspheres with calibrated mean diameters traceable to the Standard Meter through the National Institute of Standards and Technology (NIST). Diameters from 5 to 40 micrometers ( $\mu\text{m}$ ) are available as aqueous suspensions in dropper-tipped vials. The aqueous medium has been prepared to promote dispersion and reduce clumping of the particles. The certified mean diameter is traceable to NIST, calibrated by optical microscopy. Other values are for information only and should not be used as calibration values.

**2. PHYSICAL DATA** Catalog Number: 2009A and 2009B, Nominal 9  $\mu\text{m}$   
 Certified Mean Diameter: 9.0  $\mu\text{m} \pm 0.3 \mu\text{m}$ ,  $k = 2$   
 Standard Deviation: 0.9  $\mu\text{m}$   
 Coefficient of Variation: 10%  
 Microsphere Composition: Polystyrene DVB (Divinylbenzene, 4-8%)  
 Microsphere Density: 1.05  $\text{g}/\text{cm}^3$   
 Index of Refraction: 1.59 @ 589 nm  
 Approximate Concentration: 1% solids

- Continued on page 2

**CERTIFICATE OF CALIBRATION AND TRACEABILITY**

This certifies that the calibrated mean diameter of this product was transferred by optical microscopy from a stage micrometer calibrated by the National Institute of Standards and Technology (SRM 2800 SN411). NIST Standard Reference Materials 1690, 1692, 1960, and 1961 were used to validate the accuracy and traceability of the calibration methods.

Catalog Number: 2009A and 2009B, Duke Standards™ Uniform Polymer Microspheres  
 Certification Date: April 4, 2008  
 Certified Batch: 2009-004  
 Production Batch: 2009-005  
 Certified Mean Diameter: 9.0  $\mu\text{m}$   
 Expanded Uncertainty:  $\pm 0.3 \mu\text{m}$ ,  $k = 2$

  
 Ellen B. Layendecker, Metrology Director



Packaging Lot #

11886

Expiration Date:

12/31/12

Specialty Diagnostics Group

46360 Fremont Blvd.

Fremont, CA  
94538

(510) 979-5000  
(510) 979-5002 fax

www.thermo.com/particletechnology

**DUKE STANDARDS™ UNIFORM POLYMER MICROSPHERES**

- continued from page 1

**3. MEASUREMENT METHODOLOGY** The certified diameter of this product was transferred by optical microscopy from a stage micrometer, a glass slide with a scale with line spacing calibrated by NIST in micrometers. The uncertainty is calculated from the calibration transfer uncertainty and the random error of the measurements per NIST Technical Note 1297. The uncertainty listed is the expanded uncertainty with a coverage factor of 2 ( $k=2$ ). To validate the accuracy of our optical methods, NIST certified microsphere standards were measured by the same method. The estimated size distribution (standard deviation) was obtained by electrical resistance analysis. The coefficient of variation is the standard deviation as a percentage of the mean diameter.

**4. CERTIFICATE** Except for the purposes of record keeping, this certificate may not be reproduced. Rebottling or relabeling voids the warranty and invalidates the certification and traceability of these products. The Certified Batch is the master batch of material that is measured and certified with an NIST traceable mean diameter. The Production Batch represents the intermediate material from which the final product is made. Several Production Batches can be made from one Certified Batch.

**5. OPERATING INSTRUCTIONS** For ease of use, these standards are packaged in an aqueous suspension. They must be thoroughly dispersed in the bottle to assure statistically consistent samples. To disperse the particles, gently invert the bottle several times, then immerse in a low power ultrasonic bath ( $\leq 10$  seconds). Do not shake the bottle, as the small bubbles formed may introduce statistical artifacts. Before using, clear the dropper tip of residue by dispensing 1 to 2 drops into a waste container. Dispense immediately after dispersion using the dropper tip. *Utilisez béccher de 600 ml ...*

**6. SAFETY AND HANDLING PRECAUTIONS** Avoid aerosol production in the workplace while handling these products, or wear a suitable filter respirator when necessary. Avoid inhalation or ingestion of the particles. These products should only be used by trained scientific personnel. A Material Safety Data Sheet is included with each package.

**7. STORAGE AND DISPOSAL** Keep the bottle tightly sealed to avoid contamination. Store them upright to prevent clogging the tip with particles. Refrigeration is not required for storage. Do not freeze the particles. In case of spills, wash or wipe the area thoroughly. Caution: surfaces covered with dry spheres may be very slippery. Read the MSDS for any special disposal procedures. Each bottle has a limited shelf life and should not be used after its expiration date.

**8. LIMITED WARRANTY** These products are intended for laboratory use by trained scientific personnel. Determination of their suitability for a specific end-use is the responsibility of the user, who assumes all liability for loss or damage arising out of the use of the product. Rebottling or relabeling voids the warranty and certification. Microgenics Corporation's warranty is limited to replacement of defective products if returned with our authorization within 60 days of purchase date..

THE FOREGOING WARRANTY SHALL BE IN LIEU OF ANY OTHER WARRANTIES, EXPRESS OR IMPLIED, INCLUDING WITHOUT LIMITATION, ANY IMPLIED WARRANTY OF MERCHANTABILITY AND FITNESS FOR A PARTICULAR PURPOSE. IN NO EVENT SHALL MICROGENICS CORPORATION BE LIABLE FOR INDIRECT, SPECIAL, INCIDENTAL OR CONSEQUENTIAL DAMAGES.

## **Annexe J : Observations par rapport au protocole ViCAs**

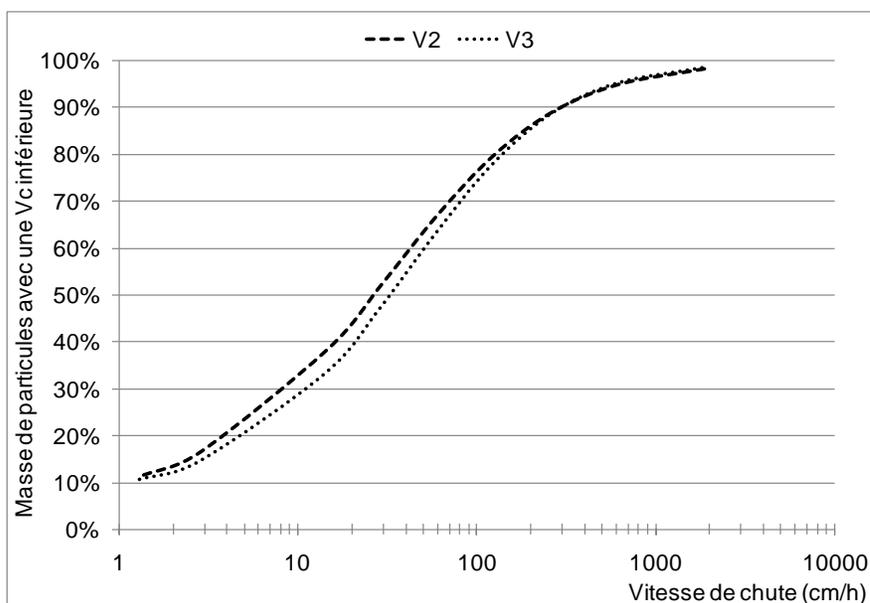
### Reproductibilité

Puisqu'au total, trois essais pouvaient être réalisés en parallèle, il est important d'assurer la reproductibilité des résultats d'un montage à l'autre. Pour ce faire, l'échantillon composite d'un même événement pluvieux a été fractionné en deux volumes. Le troisième montage était déjà utilisé pour un essai de mesure de la grosseur des particules. Au début de l'été, un autre essai de reproductibilité avait été réalisé sur les trois montages en même temps, mais les bilans de masse obtenus étaient trop mauvais pour permettre l'utilisation de ces courbes. Les deux essais de décantabilité présentés ici ont été démarrés avec un intervalle de 15 minutes. Le Tableau 33 présente des informations sur les essais réalisés sur les montages V2 et V3.

**Tableau 33 : Données reliées à l'essai de reproductibilité**

<b>Colonne</b>	<b>V2</b>	<b>V3</b>
Hauteur de chute (cm)	62,5	60,5
Temps total (min)	2801	2791
Concentration initiale (mg/l)	107	105
Concentration finale (mg/l)	7,5	6,7
Bilan de masse (%)	16	27

Il est très difficile d'obtenir une hauteur de chute identique d'une colonne à l'autre à cause de l'étape de remplissage qui doit être réalisée le plus rapidement possible. Le temps total n'est pas tout à fait égal. Il y a eu une erreur au  $\Delta t$  du changement de la huitième coupelle sur un total de neuf. Les concentrations initiales sont presque identiques, ce qui confirme une bonne homogénéité au moment de fractionner l'échantillon composite. Les concentrations finales aussi sont équivalentes. On peut conclure à un comportement semblable au niveau de la décantation d'un montage à l'autre. Cependant, puisque les bilans de masse sont différents, il semble que les différences observables au niveau des courbes de vitesse de chute (voir Figure 49) soient induites par des pertes de particules lors des manipulations de changement de coupelles sous la colonne et de filtration des masses récupérées.



**Figure 49 : Courbes de vitesse de chute pour un même échantillon**

À partir de la Figure 49, on peut conclure que les montages ViCAs fournissent les mêmes résultats, et ce malgré les erreurs qui peuvent être entraînées lors des manipulations. L'ampleur de ce dernier point peut être évaluée par la valeur des bilans de masse. Il faut donc porter attention à ce paramètre.

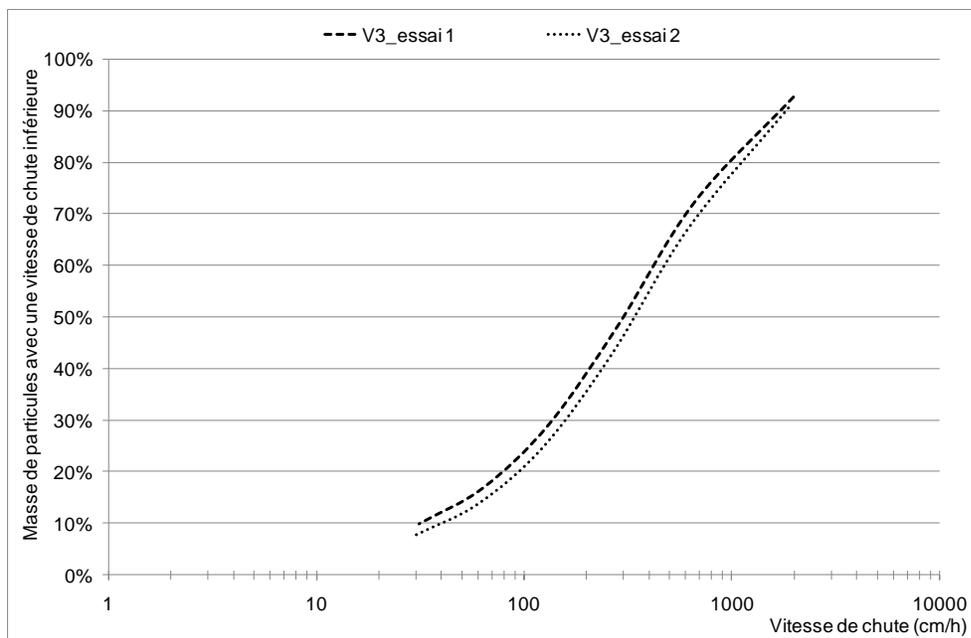
### Répétabilité

Il est aussi important de démontrer qu'il est possible d'avoir confiance envers les courbes que donnent les essais sur un montage ViCAs. Ainsi, deux essais ont été réalisés sur une même colonne à partir d'un échantillon composite fractionné en deux volumes. Le Tableau 34 présente les données par rapport aux deux essais de décantation.

**Tableau 34 : Données reliées à l'essai de répétabilité**

Essai	1	2
Hauteur de chute (cm)	66	62,5
Temps total (min)	126	126
Concentration initiale (mg/l)	1055	1045
Concentration finale (mg/l)	55	49
Bilan de masse (%)	34	23

La Figure 50 présente les résultats de cet essai à partir des courbes de vitesses de chute des particules. Les deux courbes de la Figure 50 ont exactement la même allure et sont très rapprochées. Cela indique que la distribution des proportions de vitesses de chute fournie par le protocole ViCAs sera gardée d'un essai à l'autre pour le même échantillon.



**Figure 50 : Courbes de vitesse de chute pour un même montage ViCAs**

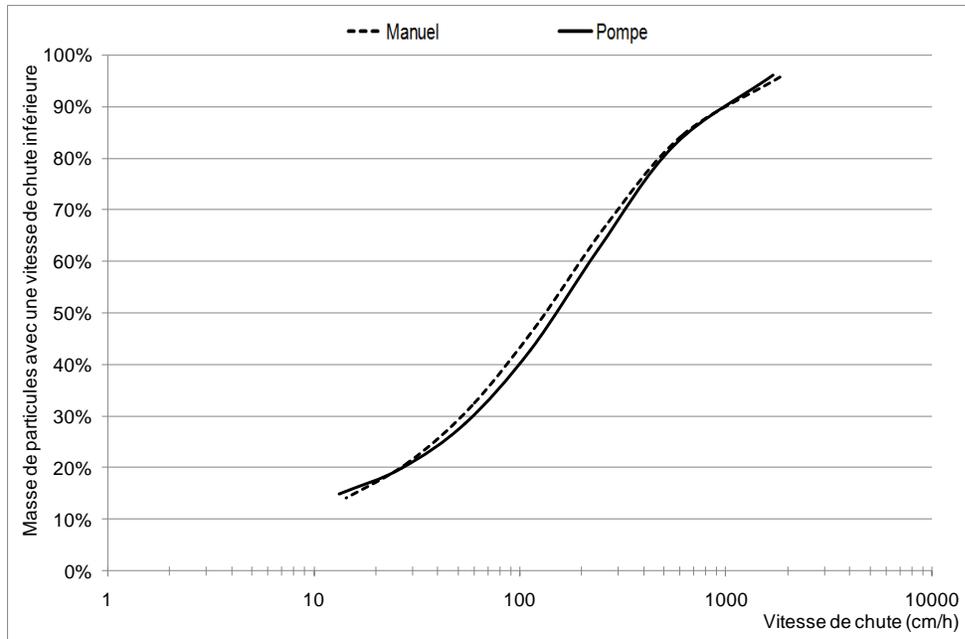
### Améliorations

Comme il a été présenté sous la section 3.5, quelques améliorations ont été apportées au niveau du déroulement d'un essai ViCAs. La Figure 51 et la Figure 52 présentent l'effet de la méthode de remplissage sur les résultats obtenus par rapport au même échantillon. L'essai de remplissage à l'aide de la pompe, par aspiration, réfère à la méthode originale, alors que l'essai manuel, par remplissage par le bas, fait référence à la nouvelle méthode (c.f. protocole ViCAs à l'Annexe G). Le Tableau 35 fournit les données par rapport à ces essais. Tout comme pour l'essai de reproductibilité, une autre tentative de comparaison des méthodes de remplissage avait été réalisée au début de l'été. Les bilans de masse alors obtenus étaient très élevés (jusqu'à 60 %). Ces résultats ne sont donc pas présentés.

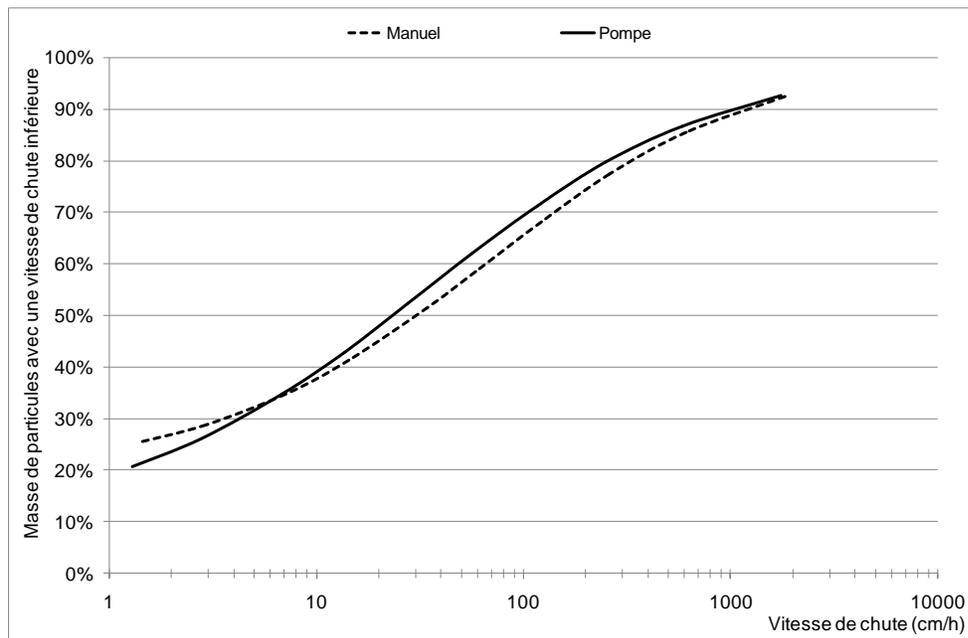
**Tableau 35 : Données reliées aux essais de remplissage**

Essai	1		2	
	Manuel	Pompe	Manuel	Pompe
Hauteur de chute (cm)	61,0	56,5	61,2	58,4
Temps total (min)	254	254	2685	2692
Concentration initiale (mg/l)	222	221	79	79
Concentration finale (mg/l)	24	21	15	12
Bilan de masse (%)	-3	-11	22	11

On peut voir que le remplissage manuel (remplir la colonne manuellement par le bas plutôt que de pomper) permet un meilleur contrôle sur la quantité d'eau dans la colonne. Plus la colonne est remplie, plus la hauteur de chute est importante, ce qui est souhaitable. Les bilans de masse de l'essai 1 traduisent une production de matière et sont près de la valeur parfait de zéro. Ceci est dû au fait que l'eau utilisée est constituée de sédiments grossiers remis en suspension. Ce type de particules sédimentent mieux que celles retrouvées dans de véritables eaux de ruissellement. D'ailleurs, les bilans de masse obtenus ne permettent pas de conclure si une méthode de remplissage est meilleure que l'autre puisque les deux essais se contredisent. Par contre, la nouvelle méthode est beaucoup plus simple à réaliser et les courbes ne démontrent pas de biais par rapport à la méthode originale. Le remplissage manuel a donc été employé pour tous les essais de la campagne de mesure 2009.



**Figure 51 : Comparaison des méthodes de remplissage (1<sup>er</sup> essai)**



**Figure 52 : Comparaison des méthodes de remplissage (2<sup>e</sup> essai)**

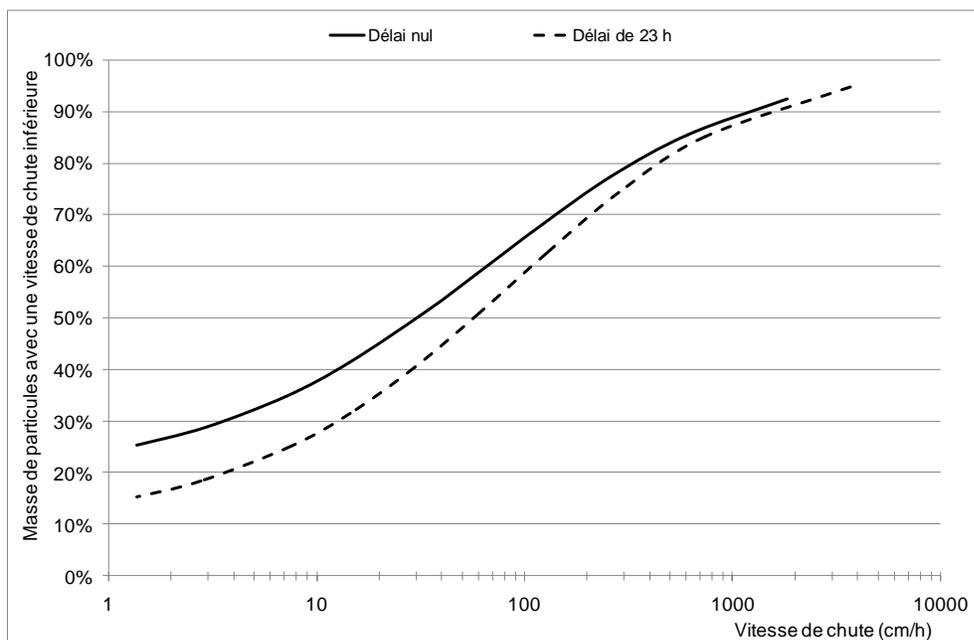
### Effet de la période d'attente avant l'analyse

Afin de constater l'importance du délai d'analyse sur la modification du comportement des particules, un essai de stockage a été réalisé. Un échantillon

composite de 25 litres a été récupéré à l'entrée du bassin et fractionné en deux sous volumes. Le premier essai ViCAs a été réalisé dès l'arrivée au laboratoire. Le second essai a débuté après 9 h d'attente à température pièce, puis 12 h dans la chambre froide (4°C), puis 2 h à température pièce. De cette façon, ce sous volume a été conservé 23 h avant de procéder à l'essai de décantation. La concentration en MES et l'importance de la fraction organique jouent sur les phénomènes de flocculation ou de séparation qui pourraient modifier les vitesses de sédimentation enregistrées. Le Tableau 36 et la Figure 53 présentent les informations concernant cet essai.

**Tableau 36 : Données reliées à l'essai de stockage**

Essai	0	23 h
Hauteur de chute (cm)	61,2	61,7
Temps total (min)	2685	2707
Fraction organique initiale (%)	17	25
Concentration initiale (mg/l)	79	79
Concentration finale (mg/l)	15	10
Bilan de masse (%)	22	24



**Figure 53 : Courbes de vitesses de chute pour l'essai de stockage**

On voit par les courbes obtenues que l'effet du temps d'attente est plus notable au niveau des petites particules, alors que les courbes s'éloignent de plus en plus pour les faibles vitesses de chute. Puisque la courbe pointillée démontre des vitesses de chute plus grandes, cet essai démontre que le temps de stockage engendre l'agglomération des particules. Il serait bien de procéder à d'autres essais du genre et pour des périodes d'attentes plus ou moins importantes.

