

Jason-Faber Carpenter

**Caractérisation du ruissellement urbain et évaluation de
l'efficacité épuratoire d'un bassin de rétention**

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.)**

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

2011

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont aidé durant mon projet de maîtrise. Je remercie premièrement mon directeur de maîtrise, M. Paul Lessard, pour m'avoir persuadé de prendre part au projet rivEAU, ainsi que pour son calme, sa gentillesse et son caractère terre à terre qui m'a aidé à faire la part des choses durant ces deux dernières années. Je tiens aussi à remercier Mme Geneviève Pelletier, pour son éternel optimisme et bonne humeur et pour m'avoir encouragé à m'essayer dans les facettes, autres que la recherche, des études de deuxième cycle, dont l'enseignement et participation aux conférences. Je remercie également M. Peter Vanrolleghem pour son aide, ses conseils et son expérience.

La plus grande aide et joie m'ont été amenées par mon équipe de collègues étudiants, sans qui ce mémoire n'aurait sûrement jamais vu le jour. Je tiens donc à remercier, entre autres, Bertrand Vallet et Émilie Berrouard pour avoir souffert avec moi pendant deux étés d'échantillonnage, pour avoir souvent été la seule bonne raison de continuer ainsi que pour avoir enduré mon certain penchant pour déclarer la fin de semaine officiellement commencée à tout moment de la semaine. Je remercie aussi tous les autres acteurs ayant contribué à mon travail, dont : Dirk Muschalla, Annie-Claude Parent, Michel Bisping, Marie-Michèle Bourget, Marie-Christine Cantin, Leendert Vergeynst, Christine Beaulieu et François Ancil.

Je remercie également les partenaires du projet rivEAU pour votre soutien financier et technique : le CRSNG, la Ville de Québec, BPR, Environnement Canada et le Conseil de Bassin de la Rivière Saint-Charles.

Je veux aussi remercier ma famille et mes amis pour leur soutien et encouragement.

Merci...

WEEKEND!

Résumé

Ce projet de maîtrise a comme objectif de caractériser le ruissellement urbain pour un quartier résidentiel de la région de Québec. Un bassin d'orage a été sélectionné dans un quartier résidentiel nouvellement construit et une campagne d'échantillonnage de l'eau de ruissellement a été conduite à l'entrée et la sortie du bassin d'orage existant. L'ouvrage de sortie de ce bassin d'orage a ensuite été modifié pour y augmenter le temps de rétention et en évaluer l'effet sur l'enlèvement de polluants. Il a été trouvé que l'eau de ruissellement présentait des concentrations en polluants, tels les matières en suspension (MeS), métaux lourds et azote ammoniacal, semblables à celles trouvées dans la littérature. Les concentrations plus importantes sont relevées au printemps lors des premiers lessivages de rue après l'hiver. Le bassin d'orage original, ou bassin de rétention, a démontré une efficacité d'enlèvement moyenne de 56% pour les MeS, 20 % pour le zinc et 10 % pour l'azote ammoniacal. Son adaptation a permis de grandement augmenter ces efficacités d'enlèvement. Celles-ci ont atteint 82% pour les MeS, 42% pour le zinc et 84% pour l'azote ammoniacal. L'augmentation du temps de rétention du bassin d'orage permet donc d'améliorer considérablement l'enlèvement des polluants présents dans le ruissellement urbain avant qu'ils n'atteignent le milieu récepteur et permettrait donc d'améliorer la qualité de l'eau des cours d'eau en milieu urbain.

Table des matières

Remerciements.....	i
Résumé.....	ii
Table des matières.....	iii
Liste des tableaux.....	v
Liste des figures.....	vi
1. Introduction.....	1
1.1. Mise en contexte.....	1
1.2. Qualité des eaux pluviales.....	4
1.3. Dynamique de sédimentation des particules.....	7
1.4. Efficacité épuratoire d'un bassin d'orage.....	8
1.5. Augmentation du temps de rétention de bassins d'orage.....	10
2. Objectifs et hypothèse du projet.....	12
2.1. Hypothèse.....	12
2.2. Objectifs.....	13
Objectif général :.....	13
Objectifs spécifiques :.....	13
3. Méthodologie.....	13
3.1. Choix du bassin de rétention.....	13
3.2. Caractérisation du bassin versant.....	14
3.3. Caractérisation du bassin d'orage.....	17
3.4. Campagne d'échantillonnage.....	20
3.4.1. Campagne été 2008.....	20
3.4.2. Campagne été 2009.....	23
3.5. Analyses en laboratoire.....	29
4. Résultats et discussion.....	32
5. Characterization of Stormwater Runoff and Evaluation of Removal Efficiency of a Retrofitted Detention Pond.....	33
Abstract.....	33
Introduction.....	33
Methodology.....	36
Results and discussion.....	41
Sampled events.....	41
Characterization of runoff.....	42
Stormwater pond removal efficiency.....	45
Effect of outlet control.....	49
	iii