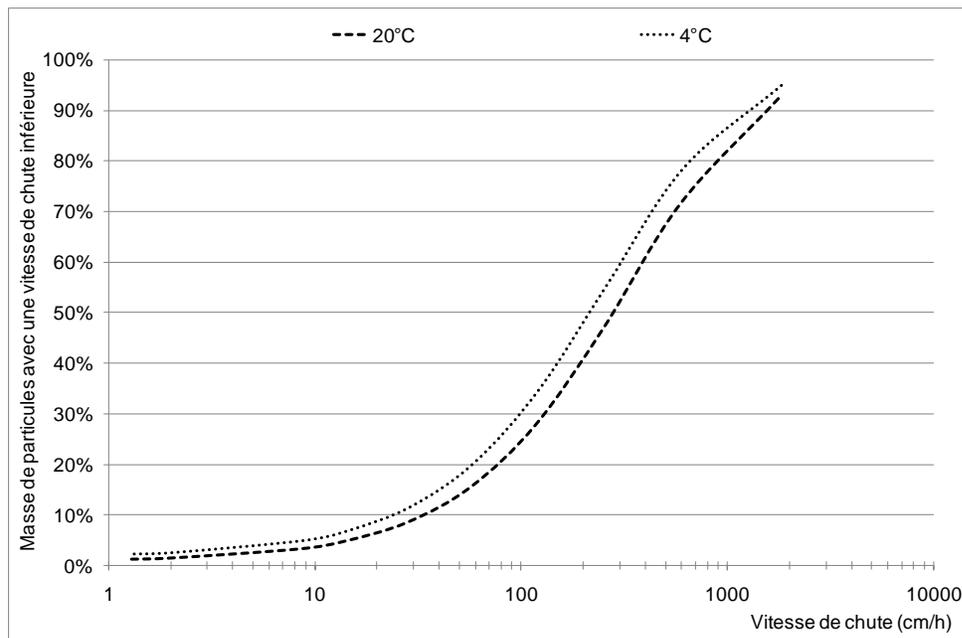
### Température

Il est bien connu que la température a un effet sur la viscosité de l'eau, qui elle a un effet sur la vitesse de sédimentation des particules. Il est difficile de garantir que chaque essai ViCAs s'est déroulé à température constante au courant de la campagne de mesures. Selon l'heure de retour au laboratoire, il pouvait être décidé de procéder à l'essai tout de suite ou de le remettre au lendemain matin en le conservant à température pièce ou au réfrigérateur. Pour cette raison, des essais ViCAs ont été faits pour un même échantillon à température ambiante (soit 20 °C) et à 4 °C. Le Tableau 37 en présente les caractéristiques.

**Tableau 37 : Données reliées à l'essai de température**

<b>Température</b>	<b>20 °C</b>	<b>4 °C</b>
Hauteur de chute (cm)	59,2	61,0
Temps total (min)	2893	2891
Concentration initiale (mg/l)	239	258
Concentration finale (mg/l)	3,2	3,5
Bilan de masse (%)	1	4

La Figure 54 permet de constater que les deux courbes sont très semblables pour les vitesses rapides comme pour les vitesses lentes. Néanmoins, la courbe à 20 °C étant plus basse que celle à 4 °C, cela indique que les particules décantent plus rapidement à température ambiante. Ce résultat était attendu puisque la viscosité de l'eau diminue avec l'augmentation de la température, ce qui favorise la chute des particules. Même si la différence n'est pas majeure d'une courbe à l'autre, il pourrait être préférable de noter la température de l'échantillon avant de procéder à un essai ViCAs.



**Figure 54 : Courbes de vitesse de chute à différentes températures**

### Écart-type MES

Les concentrations initiales et finales dans la colonne de décantation sont des mesures clés. Il est donc important de s'assurer de la justesse de cette mesure. Elle est calculée en considérant l'erreur de la balance digitale égale à la plus petite division et à l'erreur du cylindre gradué qui est égale à la moitié de la plus petite division. Cela mène à la formulation suivante :

$$\Delta MES = \left( \frac{\Delta m_0}{m_0} + \frac{\Delta m_1}{m_1} + \frac{\Delta V}{V} \right) \left( \frac{m_1 - m_0}{V} \right), \text{ où}$$

$m_0$  : masse du filtre à vide (mg)

$m_1$  : masse du filtre après filtration (mg)

$V$  : volume (L)

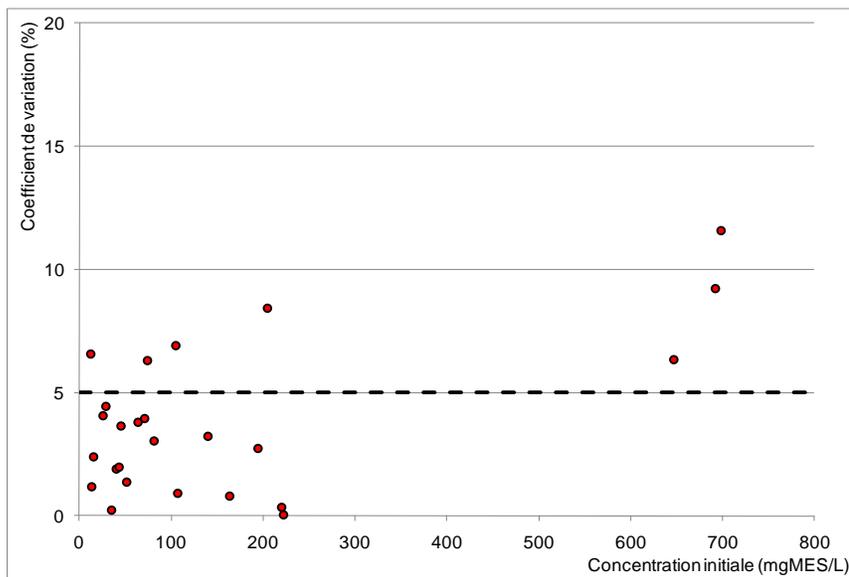
$\Delta m_0$  : erreur sur la masse du filtre à vide (0,1 mg)

$\Delta m_1$  : erreur sur la masse du filtre après filtration (0,1 mg)

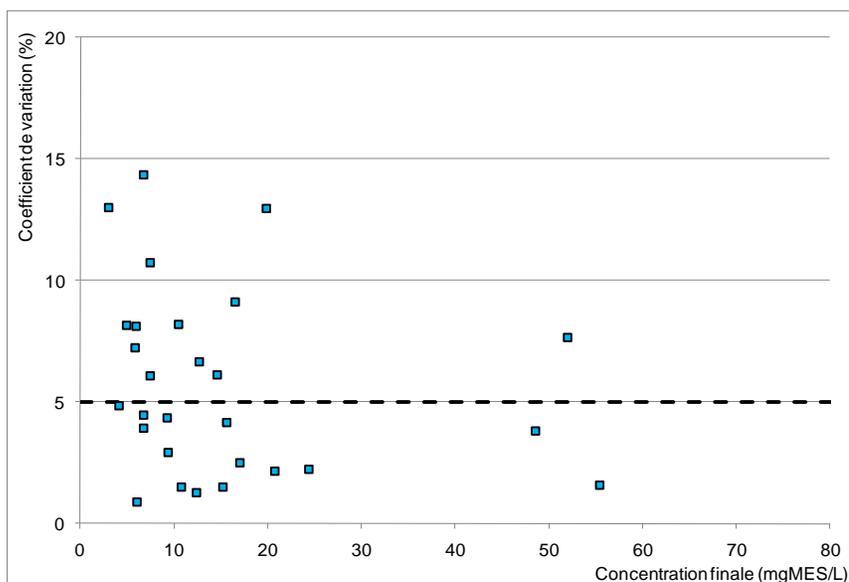
$\Delta V$  : erreur sur le volume (0,001 L)

L'erreur en lien avec la précision des appareils utilisés n'a jamais dépassé le 1 % (soit  $\Delta MES/MES$ ). La Figure 55 et la Figure 56 présentent le coefficient de variation

(CV) en fonction de la valeur moyenne de la concentration initiale de l'échantillon analysé et de la concentration finale dans la colonne en fin d'essai. Le CV représente l'erreur ramenée en proportion selon la valeur moyenne de la mesure considérée et est calculée selon  $CV(\%) = \sigma/\mu$ . La moyenne se fait sur la mesure effectuée en triplicata. La littérature recommande un CV inférieur à 5 % pour accepter la mesure (APHA et al., 1998).



**Figure 55 : Erreur sur la mesure de la concentration initiale dans la colonne ViCAs**

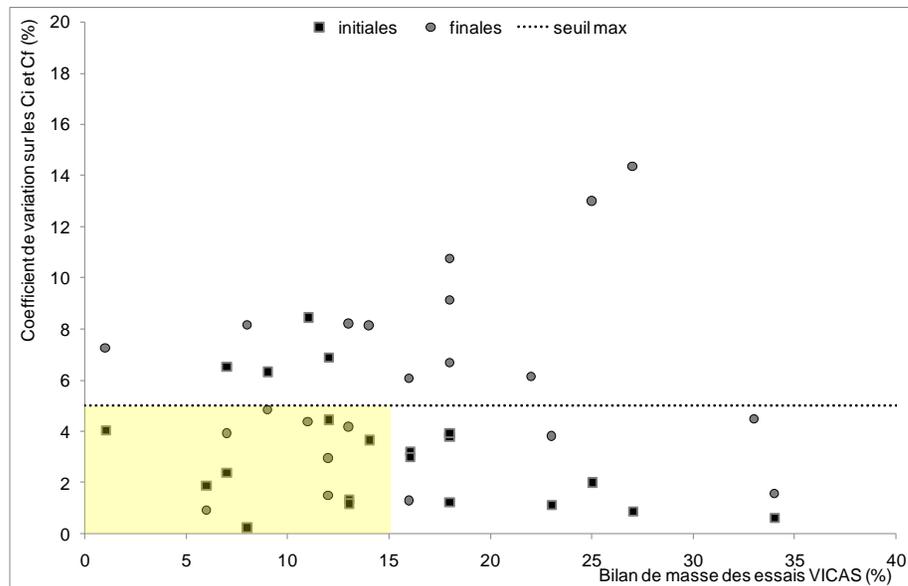


**Figure 56 : Erreur sur la mesure de la concentration finale dans la colonne ViCAs**

En comparant la Figure 55 et la Figure 56, on constate qu'il est plus facile d'obtenir des mesures semblables au niveau des concentrations initiales, qui sont plus grandes. Les trois points correspondant aux concentrations aux environs de 650 mg/l correspondent à des mesures réalisées en début de campagne. Après cet événement, un pichet de grand volume (5 l) a été utilisé pour homogénéiser l'échantillon. L'amélioration apportée est notable. Au niveau des concentrations finales, le CV atteint plus souvent une valeur supérieure à 5 %. Cela est surprenant puisque l'on pourrait s'attendre à ce que les particules très petites retrouvées dans la colonne en fin d'essai soient réparties de façon homogène dans le volume d'eau. Par contre, la très faible concentration laisse plus de poids aux erreurs de mesures. Selon Kayhanian et al. (2008), une masse minimale de 2,5 mg doit se retrouver sur le filtre après filtration. Ce critère n'a pas été respecté pour 14 des 29 mesures de concentrations finales mesurées. On ne peut toutefois faire de relation directe entre cette valeur et le dépassement de 5 % au niveau du CV.

Afin de contrer cela, il serait préférable de filtrer la totalité du volume contenu dans la colonne en fin d'essai ViCAs en prenant soin de mesurer le volume filtré. De cette façon, la masse récupérée serait plus importante, sans toutefois induire des erreurs supplémentaires. Cette méthode ne permettrait plus la réalisation de triplicata, mais les risques de perdre des particules ou de ne pas être représentatif dans le volume filtré seraient quasi nuls. Kayhanian et al. (2008) stipulaient aussi que la masse maximale retrouvée sur le filtre devait être inférieure à 200 mg, ce qui a toujours été respecté.

Il est possible d'évaluer si le manque de précision au niveau des mesures de concentrations en MES dans la colonne avant et après décantation induisent un biais systématique au niveau du bilan de masse de l'essai ViCAs (voir Figure 57). La répartition du nuage de points permet de constater que des CV supérieurs à 5 % ne conduisent pas systématiquement à des bilans de masse importants. Ce n'est donc pas à ce niveau qu'un bon bilan de masse se joue.



**Figure 57 : Bilan de masse des essais ViCAS en fonction des CV sur Ci et Cf**

#### Bibliographie :

APHA, AWWA et WEF. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20<sup>th</sup> Edition, États Unis, pagination diverse.

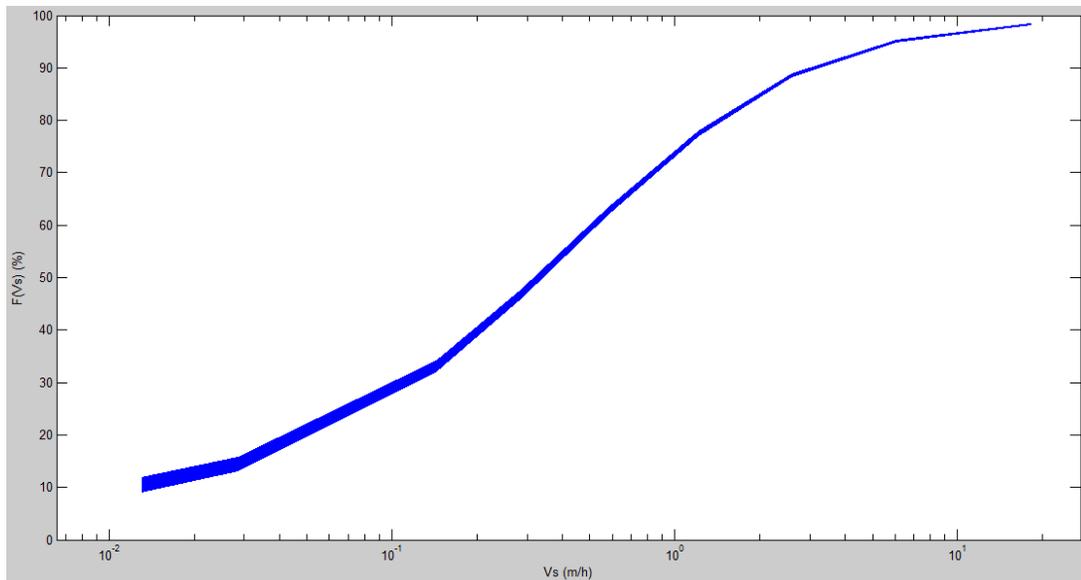
Kayhanian M., Rasa E., Vichare A. et Leatherbarrow J.E. 2008. Utility of suspended solid measurements for storm-water runoff treatment. J. Environ. Eng., ASCE, 134 (9), 712-721.

## **Annexe K : Considération des incertitudes sur ViCAs**

La réalisation d'expérience en laboratoire et l'analyse des résultats qui en découlent ne peut se faire sans considérer les erreurs de mesures. À moins que l'on s'imagine vivre dans un monde parfait! Les résultats des essais de décantation en colonne ViCAs présentés dans ce mémoire ne quantifient pas les erreurs. Cet aspect nécessitera un travail considérable tant du point de vue manipulation en laboratoire qu'analytique. La présente annexe a donc pour objectif de donner certaines pistes de réflexion.

Les résultats ViCAs impliquent une variabilité d'un événement à l'autre et une incertitude au niveau des erreurs de mesure. Si l'on souhaite comparer des courbes ViCAs pour différents événements, il est important de connaître la différence induite par la variabilité de celle induite par l'incertitude. De cette façon, on pourra affirmer avec certitude que les différences observées sont bien réelles et non pas dues aux manipulations. Donc, les variations induites par l'incertitude doivent être inférieure à la variabilité, sinon ce genre d'essai est en quelque sorte inutile ou nécessitera d'importantes améliorations au niveau des manipulations.

Un programme Matlab (Vallet et Bertrand-Krajewski, 2010) permet déjà d'observer la propagation des erreurs sur une courbe  $F(Vs)$  qui sont uniquement dues aux instruments de laboratoire (balance, cylindre gradué, chronomètre, galon à mesurer). Ces calculs numériques sont basés sur des simulations Monte-Carlo réalisées sur la distribution des masses récupérées dans chaque coupelle. Ceci fournit un spectre de valeurs probables sur  $m_0$ ,  $m_1$  et  $V$  (valeurs nécessaires à la mesure des masses décantées obtenues par filtration). Par la suite, le programme utilise ces distributions pour évaluer  $F(Vs)$  par une fonction non-linéaire (*isqnonline*, disponible dans Matlab). C'est alors que la marge d'erreur peut être visualisée comme sur la Figure 58.



**Figure 58 : F(Vs) en fonction des Vs pour 10 000 simulations (Vallet et Bertrand-Krajewski, 2010)**

On peut voir que cette façon de faire définit des erreurs plus grandes pour les petites vitesses de chute ( $V_s$ ). Ceci est normal puisque les petites  $V_s$  sont obtenues à partir de mesures de très petites masses, ce qui donne plus de poids à l'erreur des instruments de mesures. Par contre, la façon de réaliser un essai ViCAs fait en sorte qu'il y a beaucoup plus de chance de perdre de la masse décantée pour les grandes  $V_s$  mesurées en début d'essai. Cette augmentation de l'incertitude est due au flux descendant qui continue de façon assez importante durant le déplacement des coupelles. Ce flux diminuera avec le temps sur la durée de l'essai. Il serait donc beaucoup plus juste d'intégrer les pertes de masse induites par les manipulations à ce programme Matlab.

Pour ce faire, il faudrait comparer les courbes de répétabilité sur une même eau (cinq fois serait plus rigoureux que trois comme il a été fait à l'été 2009) en portant une attention au moment où il y a des différences sur les  $V_s$  obtenues. On pourrait aussi évaluer s'il y a un résidu systématique qui s'installe d'un essai à l'autre et dans l'affirmative, vérifier à quoi il est dû et travailler pour le diminuer. Pour ce faire, on peut aussi se référer à la règle des cinq M : matériel, méthode, matériau étudié, manipulateur, moment.

### Matériel

La balance et le cylindre gradué utilisés sont d'une précision satisfaisante. De plus, la Figure 57 de l'Annexe J a démontré que le CV des mesures de  $C_i$  et de  $C_f$  n'a pas de réelle incidence sur le bilan de masse. L'utilisation d'un chronomètre sur 100 h a permis d'améliorer la constance et la précision de la mesure des périodes de changement de coupelle.

Des améliorations pourraient toutefois être apportées par rapport à la mesure de la hauteur d'eau dans la colonne ViCAs. Une ligne très droite pourrait être dessinée sur chacune d'elle afin d'assurer une constance sur la mesure réalisée d'une colonne à l'autre et d'une fois à l'autre. L'utilisation d'un papier collant apposé vis-à-vis la surface libre de l'eau resterait ainsi plus appropriée, et ce plus que de venir coller un galon instable sur les colonnes.

Le matériel de filtration est approprié, mais il faut faire attention d'utiliser de plus gros filtres pour les premières coupelles lorsque l'échantillon mesuré est très concentré. La fibre de certains filtres se dégradait sur le support de filtration. Ceci est très mauvais, surtout dans le cas où l'on mesure de très petites masses. Il serait bien d'en discuter avec le fournisseur.

Finalement, il faut porter attention à l'intégrité des coupelles d'aluminium. Un changement dans leur forme induira un changement de volume filtré, alors qu'il doit être constant pour tous les essais.

### Méthode

Des améliorations ont déjà été apportées au protocole suite à l'expérience acquise à l'été 2009. Le problème majeur qui demeure suite à ces modifications est la perte de particules lors du changement de coupelles et de leur déplacement dans le bac. La seule façon trouvée pour l'instant est de se pratiquer à effectuer cette

manipulation très doucement... mais rapidement. La minimisation de la hauteur d'eau dans le bac permet aussi d'éviter une remise en suspension des particules dans la coupelle lors de sa sortie du bac. La modification de l'état quiescent à la base de la colonne peut être réduite en minimisant l'espace entre le pied de la colonne et les coupelles que l'ont vient glisser.

La méthode d'échantillonnage a aussi son importance au niveau de la variabilité mesurée d'un événement à l'autre. Il pourrait être intéressant d'échantillonner le même événement de façon différente (décalage des prises d'échantillon par exemple) et de comparer les courbes de vitesses de chute.

### Matériau

Les erreurs surviennent à des endroits différents selon que l'on mesure des particules déjà décantées (prélevées dans des trappes à sédiments en fond de bassin par exemple) ou en suspension (campagne 2009). Il faut être conscient que la décantation se produit différemment selon que l'on mesure des eaux fortement chargées ou plus organiques.

### Manipulateur

Un paramètre important que l'on ne peut contrôler est l'expérience des manipulateurs et la constance dans la minutie que chacun d'eux y met. Afin d'y remédier, il est important de faire quelques essais de pratique afin des eaux de concentration différentes, car le comportement de l'eau varie selon sa concentration. Le changement des coupelles doit aussi être réalisé par différentes personnes en cours d'essai afin de contrer le biais qui pourrait être introduit par l'une ou l'autre (par exemple, le nettoyage des coupelles se fait aussi sur son pourtour ou seulement à l'intérieur, la qualité du rinçage du cylindre gradué d'une filtration à l'autre, le tremblement des mains lors du changement de coupelles, la vitesse d'exécution, etc.).

La méthode d'échantillonnage est basée sur la variation observée du débit entrant dans le bassin. Cette perception peut changer d'une personne à l'autre et d'un événement à l'autre (selon l'intensité et la durée anticipées). Il doit y avoir consensus et constance entre les différents échantillonneurs à ce niveau.

### Moment

Un essai ViCAs doit durer un minimum de 30 heures. L'incrément des périodes de changements de coupelles doit doubler à chaque fois, du moins pour les dix premières heures d'un essai. Ceci peut impliquer des manipulations dans la nuit, mais améliorera grandement la reproduction empirique de la courbe des masses décantées cumulées dans le temps par le classeur Excel. Il faut aussi réaliser les essais le plus vite possible suite à l'échantillonnage. Ceci peut nécessiter la disponibilité de deux équipes : une pour l'échantillonnage qui peut être long et fatigant, et une autre pour réaliser les manipulations en laboratoire qui demandent de la concentration et de l'application.

### Conclusion

La quantification de l'impact de tous ces éléments demande beaucoup de travail, mais permettra d'assurer les conclusions tirées des essais ViCAs et de trouver des moyens d'en améliorer la précision. Évidemment, le suivi à la lettre de chaque petit détail inscrit dans le protocole est aussi garant d'une réussite d'un essai ViCAs puisqu'ils représentent les constats réalisés au fil des nombreux essais lors de la campagne de l'été 2009.

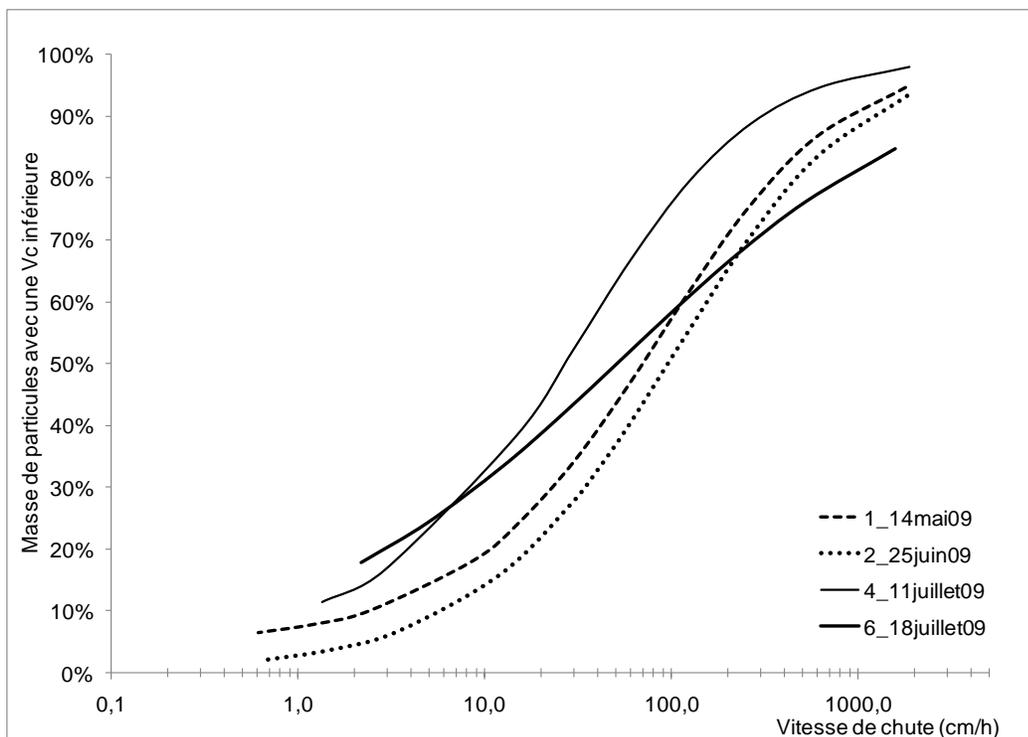
### Bibliographie :

Vallet B. et Bertrand-Krajewski, J.-L. 2010. Mesure de l'incertitude des essais ViCAs à l'aide du programme UVICAS (document technique), 4p.

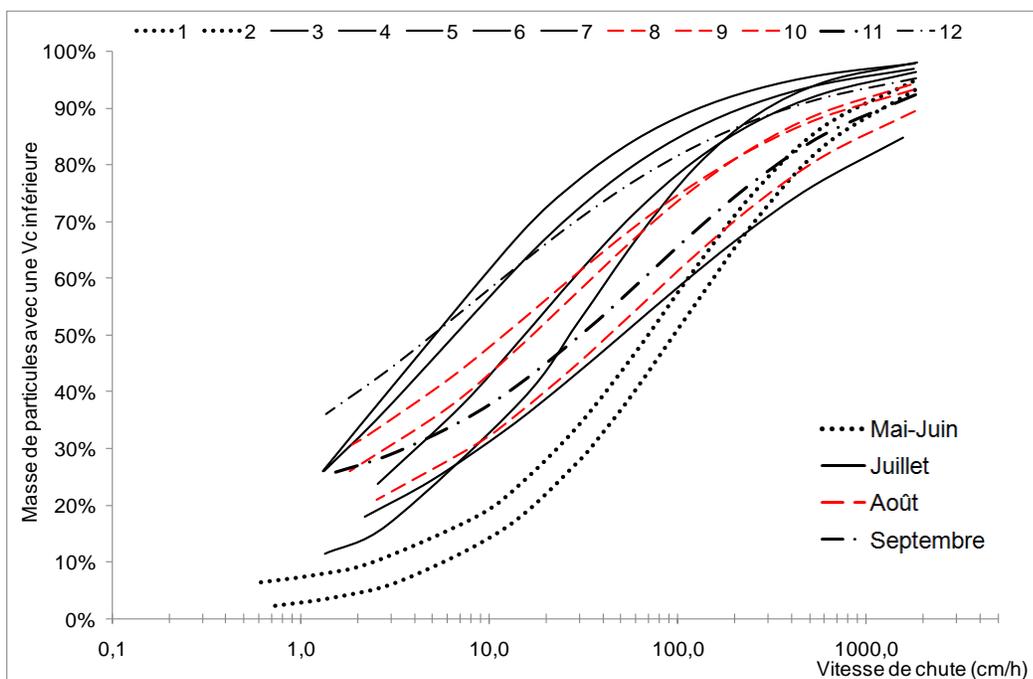
## **Annexe L : Compléments de la section 4.2.1**

Tableau 38 : Rappel des caractéristiques des événements

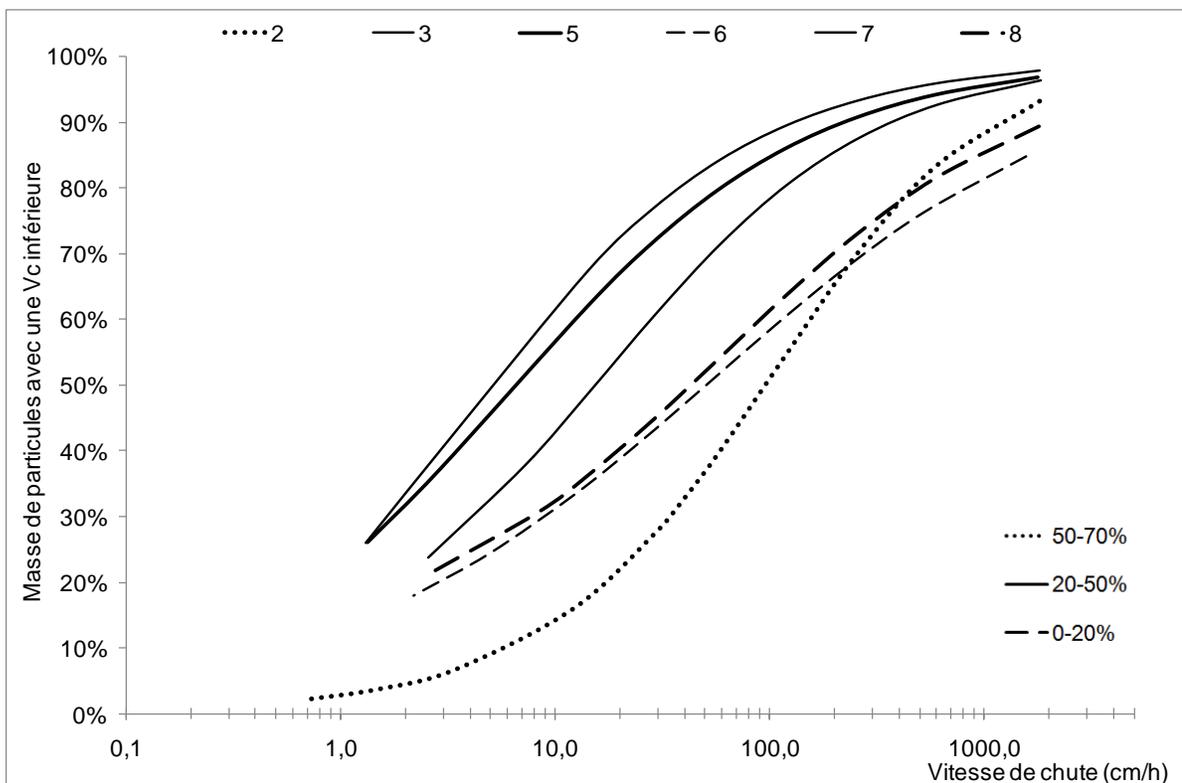
#	Date	Temps sec	H. tot	Durée	Int. max 5 min	Int. moy.	Vol.	MES in	MES out	Enlève- ment	Durée Essai ViCAs	Bilan de masse	
												in	out
		d	mm	min	mm/h	mm/h	m <sup>3</sup>	mg/l	mg/l	%	hh:mm	%	%
1	20090514	4,6	13,2	156	12	5,1	n/d	679	n/d	n/d	97h40	37	-
2	20090625	6,2	5,2	72	19,2	4,4	301	559	204	64	91h01	33	11
3	20090707	0,5	1,6	90	2,4	1,1	108	139	81	42	46h14	18	16
4	20090711	3,8	28,0	570	55,2	3	239	106	n/d	n/d	46h41	16	-
5	20090713	0,6	1,4	96	5,4	2,8	26	61	40	34	44h44	18	-
6	20090718	1,2	32,0	882	36	2,2	1544	51	46	10	24h07	6	13
7	20090727	0,8	1,6	48	7,2	2,1	56	43	26	40	23h48	14	25
8	20090802	3,9	16,4	204	24	4,8	747	36	29	19	24h00	-1	8
9	20090821-1	0	3,8	42	9,6	3,6	270	72	13	n/d	31h39	12	9
10	20090821-2	0,5	4,8	60	9,6	4,8	192	75		n/d	31h39	18	
11	20090918-1	4,7	9,4	210	24	2,7	440	79	28	n/d	44h45	11	7
12	20090822-2	4	3,6	150	2,7	1,4	158	68		n/d	45h00	13	



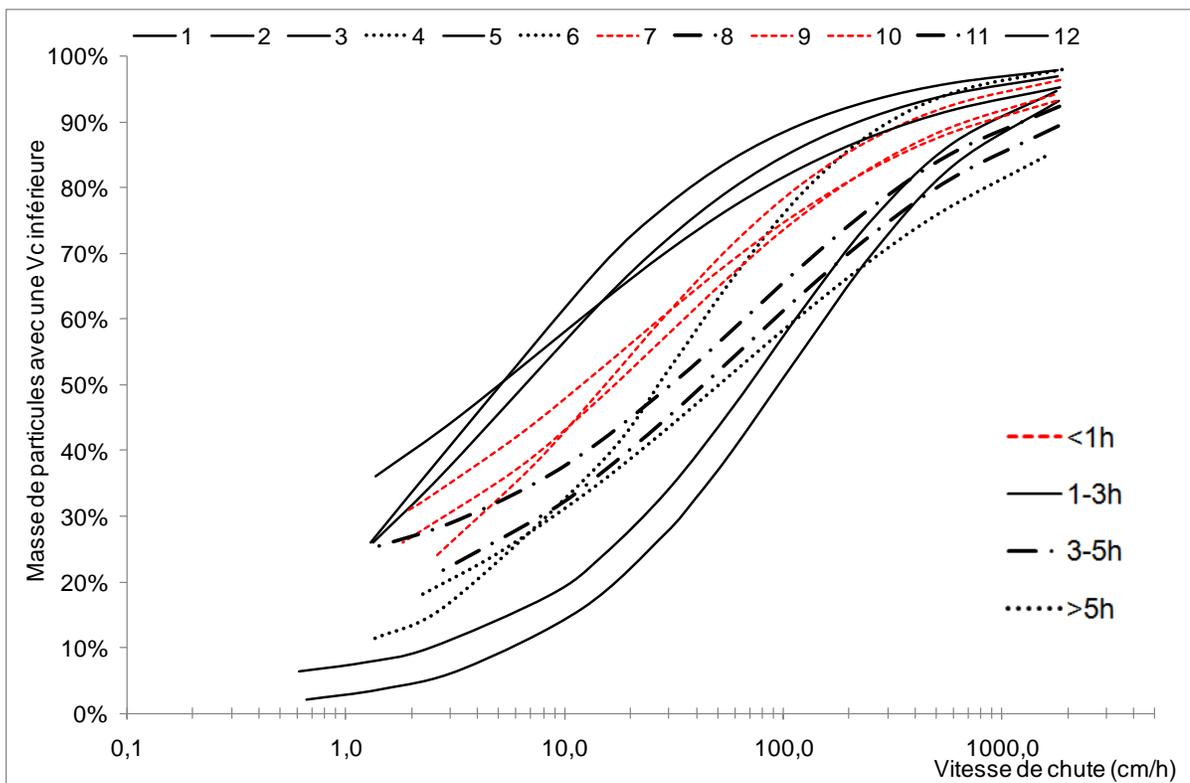
**Figure 59 : Allure des courbes rejetées pour l'analyse des  $R^2$**



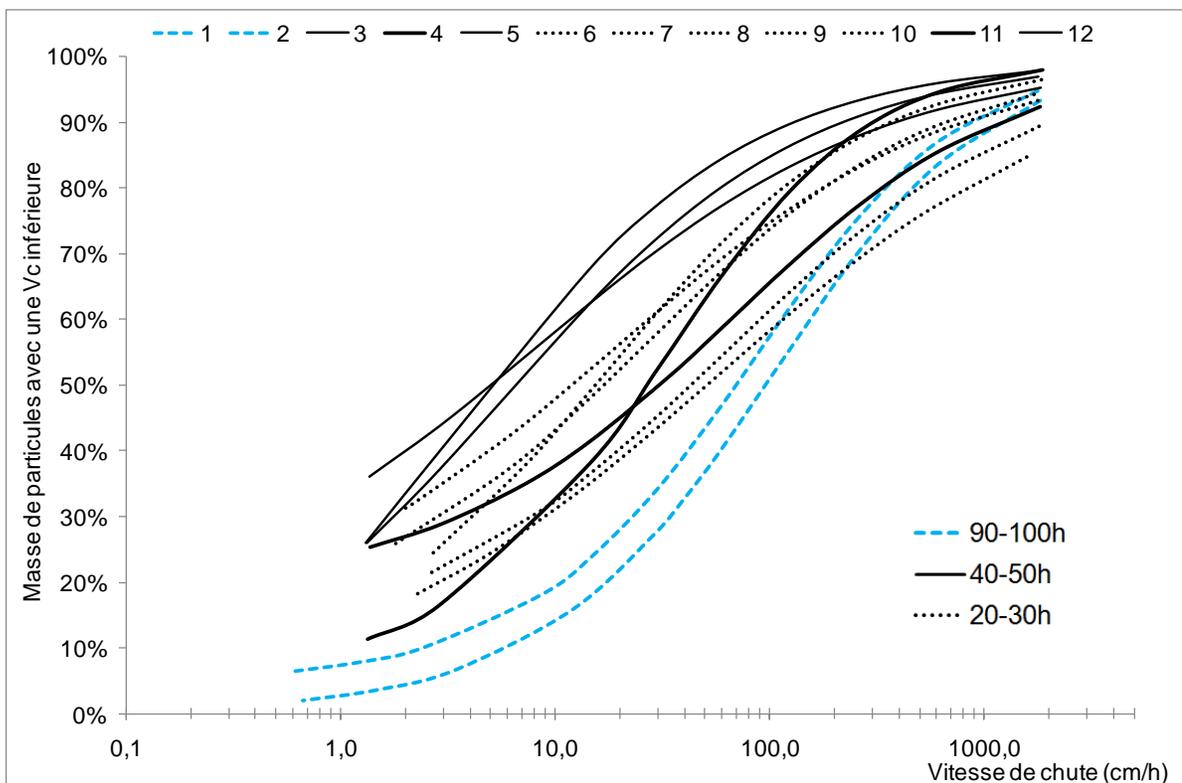
**Figure 60 : Vitesses de chute selon la chronologie**



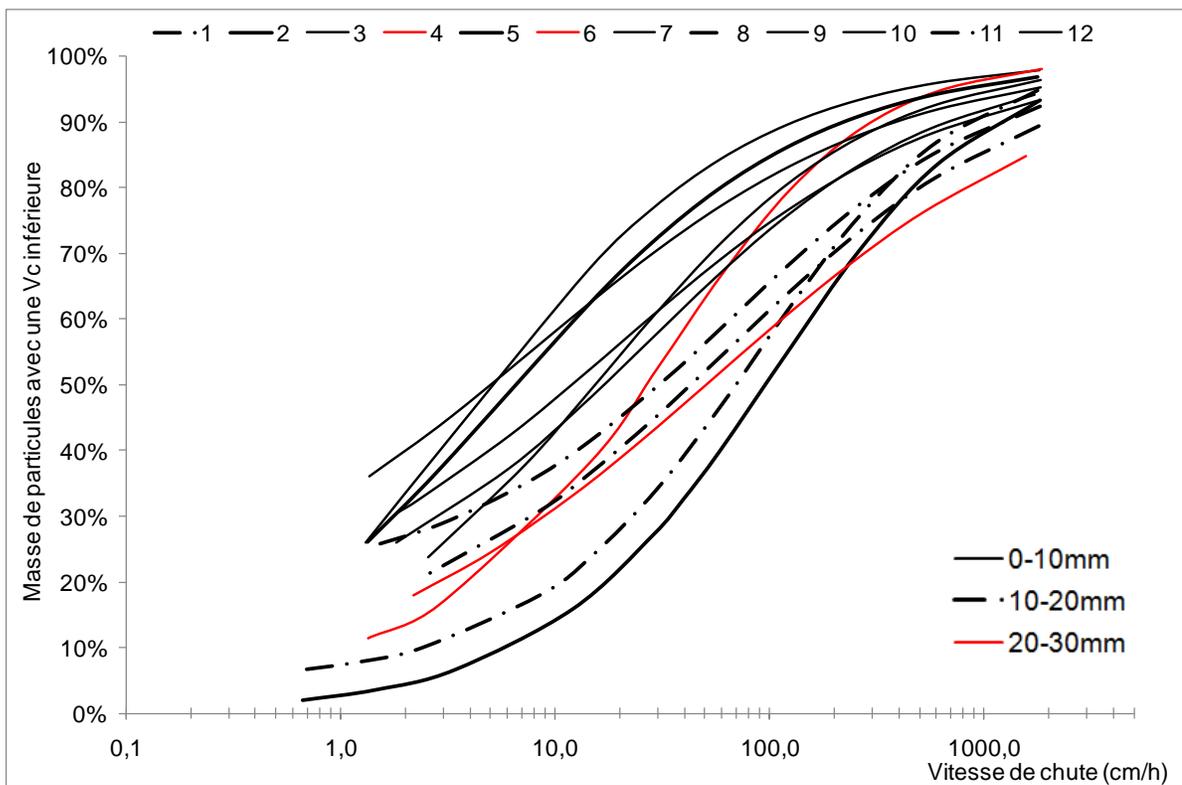
**Figure 61 : Vitesses de chute selon le pourcentage d'abattement**



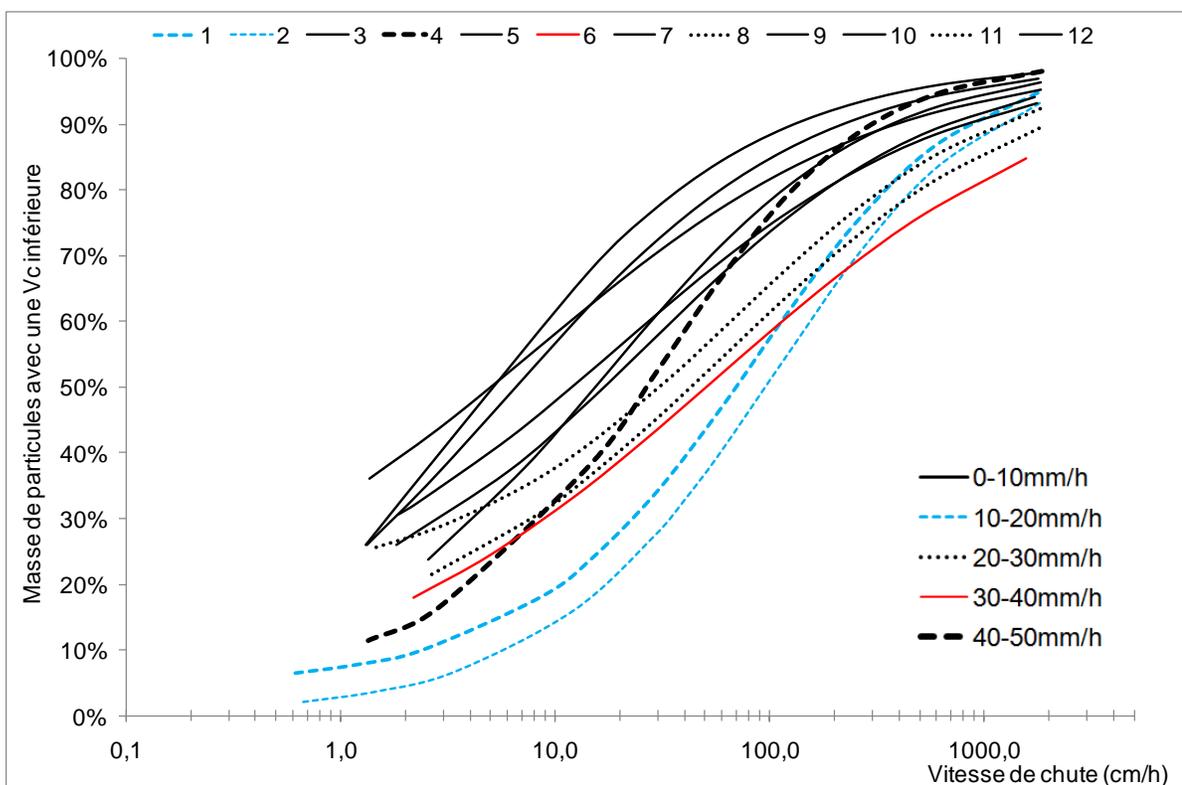
**Figure 62 : Vitesses de chute selon la durée de l'événement**



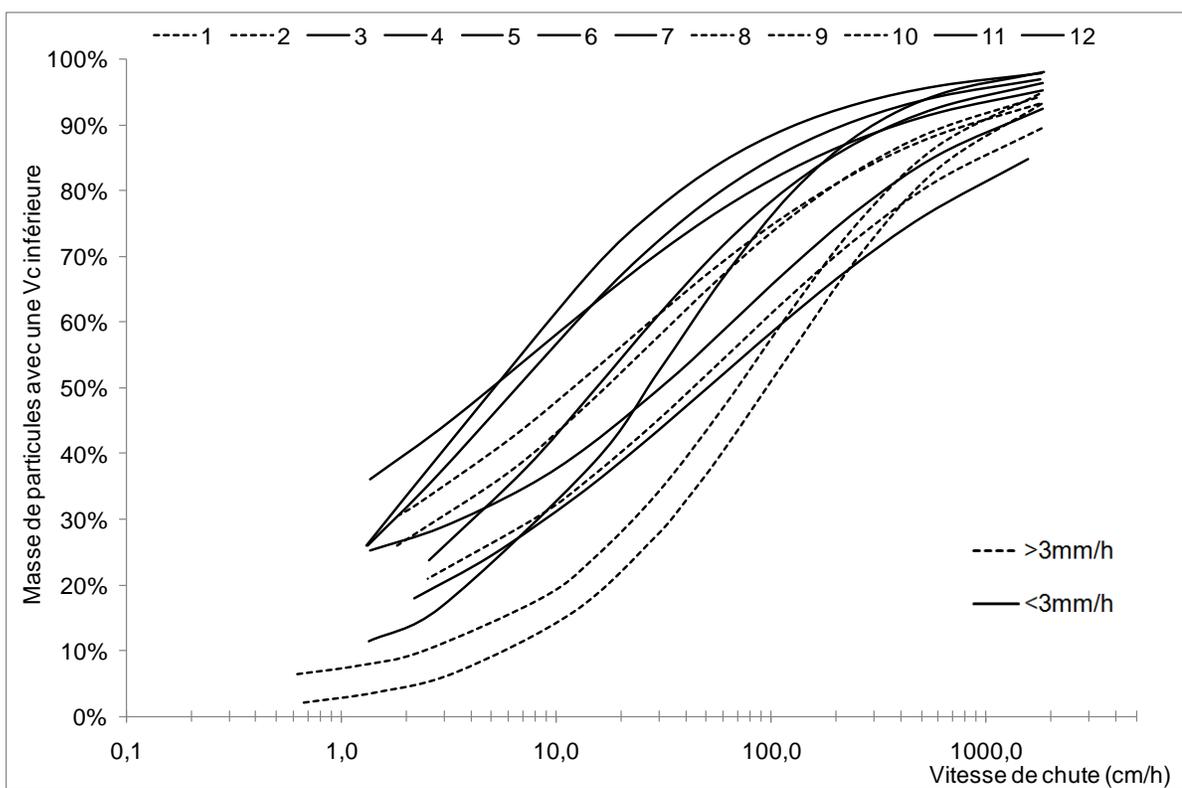
**Figure 63 : Vitesses de chute selon la durée de l'essai ViCAs**