Conclusion	52
Acknowledgements.....	54
References.....	54
6. Conclusion	57
7. Références.....	58
8. Annexes.....	60
ANNEXE A –Grille de sélection du bassin d’orage	61
ANNEXE B – Méthodologie pour l’analyse de MES, NH ₄ et l’échantillonnage	62
Protocole de Détermination des Matières en Suspension (MES).....	62
Procédure Analyse Azote ammoniacal NH ₃ -N	66
Protocole d’échantillonnage	68
ANNEXE C – Résumé pluviométrique des pluies échantillonnées et débits calculés à l’entrée et la sortie du bassin d’orage à l’aide du modèle SWMM et la pluie mesurée sur place	73
ANNEXE D – Débits de sortie du bassin d’orage mesurés à l’aide du débitmètre Sigma 950.....	81
ANNEXE E – Concentrations en MeS des eaux à l’entrée et la sortie du bassin d’orage	83
ANNEXE F – Concentrations en MVS des eaux à l’entrée et la sortie du bassin d’orage	88
ANNEXE G – Concentrations en MVS et MeS des eaux à l’entrée et la sortie du bassin d’orage	90
ANNEXE H – Concentration en métaux (cuivre, zinc et manganèse) des eaux à l’entrée et la sortie du bassin d’orage	102
ANNEXE I – Échantillons ponctuels à l’intérieur du bassin lorsque fermé	108
ANNEXE J – Résumé des concentrations moyennes et efficacités d’enlèvement	112

Liste des tableaux

Mémoire

Tableau 1 - Concentrations moyennes en polluants pour des eaux pluviales (Adapté de EPA, 1993; Rivard, 1998).....	6
Tableau 2 - Concentrations moyennes en polluants dans un égout pluvial de quartiers résidentiels et commerciaux (Adapté de ASCE et WEF, 1993; Rivard, 1998)	6
Tableau 3 - Vitesses de sédimentation des particules et concentrations en polluants adsorbés.....	8
Tableau 4- Moyenne des concentrations de différents contaminants présents à l'entrée et à la sortie de pratiques de gestion optimale (BMPdatabase, 2008)	10
Tableau 5 - Débits calculés pour les réseaux d'égout	16
Tableau 6- Caractéristiques du bassin d'orage Chauveau	18
Tableau 7 - Tableau des analyses faites sur les échantillons de l'évènement pluvieux échantillonné le 7 juillet 2009	31

Article Scientifique

Table 1 - Analysed Parameters	40
Table 2- Summary of sampled event characteristics and runoff volumes.....	42
Table 3- Characterization of Stormwater Runoff	44
Table 4 - Outlet pollutant EMCs.....	46
Table 5 – Average Pollutant Mass Entering and Exiting Stormwater Pond and Removal Efficiency.....	47
Table 6 - Inlet and Outlet Pollutant Mass with Retrofitted Pond	51
Table 7 - Effect of Retrofit on Detention Pond Removal Efficiency by Mass	52