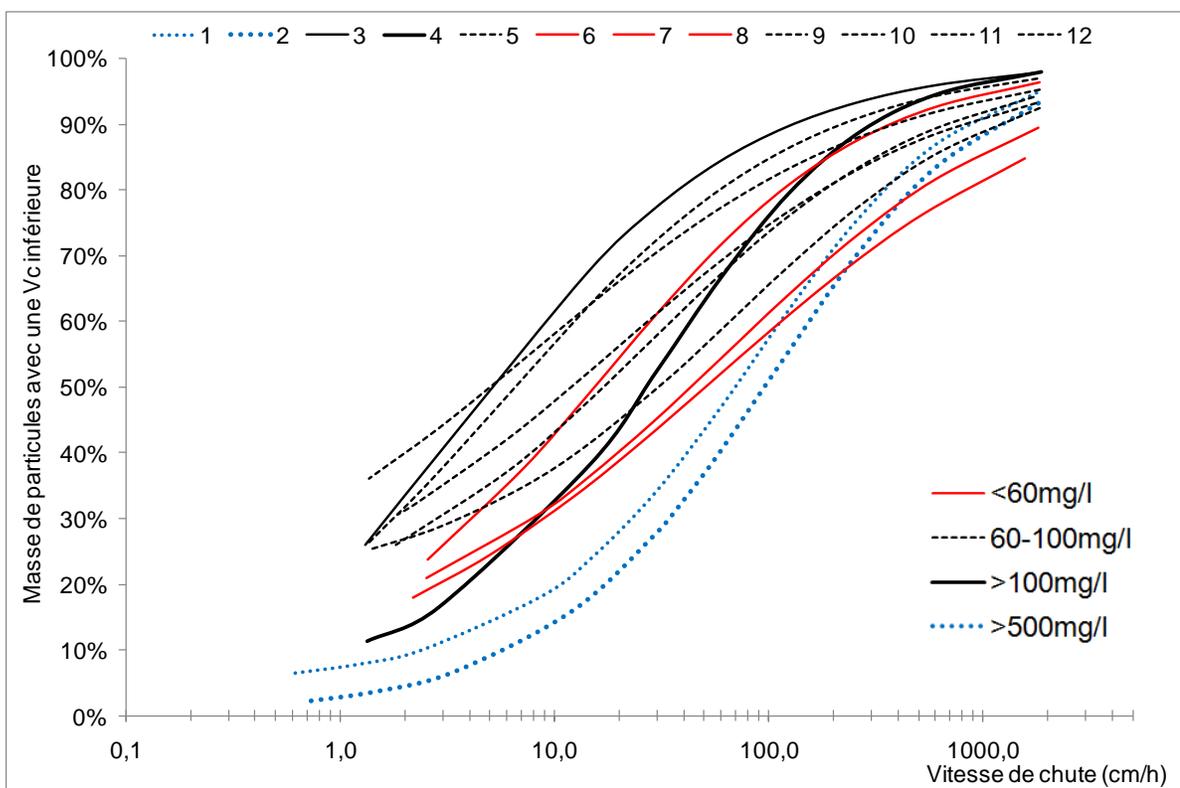
**Figure 64 : Vitesses de chute selon la précipitation**



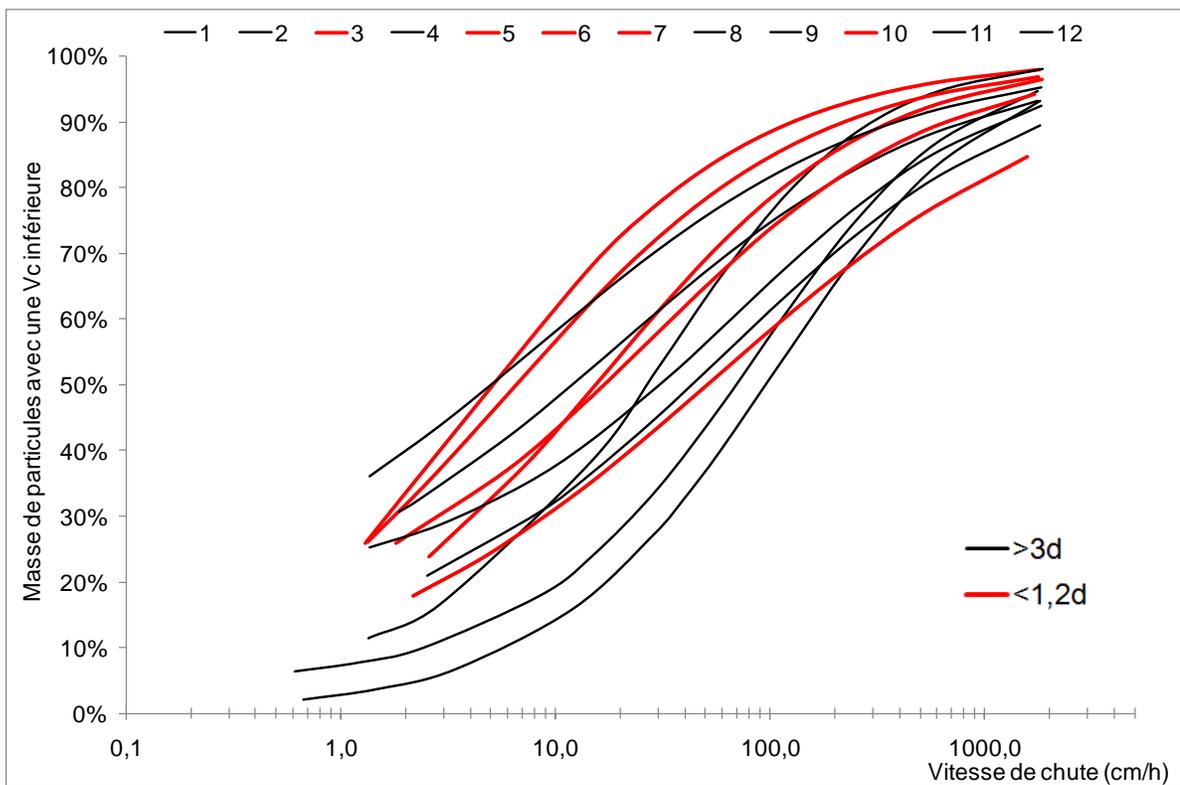
**Figure 65 : Vitesses de chute selon l'intensité maximale**



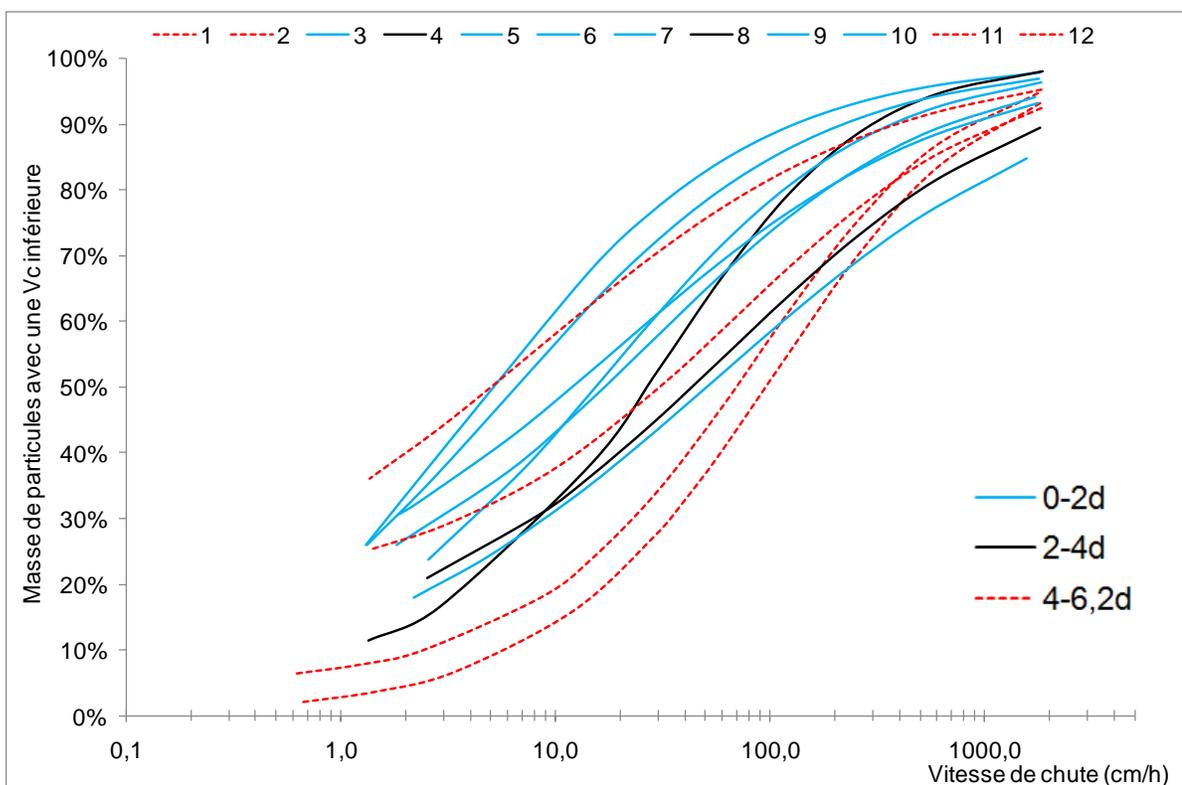
**Figure 66 : Vitesses de chute selon l'intensité moyenne**



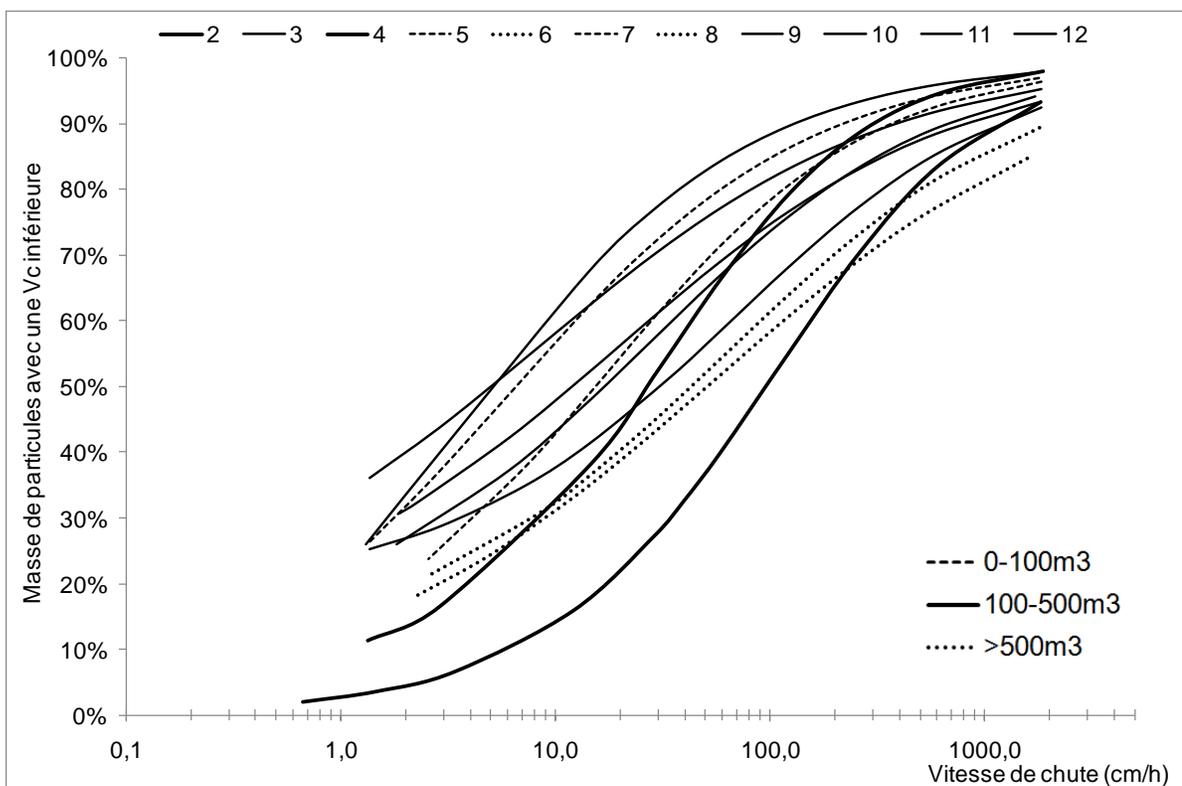
**Figure 67 : Vitesses de chute selon la concentration à l'entrée du bassin**



**Figure 68 : Vitesses de chute selon la période de temps sec**



**Figure 69 : Vitesses de chute selon la période de temps sec plus détaillée**



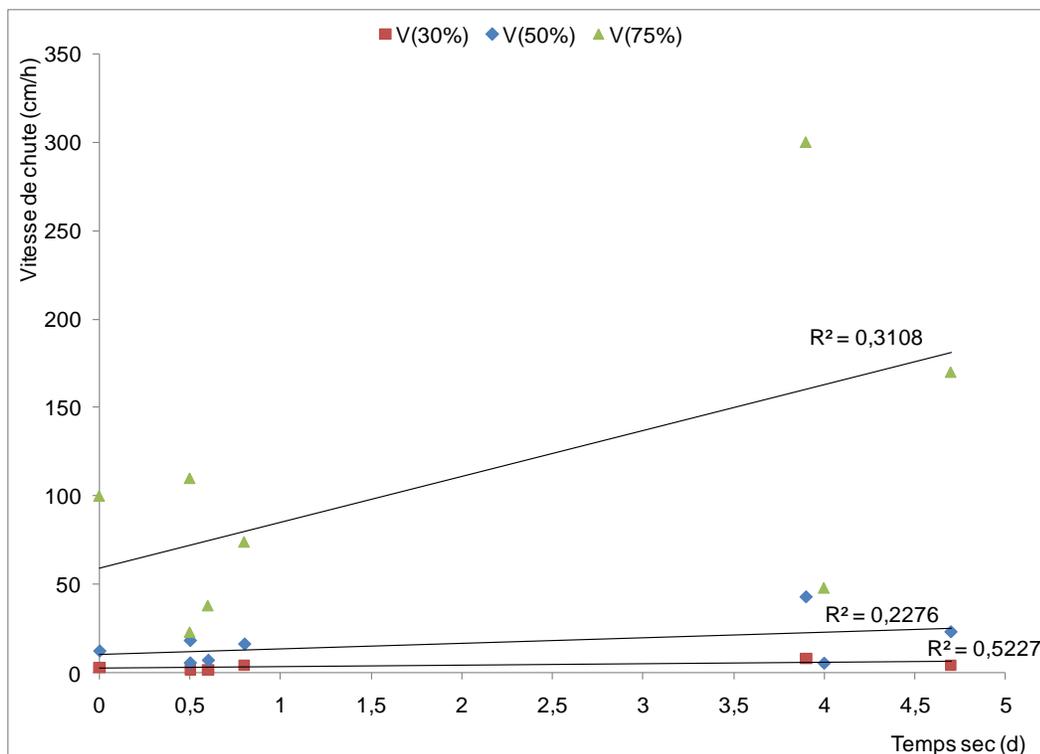
**Figure 70 : Vitesses de chute selon le volume ruisselé**

**Tableau 39 : Vitesses de chute pour chaque événement**

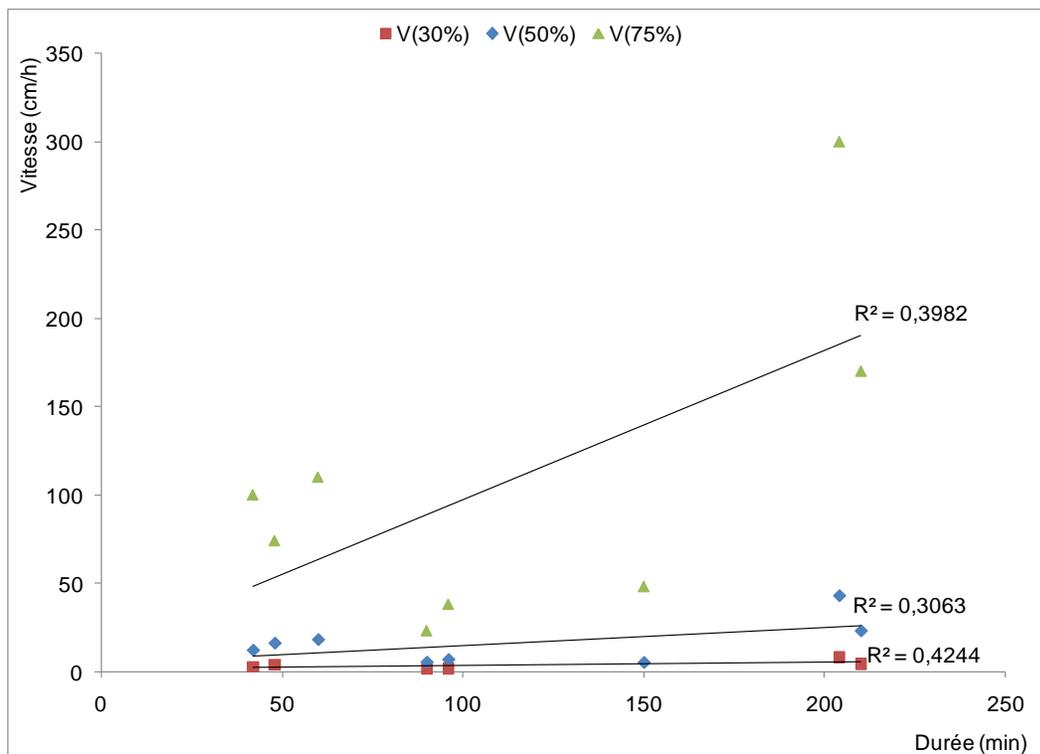
#	Date	Vitesse de chute correspondant à une fraction de particules non décantées (cm/h)		
		V (30%)	V (50%)	V (75%)
1	20090514	22	70	230
2	20090625	33	95	320
3	20090707	1,6	5,2	23
4	20090711	8,4	27	92
5	20090713	1,7	6,7	38
6	20090718	9	50	470
7	20090727	4	16	74
8	20090802	8	43	300
9	20090821-1	2,8	12	100
10	20090821-2	-	18	110
11	20090918-1	4,3	23	170
12	20090822-2	-	5	48

**Tableau 40 : R<sup>2</sup> reliés aux fractions de particules non décantées en fonction des caractéristiques de tous les événements**

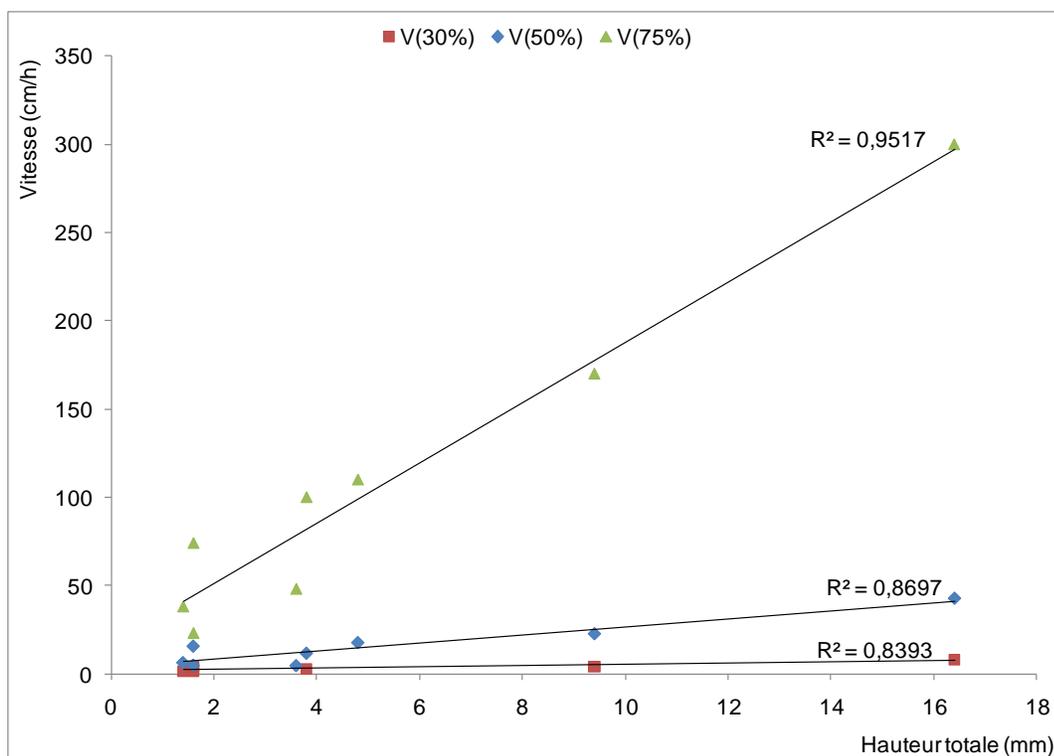
Caractéristiques	Avec tous			Sans # 1 et 2			Sans # 1, 2, 4, 6		
	30%	50%	75%	30%	50%	75%	30%	50%	75%
Temps sec	0,58	0,44	0,13	0,30	0,08	0,03	0,52	0,23	0,31
Durée	0,00	0,04	0,34	0,66	0,56	0,54	0,42	0,31	0,40
Hauteur	0,01	0,12	0,41	0,85	0,72	0,56	0,84	0,87	0,95
Intensité max.	0,02	0,11	0,21	0,75	0,50	0,26	0,66	0,78	0,84
Intensité moy.	0,42	0,35	0,14	0,15	0,14	0,06	0,55	0,49	0,49
Volume	0,02	0,19	0,79	0,53	0,78	0,96	0,78	0,81	0,93
Concentration à l'entrée	0,76	0,62	0,09	0,10	0,19	0,23	0,40	0,29	0,23
% Abattement (in→out)	0,76	0,61	0,08	0,84	0,89	0,94	0,72	0,80	0,87
Durée de l'essai ViCAs	0,66	0,44	0,01	0,00	0,02	0,07	0,37	0,12	0,16



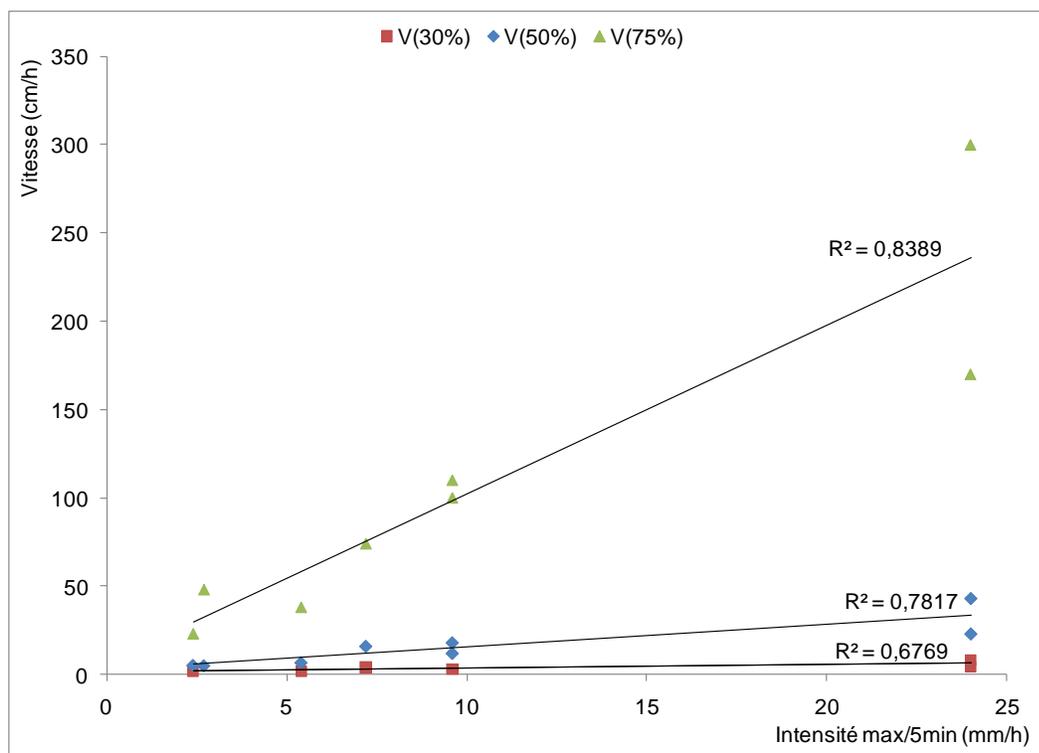
**Figure 71 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport au temps sec**



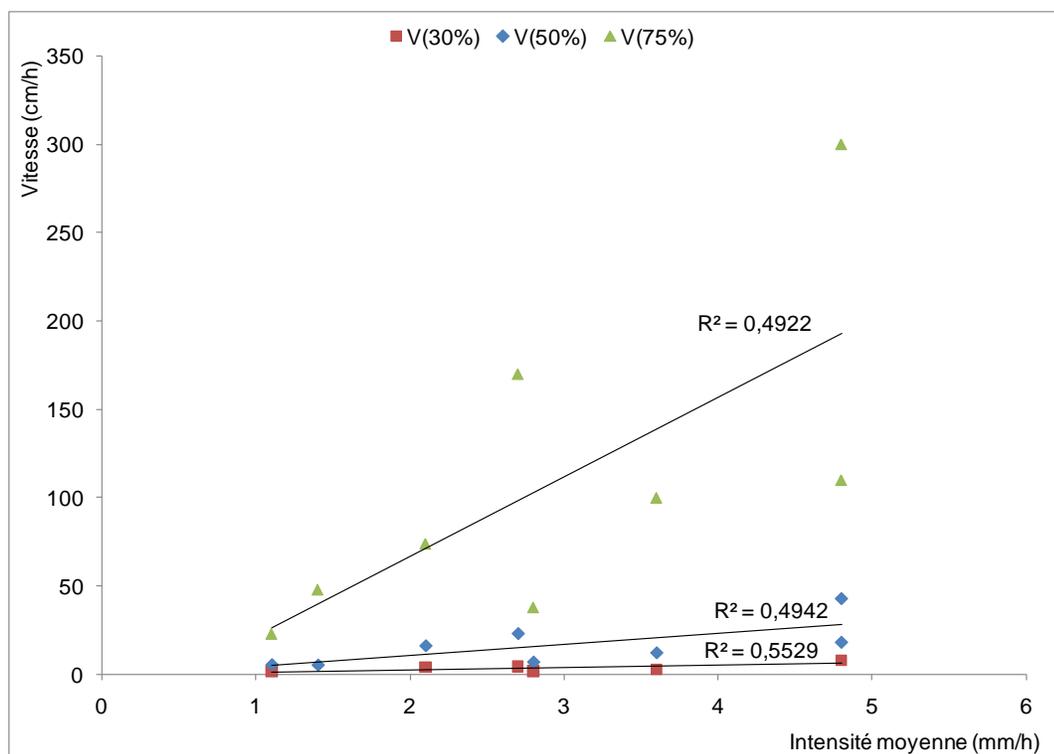
**Figure 72 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à la durée de l'événement**



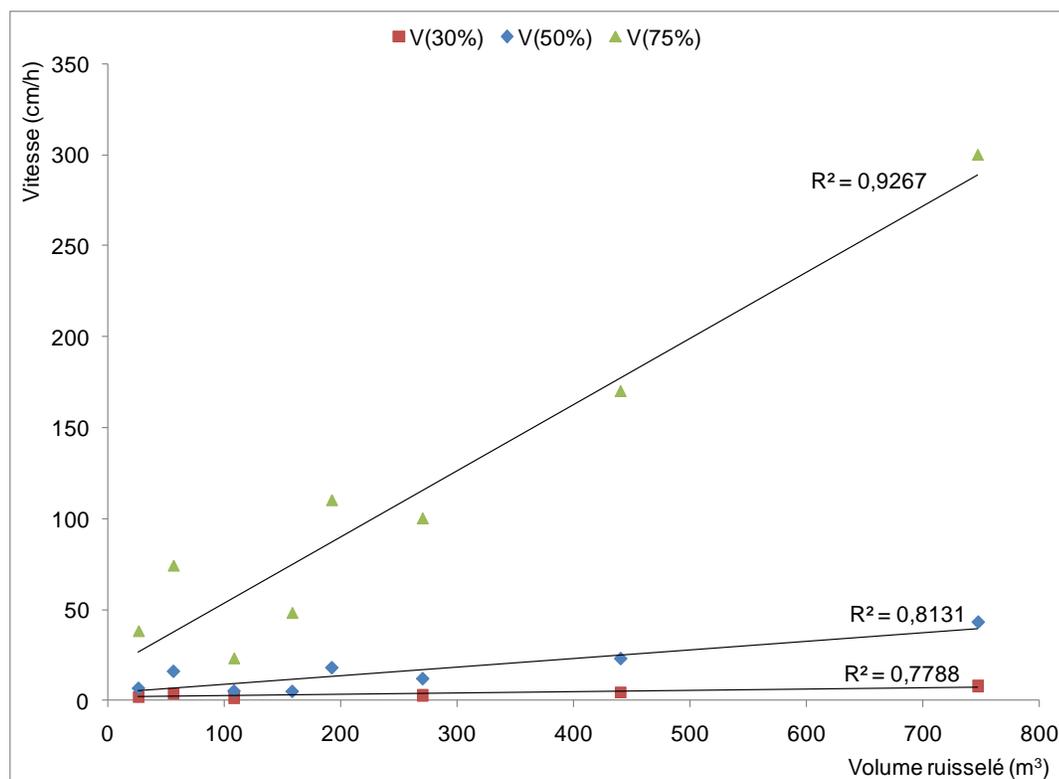
**Figure 73 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à la hauteur d'eau tombée**



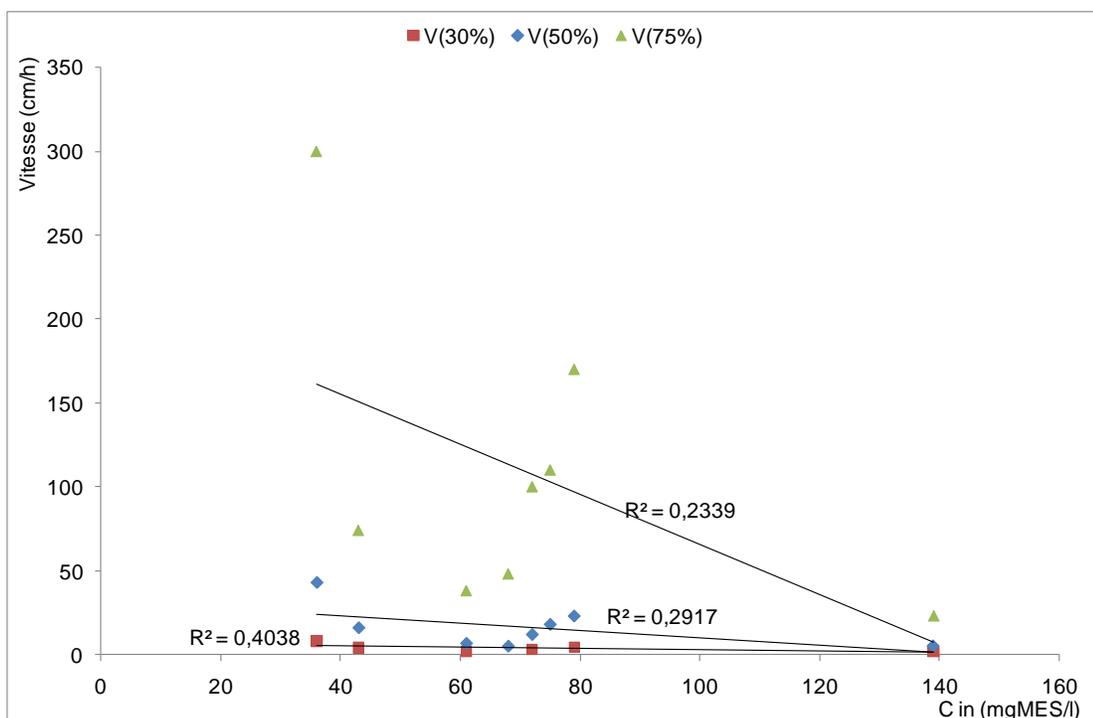
**Figure 74 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à l'intensité maximale**



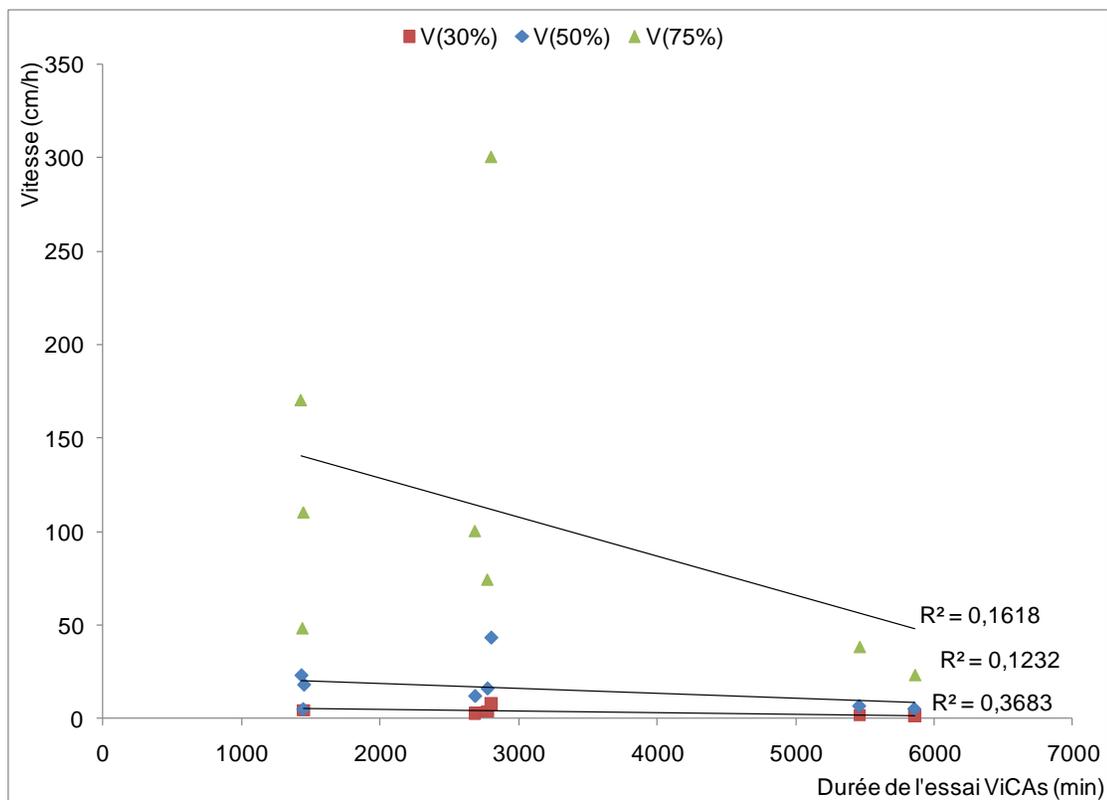
**Figure 75 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à l'intensité moyenne**



**Figure 76 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport au volume ruisselé**



**Figure 77 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à la concentration du composite**

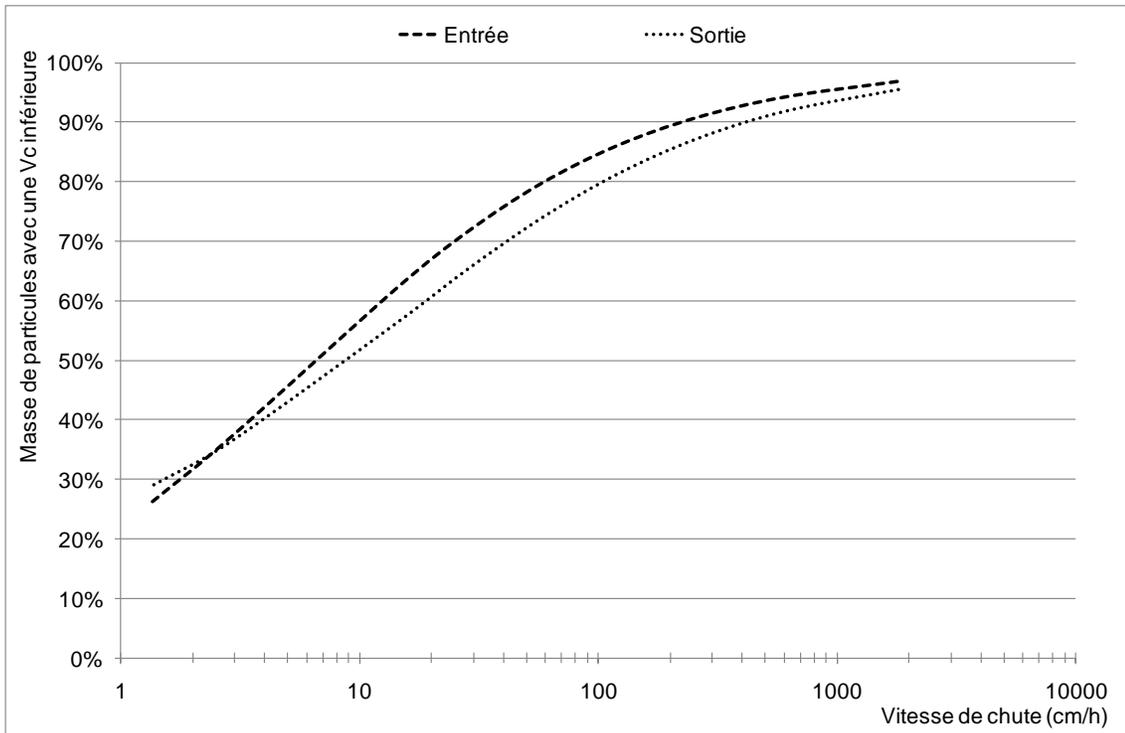


**Figure 78 : Vitesse de chute pour des fractions de masses non décantées par rapport à la durée de l'essai ViCAs**

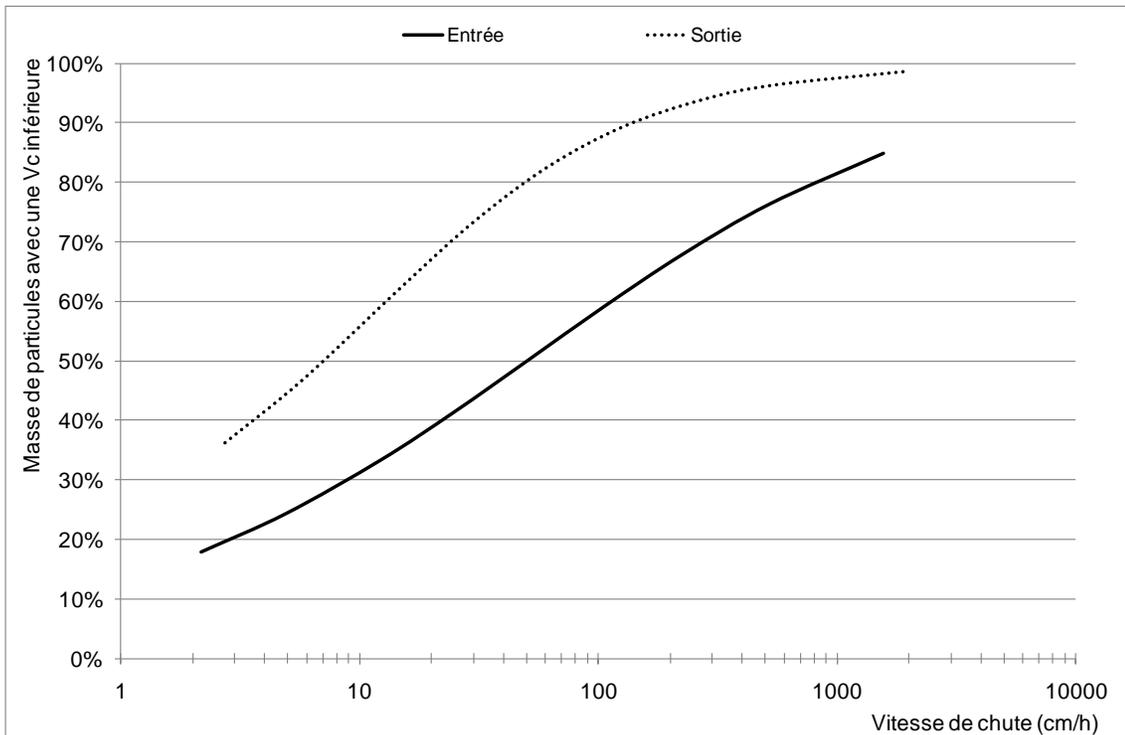
**Tableau 41 : Fraction de particules avec une vitesse de chute inférieure**

#	Date	Concentration initiale (mg/L)	Fraction (%) de particules avec une vitesse de chute inférieure			
			%(0,01m/h)	%(0,05m/h)	%(0,1m/h)	%(1m/h)
1	20090514	679	7	14	19	57
2	20090625	559	3	9	14	51
3	20090707	139	-	50	62	88
4	20090711	106	-	23	33	76
5	20090713	61	-	46	57	84
6	20090718	51	-	24	31	58
7	20090727	43	-	33	43	78
8	20090802	36	-	26	33	61
9	20090821-1	72	-	40	48	75
10	20090821-2	75	-	35	43	74
11	20090918-1	79	-	32	38	65
12	20090822-2	68	-	50	58	82

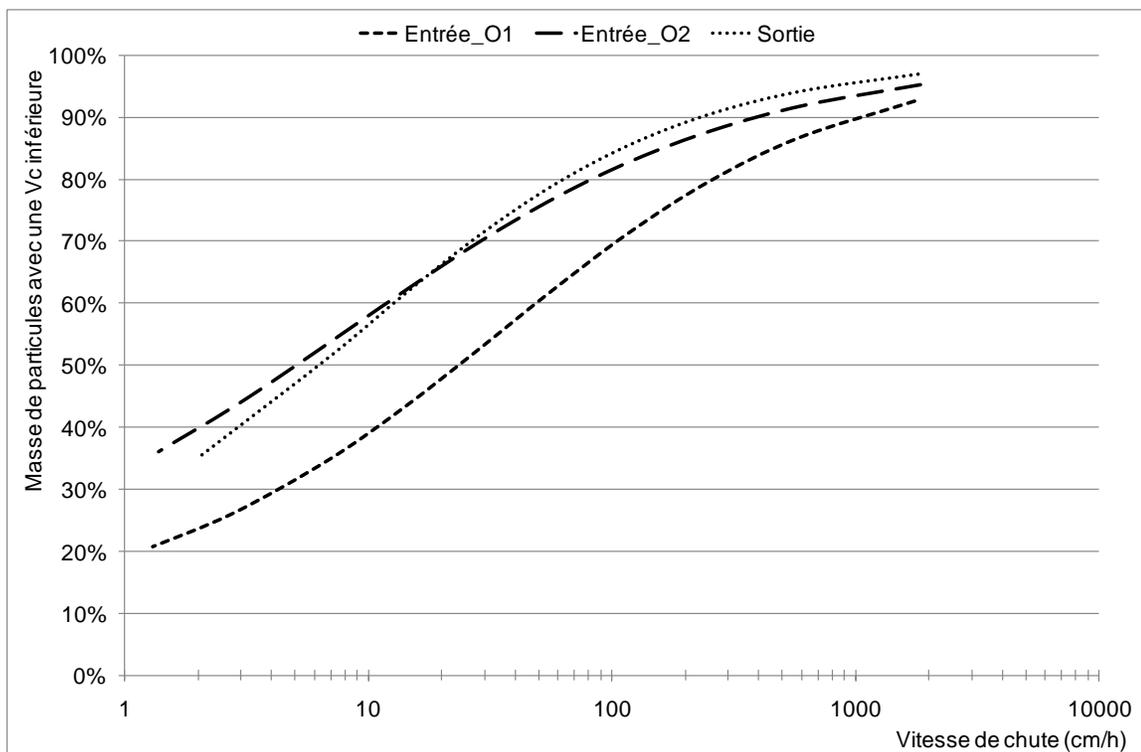
## **Annexe M : Compléments de la section 4.2.2**



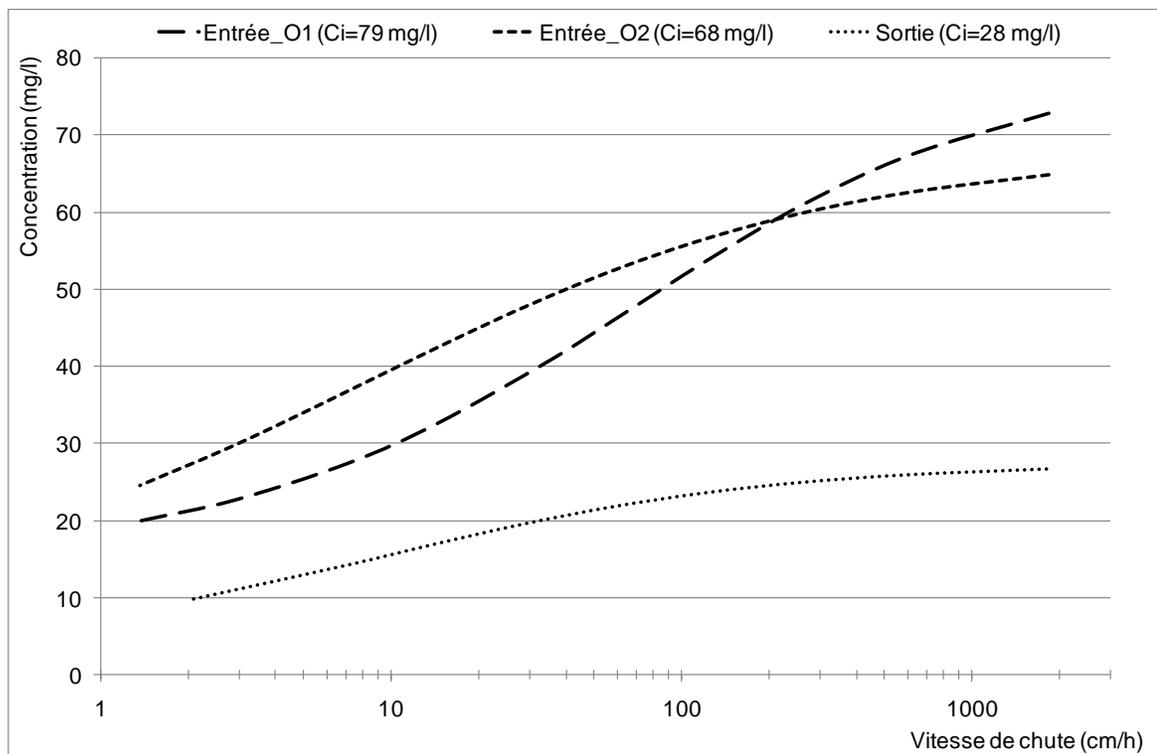
**Figure 79 : Courbe de vitesse de chute des particules (#5)**



**Figure 80 : Courbes de vitesse de chute des particules (#6)**



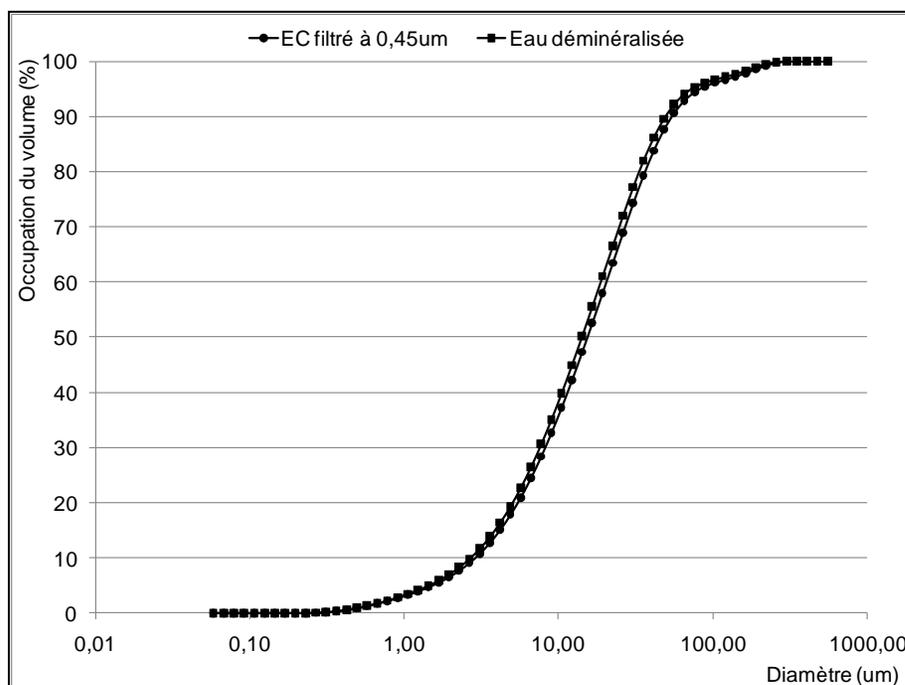
**Figure 81 : Courbes de vitesse de chute des particules (#11 et 12)**



**Figure 82 : Concentration restante dans la colonne en fonction de la vitesse de chute (#11 et 12)**

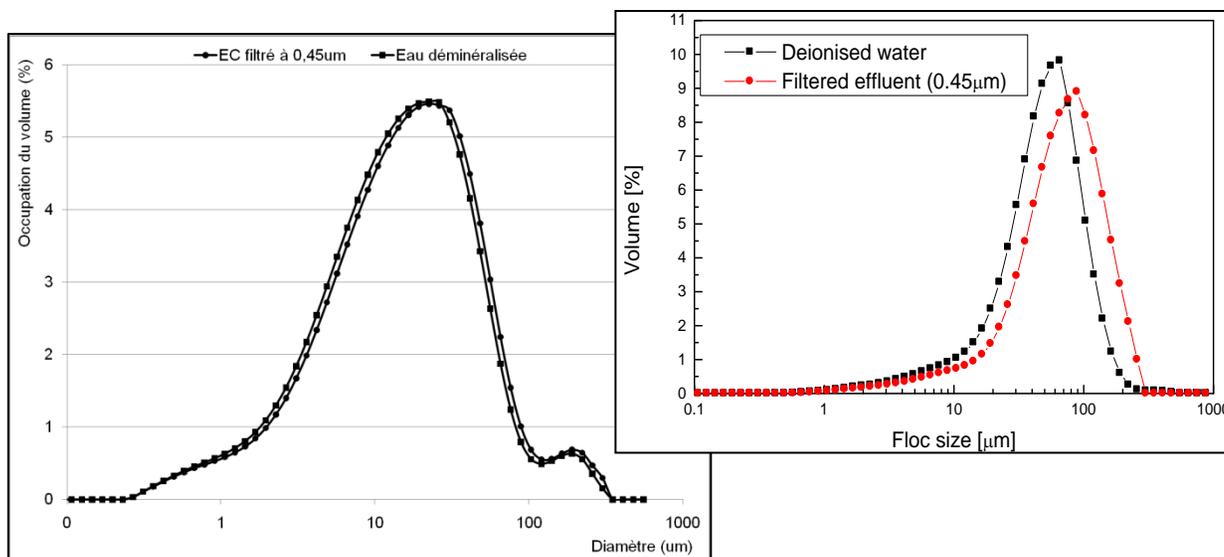
**Annexe N : Observations par rapport au *Mastersizer***

Comme il a été mentionné dans la section 3.6., le choix du dispersant dans lequel l'échantillon est suspendu et homogénéisé doit posséder le plus possible les mêmes caractéristiques que l'échantillon lui-même. Ceci dans le but de limiter la déstabilisation des floes. On voit sur la Figure 83 la courbe de la distribution cumulée obtenue en utilisant un volume d'échantillon composite (EC) comme dispersant. Ce volume d'eau correspond au même événement pluvieux que l'échantillon étudié et est filtré à  $0,45\ \mu\text{m}$ . L'autre courbe est obtenue en utilisant de l'eau déminéralisée comme dispersant.



**Figure 83 : Effet du dispersant sur la PSD d'un même échantillon**

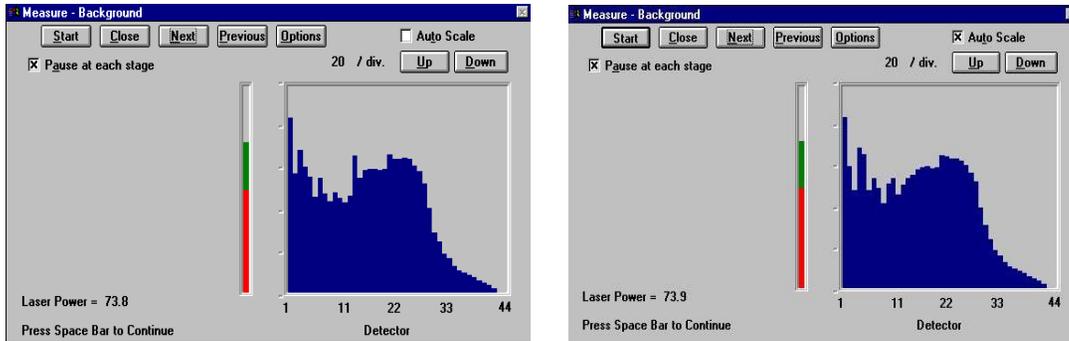
L'utilisation d'eau déminéralisée ou d'échantillon composite filtré ne semble pas apporter de différence au niveau des résultats. La Figure 84 permet de comparer l'effet observé sur un exemple des eaux de ruissellement étudiées sur le bassin Chauveau ( $107\ \text{mgMES/l}$ , distribution des diamètres autour de  $30\ \mu\text{m}$ ) avec les essais de Govoreanu et al. (2009) (boues activées d'un réacteur biologique séquencé,  $\text{IVB} = 469\ \text{ml/g}$ , distribution des diamètres autour de  $100\ \mu\text{m}$ ).



**Figure 84 : Comparaison de l'effet du dispersant par rapport aux travaux de Govoreanu et al. (2009)**

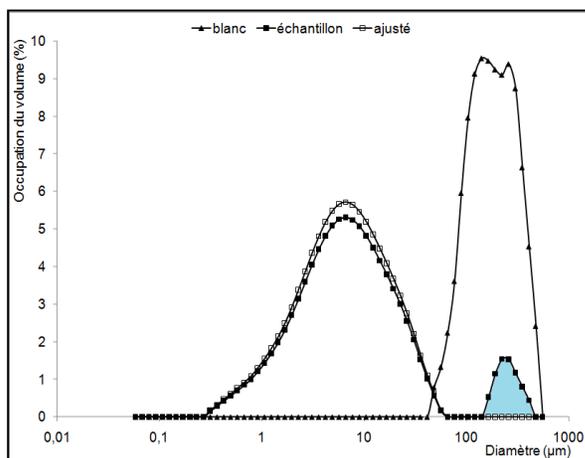
Les effets de diminution de la PSD sont beaucoup plus notables pour les particules de boues activées. Ceci est dû aux faits que les eaux de ruissellement sont beaucoup moins organiques et ont moins tendance à flocculer. Elles sont aussi beaucoup moins concentrées. Malgré tout, la minime différence observée sur la figure de gauche suit la même tendance, soit que les diamètres mesurés sont plus petits pour un dispersant d'eau déminéralisée. Ainsi, dans le but de suivre les indications de Govoreanu et al. (2009), les mesures subséquentes réalisées à partir du *Mastersizer* ont été faites avec de l'échantillon filtré.

Puisque les eaux étudiées sont parfois très peu concentrées, l'utilisation de la petite cellule de mesure externe était nécessaire pour gagner un niveau d'obscurité minimale. Lorsque la grosse cellule interne était utilisée, on devait employer 400 ml de dispersant, auquel était ajouté 200 ml d'échantillon. Pour la petite cellule, un volume aussi petit que 10 ml de dispersant était nécessaire pour environ 55 ml d'échantillon (la capacité de la petite cellule étant de 65 ml). La Figure 85 compare les backgrounds pour chacune des cellules lors d'une mesure à l'eau claire. Leur similarité indique que les conditions d'analyse sont semblables.



**Figure 85 : Background de la grosse cellule à gauche, et de la petite cellule à droite**

Certains essais sur le *Mastersizer* présentaient des anomalies. Ceci était probablement attribuable à des bulles d'air présentes sur la lentille vis-à-vis le laser. Afin de contrer cet inconvénient, une mesure à l'eau claire était effectuée au préalable, puis les résultats de distribution de tailles de particules sur l'échantillon pouvaient être ajustés en conséquence. La Figure 86 présente la courbe obtenue pour une mesure à l'eau claire (blanc). L'obscurité mesurée était de 0,0 %, ce qui confirme qu'il n'y avait pas de présence de particules dans l'instrument avant ajout de l'échantillon. Ainsi, selon la courbe du blanc, l'aire ombragée sous la courbe de l'échantillon ne correspond pas à de réelles particules dans l'échantillon analysé. Ceci nécessite le réajustement des pourcentages de volume sous la distribution des diamètres (i.e. courbe ajustée). La méthode utilisée en Excel est présentée ci-après.

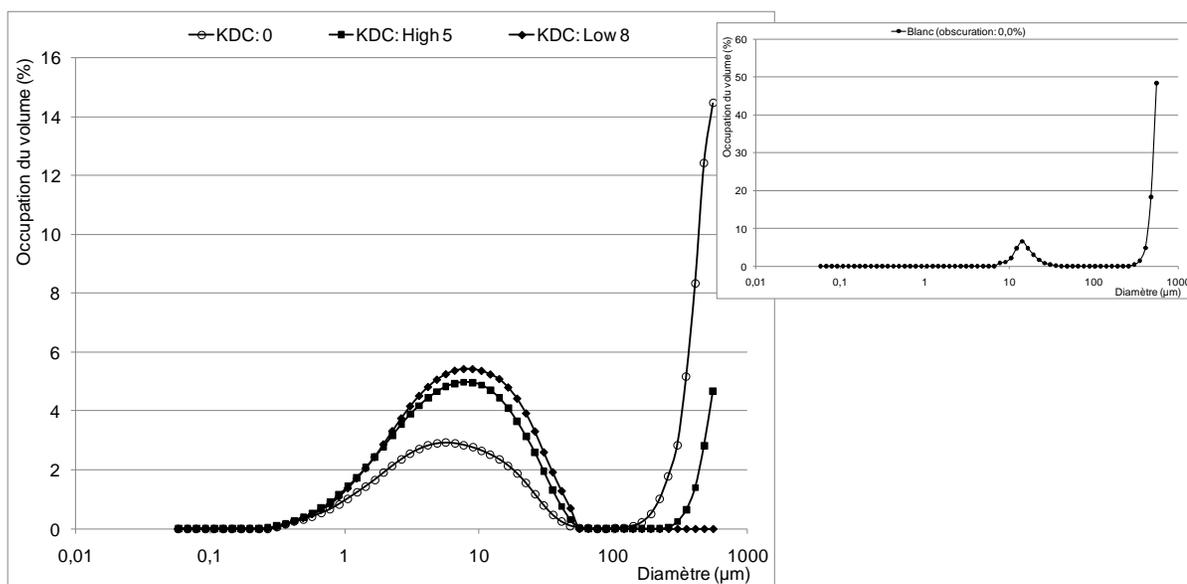


**Figure 86 : Ajustement de la distribution des particules (#5)**

Diamètre µm	a,b	Réel %	Ajusté %
0,06		0	0
0,07		0	0
0,08		0	0
0,09		0	0
0,11		0	0
0,13		0	0
0,15		0	0
0,17		0	0
0,20		0	0
0,23		0	0
0,27		0	0
0,31	1	0,15	0,16
0,36	2	0,29	0,32
0,42	3	0,43	0,46
0,49	4	0,56	0,61
0,58	5	0,70	0,76
0,67	6	0,85	0,91
0,78	7	1,00	1,08
0,91	8	1,21	1,30
1,06	9	1,44	1,55
1,24	10	1,69	1,82
1,44	11	1,98	2,13
1,68	12	2,31	2,49
1,95	13	2,71	2,92
2,28	14	3,14	3,38
2,65	15	3,59	3,87
3,09	16	4,05	4,36
3,60	17	4,46	4,80
4,19	18	4,82	5,19
4,88	19	5,09	5,48
5,69	20	5,25	5,66
6,63	21	5,30	5,71
7,72	22	5,24	5,64
9,00	23	5,06	5,45
10,48	24	4,81	5,18
12,21	25	4,50	4,85
14,22	26	4,16	4,47
16,57	27	3,79	4,08
19,31	28	3,41	3,67
22,49	29	3,00	3,23
26,20	30	2,55	2,75
30,53	31	2,05	2,21
35,56	32	1,52	1,63
41,43	33	1,01	1,09
48,27	34	0,56	0,61
56,23	b=35	0,16	0,18
65,51		0	0
76,32		0	0
88,91		0	0
103,58		0	0
120,67		0	0
140,58		0	0
163,77	1	0,52	0
190,80	2	1,15	0
222,28	3	1,54	0
258,95	4	1,53	0
301,68	5	1,17	0
351,46	6	0,80	0
409,45	a=7	0,44	0
477,01		0	0
555,71		0	0
total		100	100
réel (série b)		93	100
erroné (série a)		7	0

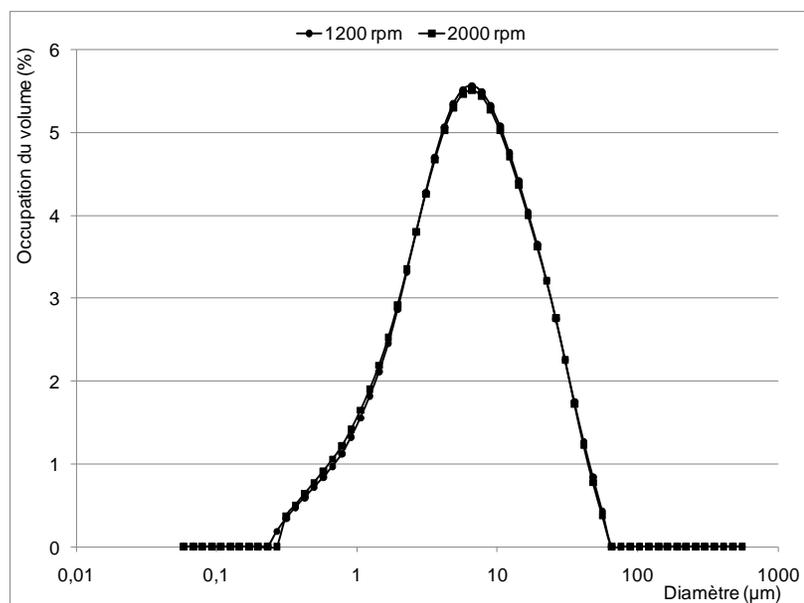
$$\%_{\text{ajusté}} = \frac{\%_{\text{réel}} \times 100}{\sum_b \%_{\text{réel}}} = \frac{\%_{\text{réel}} \times 100}{93}$$

Une fonction du *Mastersizer*, appelée *Kill Data Channel* (KDC), peut aider à s'affranchir de ce problème de détection de particules qui ne semblent pas exister. En effet, cette propriété permet de bloquer certains canaux de détection d'angles de diffraction. Un numéro de canal faible (*low*) réfère à un angle de diffusion faible et donc à des particules larges. La Figure 87 démontre qu'un KDC 8 faible (*low 8*) permet d'éliminer le bruit détecté lors de la mesure du blanc.



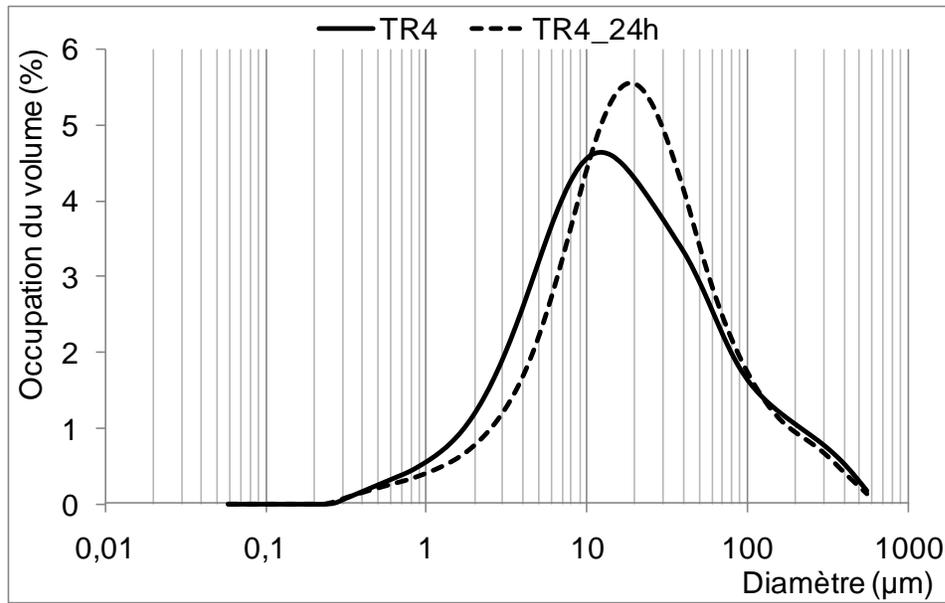
**Figure 87 : Comparaison de résultats sur un EC en entrée par rapport à la fonction *Killed Data Channel* (#11)**

Comme il a été discuté dans la section 3.6., la vitesse d'agitation peut aussi avoir un effet sur les particules passant dans la lentille de lecture du laser. La Figure 88 démontre que pour des vitesses de 1200 à 2000 rpm, les résultats ne varient pas. Ainsi, les essais subséquents ont tous été réalisés à une vitesse de 1500 rpm.



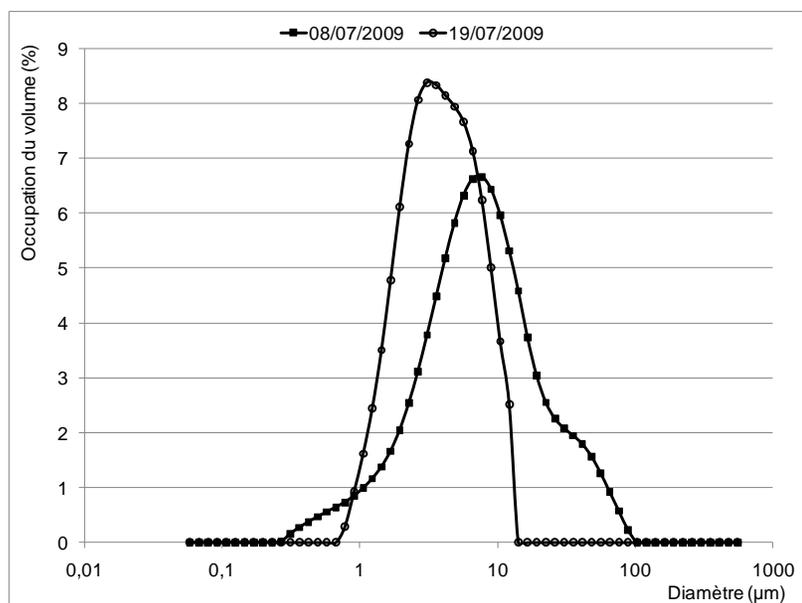
**Figure 88 : Comparaison des courbes selon la vitesse d'homogénéisation (#5)**

L'effet de la conservation de l'échantillon sur la distribution de la taille des particules a aussi été mesuré. L'interaction entre les petites et les grosses particules implique qu'un délai entre la prise de l'échantillon et la mesure aura probablement un effet. La Figure 89 présente la distribution des particules récupérées dans une trappe à sédiments immédiatement après échantillonnage puis après 24h de conservation en chambre froide.

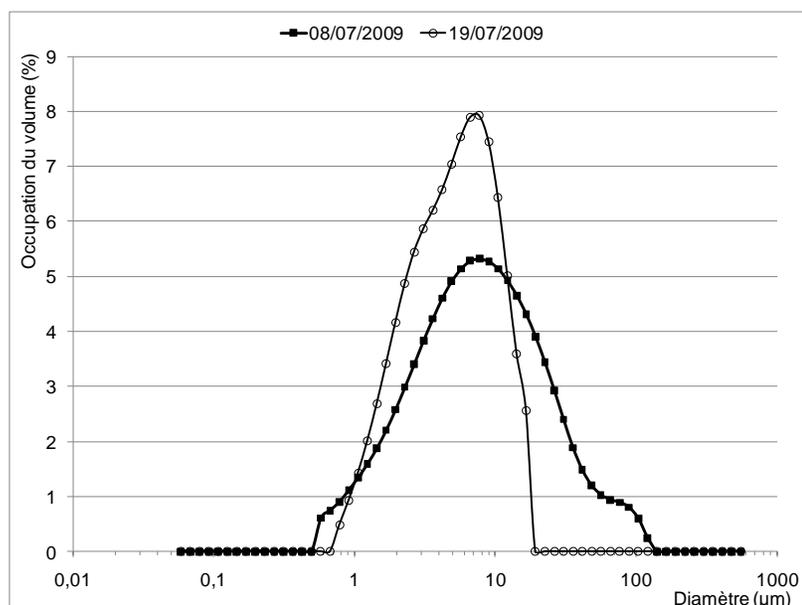


**Figure 89 : Effet de la conservation pour 24 h des échantillons**

On peut voir qu'il n'y a pas tellement d'effet sur l'étendue de la distribution, tous deux allant de 0,3 à 550 µm. L'effet est plutôt notable sur les petites particules, alors que leur pourcentage d'occupation diminue au profit des diamètres dans la gamme de 10 à 100 µm. Ceci est sans doute attribuable à un phénomène de floculation. Les différences sont toute de même notables. La Figure 90 et la Figure 91 réfèrent au même type d'essai, mais pour une période de conservation beaucoup plus importante, soit 12 jours. On voit que l'effet est beaucoup plus marqué sur l'étendue de la distribution pour une conservation plus longue. Cependant et étrangement, il y a perte au niveau des gros diamètres. Comme si la conservation avait dissous les particules au lieu de les agglomérer.

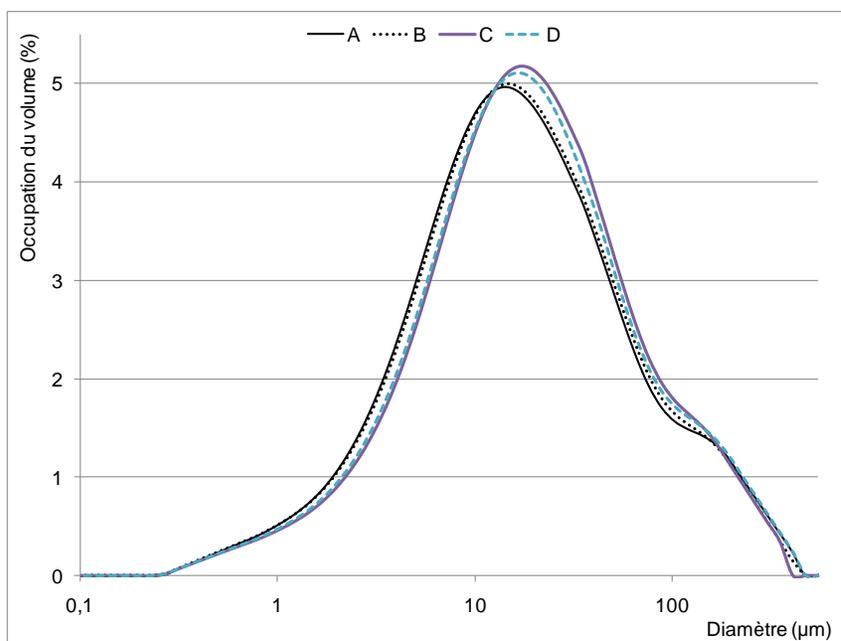


**Figure 90 : Effet de la conservation sur un échantillon ponctuel de 54 mgMES/L**



**Figure 91 : Effet de la conservation sur un échantillon composite de 139 mgMES/L**

Finalement, la reproductibilité de la distribution donnée par le *Mastersizer* a été testée en effectuant la même mesure sur cinq volumes tirés d'un même échantillon. La Figure 92 permet d'apprécier que les résultats sont en effet très semblables.



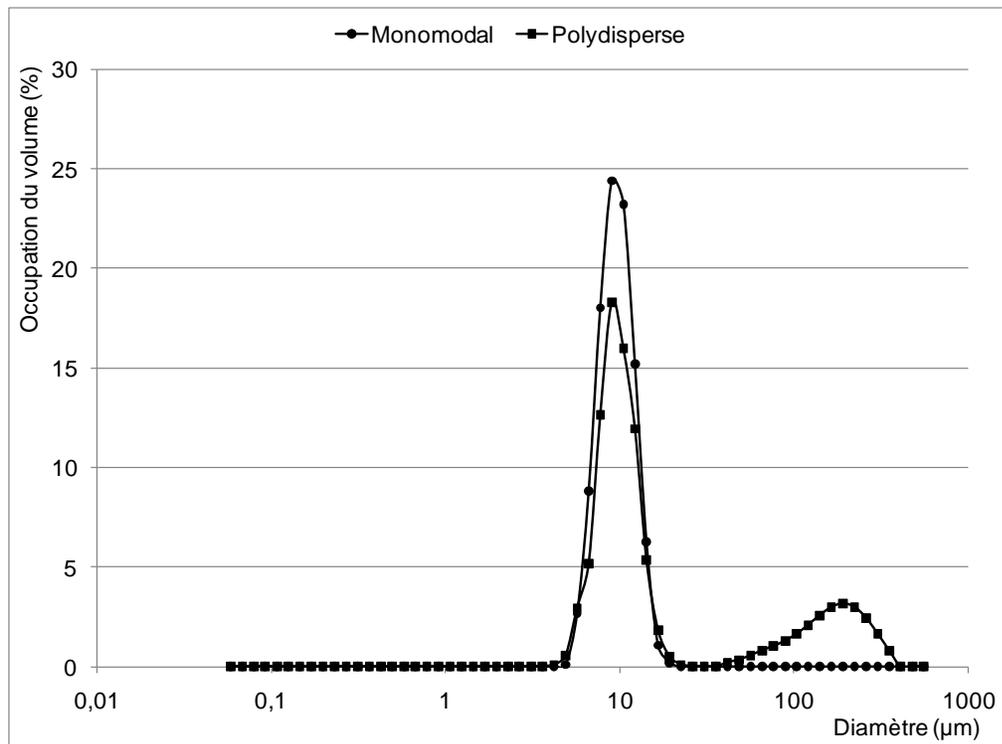
**Figure 92 : Reproductibilité des résultats du *Mastersizer***

Le Tableau 42 présente des diamètres tels que  $D(V,0.1)$ . Ce dernier signifie que 10 % des diamètres présents sont plus petits que  $2,98 \mu\text{m}$  pour l'essai A.  $D(V,4,3)$  est le diamètre moyen en terme de volume. L'étendue se calcule de la façon suivante :  $[D(V,0.9) - D(V,0.1)] / D(V,0.5)$ .

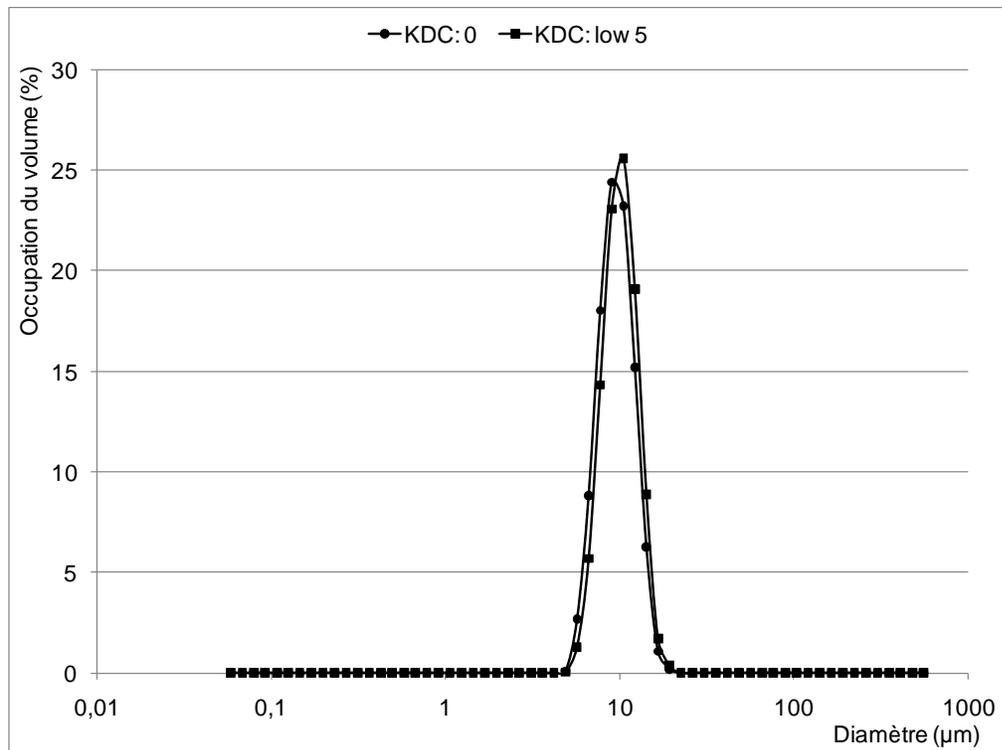
**Tableau 42 : Répartition des diamètres sur un essai de reproductibilité**

Essai	$D(V,0.1)$	$D(V,0.5)$	$D(V,0.9)$	$D(V,4,3)$	Étendue
A	2,98	14,98	90,68	34,87	5,87
B	3,01	15,20	88,03	34,06	5,59
C	3,38	16,93	89,55	35,01	5,09
D	3,26	16,49	94,23	36,34	5,52
Moyenne	3,16	15,90	90,62	35,07	5,52
<b>Écart type</b>	<b>6%</b>	<b>6%</b>	<b>3%</b>	<b>3%</b>	<b>6%</b>

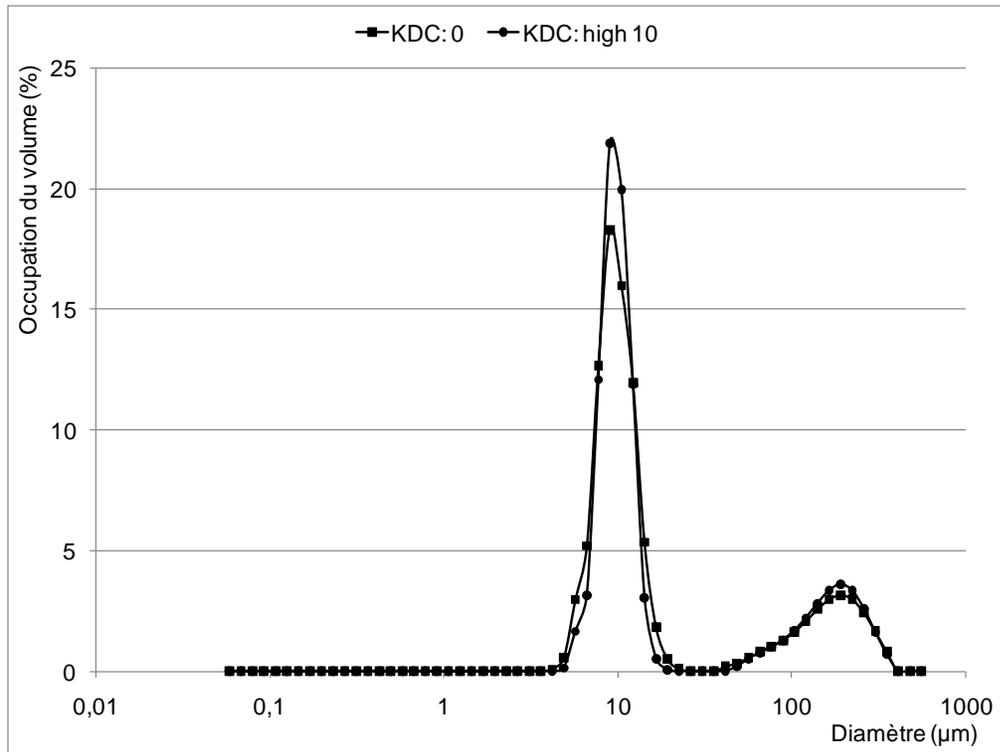
Ces résultats permettent de conclure qu'une différence de moins de 6 % d'un échantillon à l'autre ne permet pas de conclure à une variation de la taille des particules. La Figure 93 jusqu'à la Figure 100 présentent les effets de différentes paramétrisations du *Mastersizer* sur une même mesure, soit lors d'un essai de calibration à l'aide de microsphères de latex en polystyrène de  $9,0 \pm 0,3 \mu\text{m}$ .



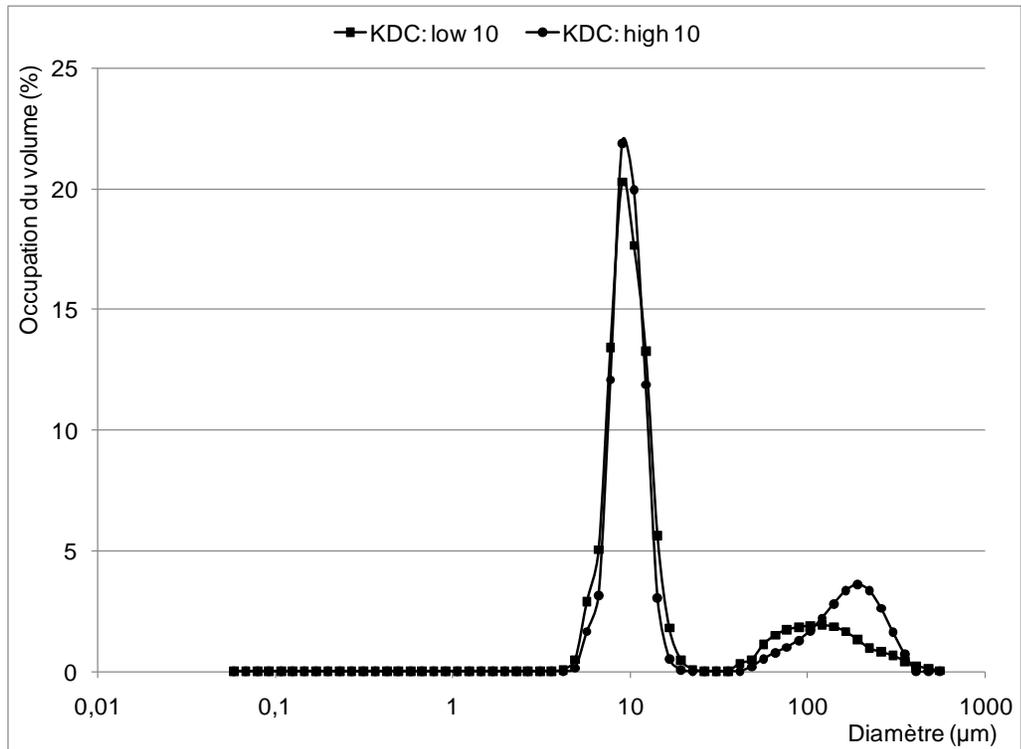
**Figure 93 : Effet du modèle de dispersion des diamètres**



**Figure 94 : Effet du *Killed Data Channel* (KDC) (*Monomodal*)**



**Figure 95 : Effet du KDC (*Polydisperse*)**



**Figure 96 : Effet d'un KDC *low* et *high***

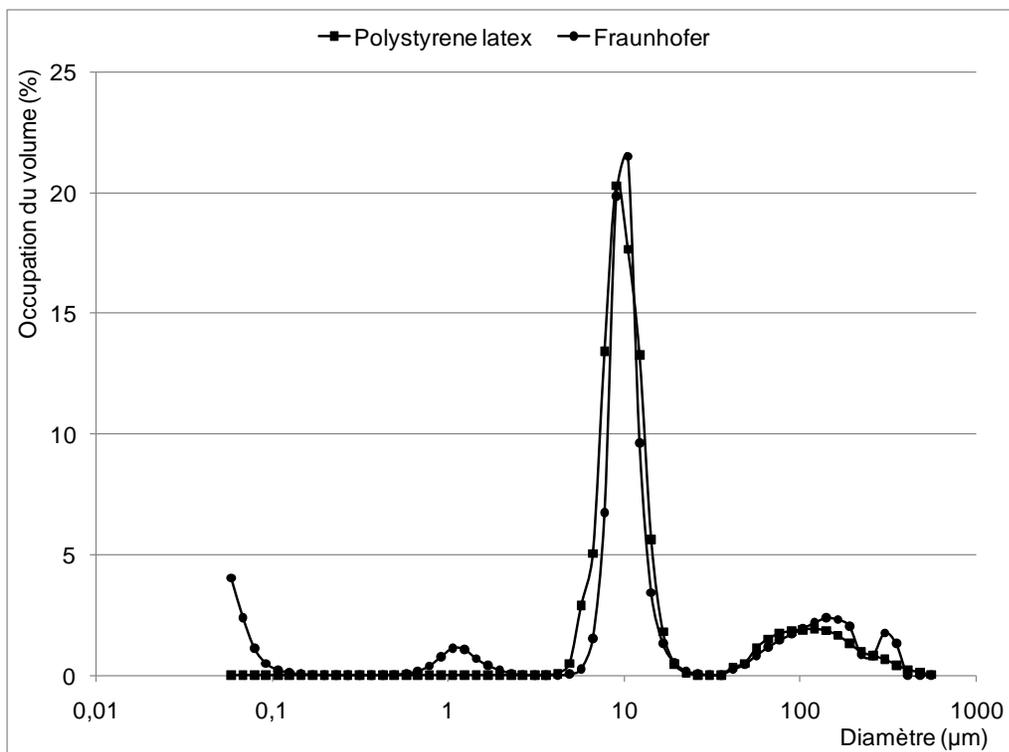


Figure 97 : Comparaison des présentations *Polystyrene latex* et *Fraunhofer*

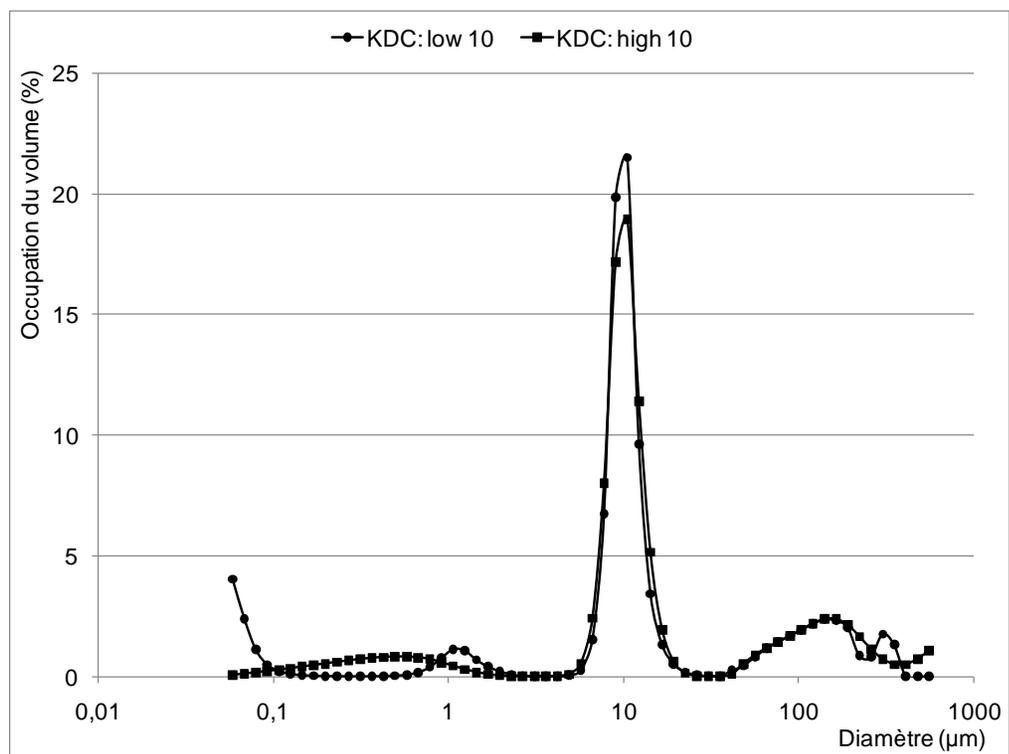
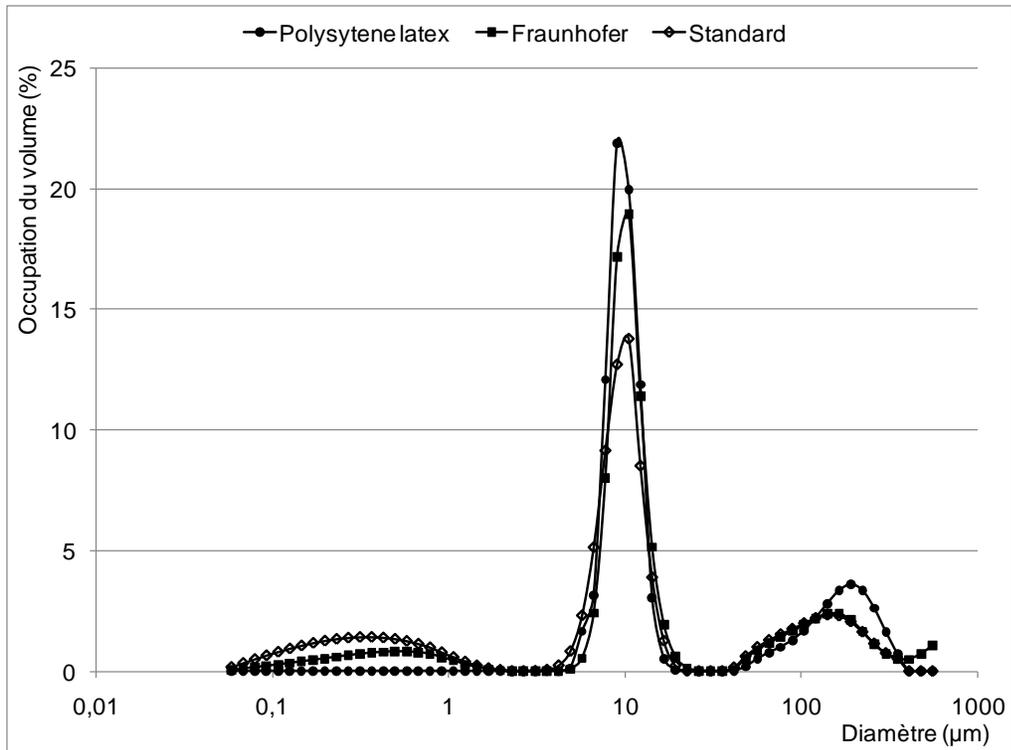
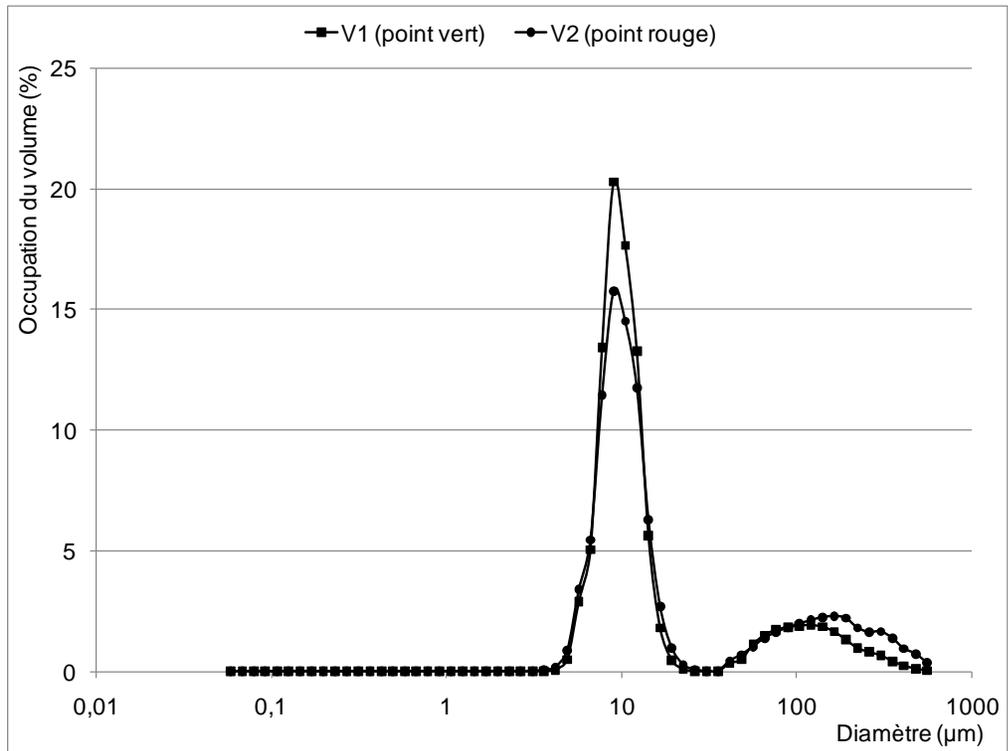


Figure 98 : Effet d'un KDC *low* et *high* (*Fraunhofer*)



**Figure 99: Comparaison des modes de présentation**



**Figure 100 : Effet de l'augmentation de la vitesse (V1 à V2)**

**Annexe O : Liste des essais au *Mastersizer***

nom éch.	date d'analyse	à T° pièce	type de cellule	volume (ml)		vitesse (rpm)			obsc. (>5%)	residuel (<1%,<5% )
				dispers.	échant.	align.	backgr.	mesure		
<i>entrée_28072008</i>	1 août 2008	2h	G	600	150	1000	2500	300	5,5	3,0
<i>entrée_6082008</i>	9 août 2008	1h	G (Sampler internal)	400	200	1300	1600	750	12,0	1,7
<i>sortie_6082009</i>						1000	2000	500	11,8	1,6
7072009_blanc	8 juillet 2009		G	400	x				0,7	21,5
7072009_in comp.					200			1000	11,5	3,2
7072009_out comp.									6,2	1,4
<i>7072009_sortie 18</i>									<b>4,6</b>	1,7
7072009_sortie 9									14,1	1,6
7072009_entrée 6									8,5	1,2
7072009_entrée 20									5,5	1,3
11072009_blanc	12 juillet 2009		p (Sampler MS1)	45	x				0,0	15,2
11072009_vicas1				45 *éch.	10				25,8	1,0
11072009_vicas1				45 *eau	10				21,3	1,0
11072009_vicas2					10				30,0	1,1
11072009_entrée					20				8,0	1,1
11072009_vicas3					10				19,4	1,0
<i>11072009_vicasfin</i>					20				<b>2,6</b>	2,5
13072009_blanc	14 juillet 2009		G						0,0	36,0
13072009_in								1200	4,9	2,7
13072009_in								2000	5,3	2,8

nom éch.	date d'analyse	à T° pièce	type de cellule	volume (ml)		vitesse (rpm)			obsc. (>5%)	residuel (<1%,<5%)
				dispers.	échant.	align.	backgr.	mesure		
18072009_blanc	19 juillet 2009	24h	G			1000	1800	1500	0,0	18,0
7072009_entrée 20									19,5	3,3
<i>7072009_entrée</i>									14,1	<i>6,9</i>
<i>18072009_entrée</i>									<i>1,9</i>	<i>8,0</i>
18072009_blanc	20 juillet 2009	30h	P			point vert	point vert	(↑)midi	0,3	53,0
<i>18072009_entrée</i>									8,0	<i>31,0</i>
<i>18072009_entrée</i>									↑soudaine	-
<i>18072009_entrée</i>									<i>4,6</i>	<i>14,0</i>
<i>18072009_sortie</i>									<i>3,9</i>	2,9
27072009_blanc	28 juillet 2009		P						0,0	36,0
<i>27072009_entrée</i>						<i>4,9</i>	<i>38,0</i>			
<i>27072009_sortie</i>						<i>3,3</i>	<i>4,5</i>			
2082009_blanc	3 août 2009		P						0,0	61,0
<i>2082009_in</i>						3,0	4,0			
18092009_blanc	18 sept. 2009		P			point vert	(↑)midi	(↑)midi	0,0	36,0
18092009_blanc									0,0	36,0
<i>18092009_V3 initial</i>				46					5,6	<i>13,4</i>
18092009_V3 initial				0					8,6	4,0
18092009_V3 initial				0					8,5	2,3
18092009_Vicas 1h				30					9,8	2,7
<i>18092009_Vicas 4h</i>									9,1	<i>9,0</i>
18092009_Vicas 30h									8,4	0,9
<i>18092009_Vicas fin</i>									<i>1,6</i>	

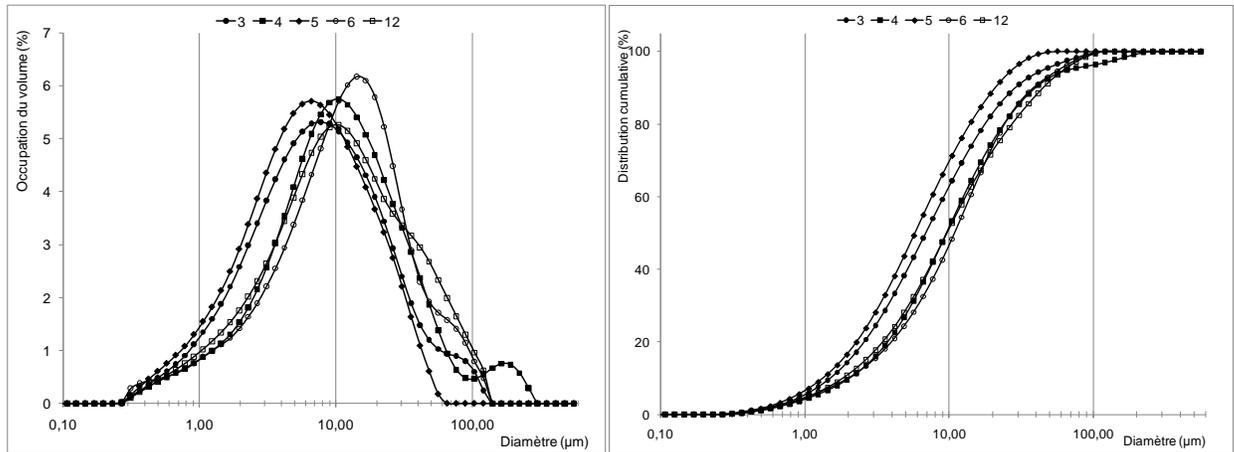
nom éch.	date d'analyse	à T° pièce	type de cellule	volume (ml)		vitesse (rpm)			obsc. (>5%)	residuel (<1%,<5%)		
				dispers.	échant.	align.	backgr.	mesure				
22092009_blanc	23 sept. 2009	19h	P						0,0	52,0		
22092009_vicas ini.										5,5	1,1	
22092009_vicas 1h											9,1	0,9
22092009_vicas 4h											15,0	0,8
22092009_E3											7,8	1,0
22092009_E10											3,8	2,0
22092009_vicas 30h											27,4	1,3
blanc	26 oct. 2009		P	50 *eau	0	point vert	(↑)midi	point vert	0,1			
calibration_1									14,4			
calibration_2									14,4			
calibration_3									14,4			
calibration_4									14,4			
calibration_5								14,4				
calibration_6								14,4	point rg			
calibration_7								14,4				
calibration_8								14,4	point vert			
calibration_9								14,4				
24102009_blanc					-			point rouge	0,0			
24102009_TS 2					1seringue, 2				51 / 24			
24102009_TS 4					1seringue, 2				14 / 22			
24102009_TS 5					.75 seringue				30,0			
24102009_TS5(24/09)					2 seringues				28,0			
TS4_E2					2 seringues				19,0			
TS4_E3					2 seringues				20,0			

nom éch.	date d'analyse	à T° pièce	type de cellule	volume (ml)		vitesse (rpm)			obsc. (>5%)	residuel (<1%,<5%)
				dispers.	échant.	align.	backgr.	mesure		
TS4_E4	26 oct. 2009		P		2 seringues			point rouge	17,0	
TS4_E5										
24102009_TS 4	27 oct. 2009	24h	P		2 seringues				21,0	

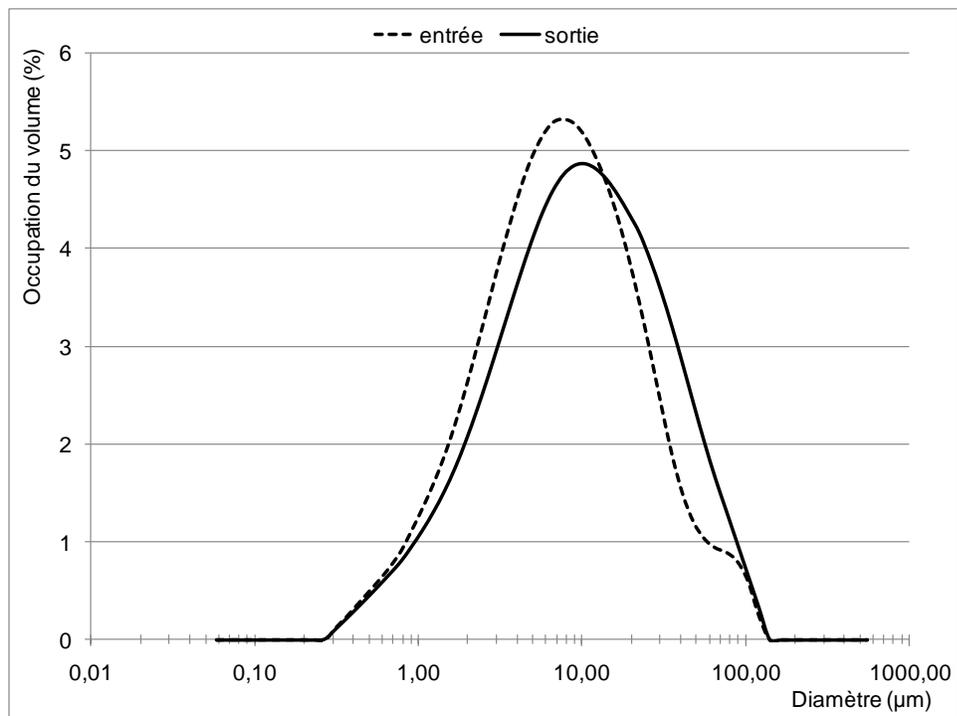
nom éch.	date d'analyse	remarques
<i>entrée_28072008</i>	1 août 2008	<b>Trop long délai avant analyse</b>
<i>entrée_6082008</i> <i>sortie_6082009</i>	9 août 2008	Passage de l'échantillon à la grille car filaments d'algues. <b>Trop long délai avant analyse.</b>
18072009_blanc 7072009_entrée 20 <i>7072009_entrée</i> <i>18072009_entrée</i>	19 juillet 2009	décision de garder ce pattern de vitesses pour tous les essais avec la grosse cell à l'avenir
18092009_blanc 18092009_blanc <i>18092009_V3 initial</i> 18092009_V3 initial 18092009_V3 initial 18092009_Vicas 1h <i>18092009_Vicas 4h</i> 18092009_Vicas 30h <i>18092009_Vicas fin</i>	18 sept. 2009	killed data channel=5  0/5 (high) killed data channel=8/0 killed data channel=8/0 0/0 killed data channel=8/0

nom éch.	date d'analyse	remarques
22092009_blanc	23 sept. 2009	killed data channel= low 5
22092009_vicas ini.		
22092009_vicas 1h		
22092009_vicas 4h		
22092009_E3		
22092009_E10		
22092009_vicas 30h		
blanc	26 oct. 2009	
calibration_1		Monomodal, Polystyrene latex, $\rho=1.05\text{g/cm}^3$
calibration_2		Mono + killed data channel=5
calibration_3		Polydisperse + killed data channel=0
calibration_4		Poly + killed data channel=high 10
calibration_5		Poly + killed data channel=low 10
calibration_6		Poly + killed data channel=low 10
calibration_7		Poly + killed data channel=low 10, Fraunhofer
calibration_8		Poly + killed data channel=high 10, Fraunhofer
calibration_9		Poly + killed data channel=high 10, standard
24102009_blanc		killed data channel= low 5
24102009_TS 2		low 5, 2L pas dilué
24102009_TS 4		low 5, 2L pas dilué
24102009_TS 5		low 5, 2L à 5L
24102009_TS5(24/09)		low 5
TS4_E2		low 5
TS4_E3		low 5
TS4_E4	low 5	
TS4_E5	low 5	
24102009_TS 4	27 oct. 2009	

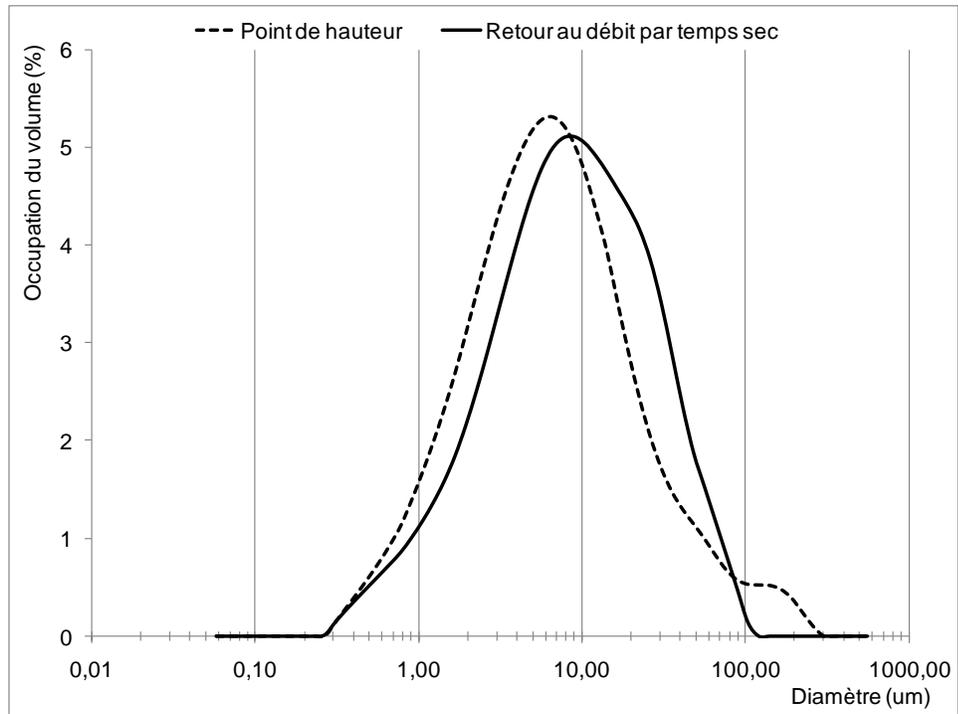
## **Annexe P : Compléments de la section 4.3**



**Figure 101 : Distribution de la taille des particules à l'entrée du bassin d'orage**

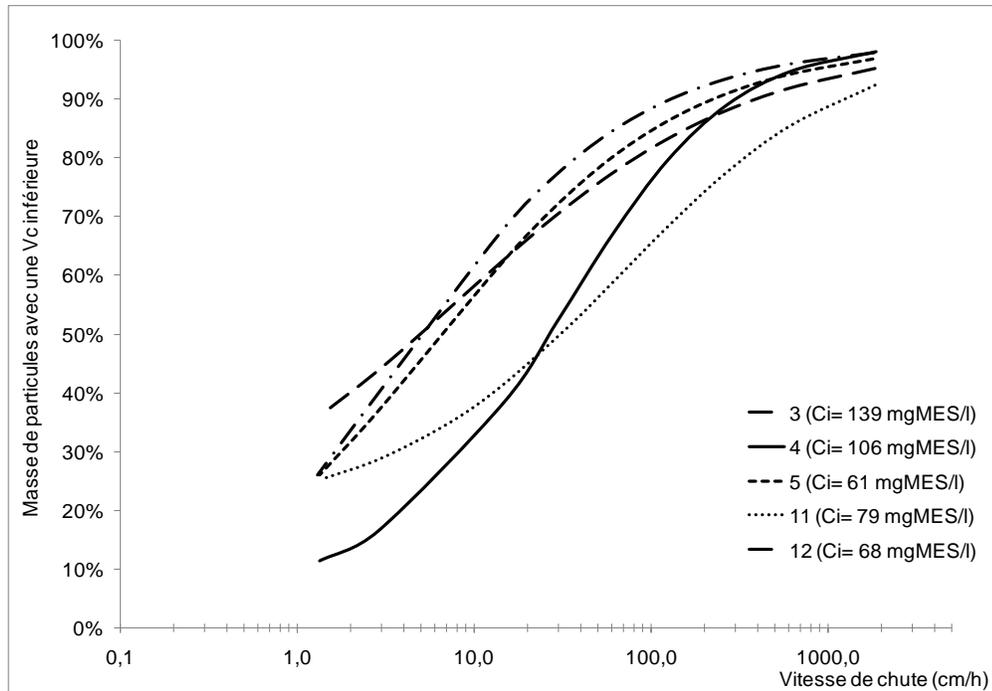


**Figure 102 : Comparaison entrée sortie (sortie ouverte) (#3)**

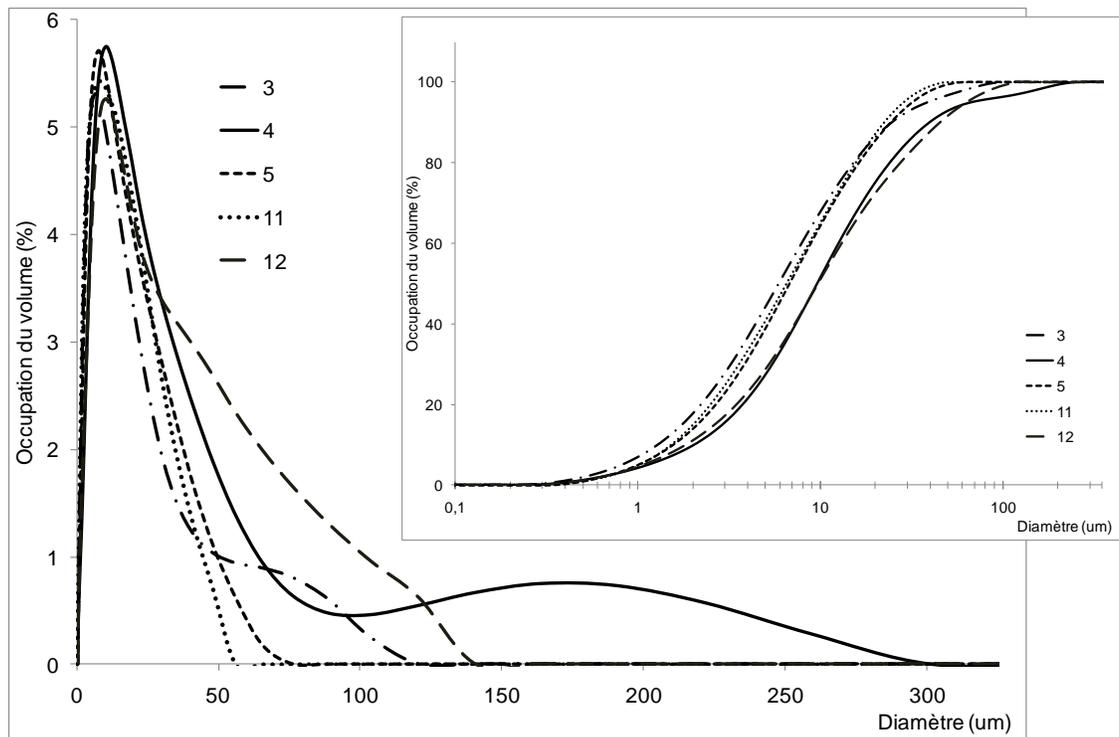


**Figure 103 : Comparaison de la distribution de la taille de particules en cours d'événement à la sortie (#3)**

## **Annexe Q : Compléments de la section 4.4**



**Figure 104 : Courbes ViCAs des entrées composites reliées au *Mastersizer***



**Figure 105 : Distribution des tailles de particules des entrées composites**

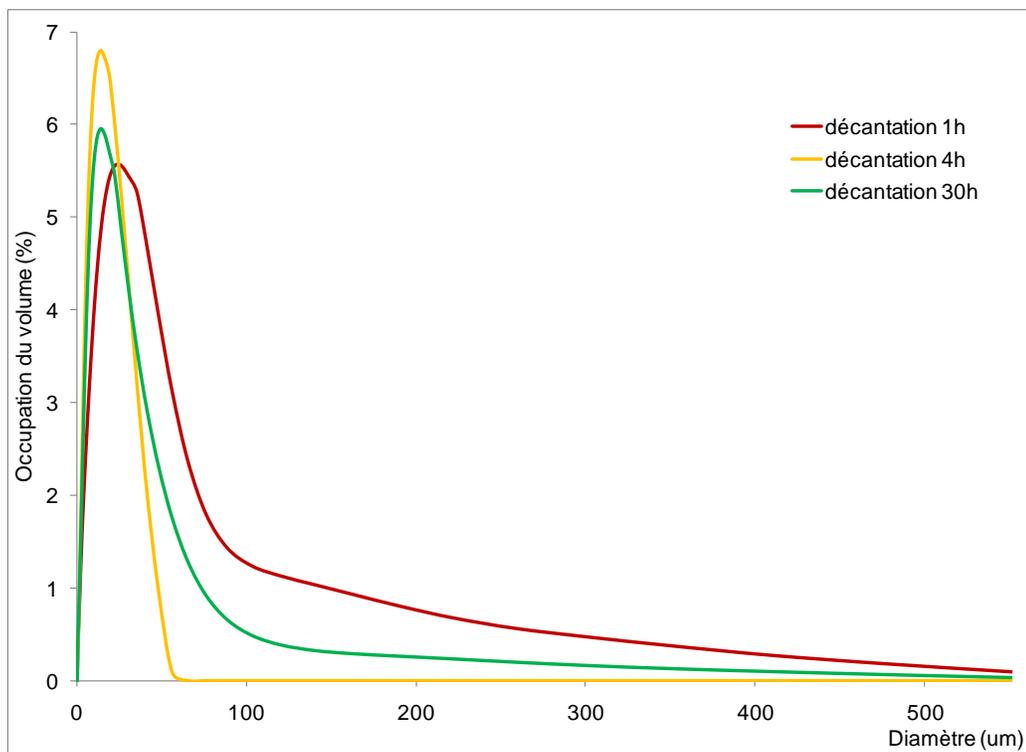


Figure 106 : Taille des particules dans les coupelles ViCAs de l'événement #11

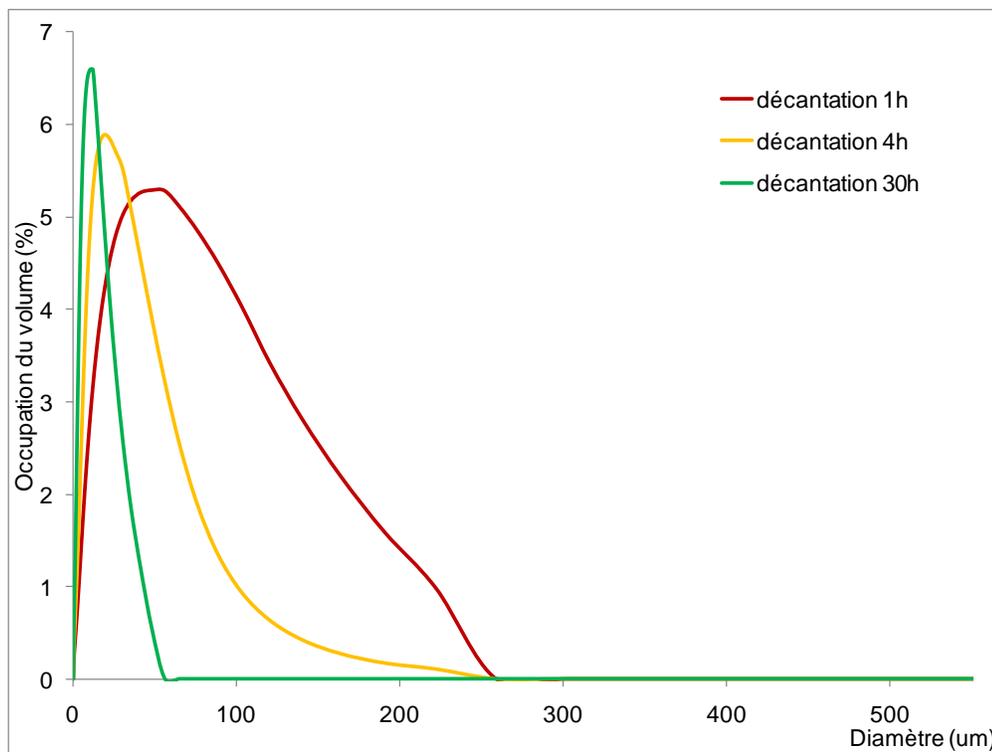


Figure 107 : Taille des particules dans les coupelles ViCAs de l'événement #12