Liste des figures

Mémoire

Figure 1- Exemple de bassin d'orage	2
Figure 2 - Ruisseau urbain en temps sec.....	3
Figure 3 - Ruisseau urbain en temps de pluie	3
Figure 4 – Photo d'un bassin d'orage	7
Figure 5 – Murets de détournement du chemin préférentiel d'un bassin d'orage (Cecil County, 2009)	11
Figure 6 – Sortie du bassin d'orage avant et après l'installation d'un caisson réduisant le diamètre de la sortie dans l'optique d'augmenter le temps de rétention (Guo et al. 2000)	12
Figure 7- Emplacement du faubourg Le Raphaël (Google 2009).....	15
Figure 8 - Vue aérienne et plan du Faubourg le Raphaël et emplacement du bassin d'orage Chauveau	16
Figure 9 - Plan du bassin d'orage Chauveau	17
Figure 10 - Vue d'ensemble du bassin d'orage Chauveau.....	19
Figure 11 – Ouvrages d'entrée et de sortie du bassin d'orage Chauveau	19
Figure 12- Drain de fond du bassin d'orage Chauveau une fois déterré.....	20
Figure 13 - Point d'échantillonnage en entrée.....	21
Figure 14 - Point d'échantillonnage à la sortie.....	22
Figure 15 - Équipement d'échantillonnage et débitmètre Sigma 950	24
Figure 16 - Plaque de sondes (bulleur et sonde ultrasonique de vitesse) installée en conduite.....	24
Figure 17 - Caisson de sortie	25
Figure 18 - Trappe à sédiments et perche de mesure de niveau d'eau	26
Figure 19 - Positionnement des 5 trappes à sédiments	27
Figure 20 – Montée du niveau d'eau suite à un orage avec sortie fermée.....	27
Figure 21 - Ouverture de la sortie et échantillonnage.....	28
Figure 22 - Échantillonnage avec la perche de prélèvement	29

Article Scientifique

Figure 1 - Chauveau stormwater detention pond plan and location of sampling sites (GENIVAR, 2005).....	38
Figure 2- Measured and SWMM outflows for the August 2nd, 2009 rainfall event.....	39
Figure 3- (a) Original outlet structure; (b) Outlet control structure (without front gate); (c) New outlet structure.....	40
Figure 4 - Rainfall Intensity, Runoff Flow and TSS Concentration for the August 2 nd , 2009 Event.....	45
Figure 5 - Rain Intensity, Runoff Flow and TSS Load for the August 2 nd , 2009 Rain Event.....	45
Figure 6 – Rain Intensity, Runoff Flows and TSS loads in Stormwater Pond for Event of the August 2nd, 2009 Event.....	48
Figure 7 - Runoff Flow and Heavy Metal Loads (Mn, Cu, Zn) for the June 25th, 2009 Event.....	49
Figure 8 – Water Height, Runoff Flows and TSS Loads.....	51

1. Introduction

1.1. Mise en contexte

La préservation des écosystèmes aquatiques urbains et l'aménagement des rives des cours d'eau pour y permettre l'accès à des fins récréatives sont des enjeux majeurs des municipalités canadiennes dans l'optique d'améliorer la qualité de vie de leurs citoyens. Les cours d'eau situés dans des zones urbaines ont plusieurs fonctions importantes à remplir, dont servir de source d'eau potable, de lieu de récréation et de baignade, ainsi que de lieu de rejet des eaux usées pluviales. Le 20^e siècle a été marqué par une urbanisation massive, soit le déplacement des populations de la campagne aux grandes villes. Les communautés urbaines ont donc connu une expansion importante de leur superficie. Cette expansion a amené au remplacement de sol perméable par des surfaces imperméables dues à la construction de plusieurs routes, immeubles et stationnements. Une conséquence majeure de ceci est au niveau de la diminution de l'infiltration de l'eau de pluie dans le sol et l'augmentation du ruissellement de l'eau. Ceci amena les premières notions de «Stormwater management» ou gestion des eaux pluviales. Les villes sont donc maintenant munies de réseaux d'égouts pluviaux afin de gérer ce ruissellement en l'évacuant rapidement des routes et le diriger vers les plans d'eau les plus proches par l'entremise de systèmes de conduites souterraines. Cette approche, qui a accéléré l'alimentation des cours d'eau par le ruissellement pluvial, couplée à la diminution de l'infiltration dans le sol, a un effet considérable sur le marnage des cours d'eau, la fréquence des inondations ainsi que l'augmentation de l'érosion des berges. Des mesures ont donc dû être prises pour remédier à ces impacts négatifs.

Un moyen très répandu aujourd'hui pour contrer ces phénomènes est la mise en place de bassins d'orage à l'aval d'un réseau d'égout pluvial. Ces bassins d'orage, dont un exemple est présenté à la Figure 1, sont installés juste avant le rejet dans le cours d'eau, ceci afin de diminuer la pointe du débit de rejet. Ces ouvrages permettent donc de tamponner la pointe de ruissellement à la rivière et diminuer les risques d'inondation.



Figure 1- Exemple de bassin d'orage

Par contre, il est maintenant reconnu que le ruissellement urbain, en plus d'être responsable de l'augmentation du risque d'inondation des cours d'eau et de l'érosion des berges, est aussi une source importante de contaminants pour les écosystèmes aquatiques des cours d'eau. En effet, l'EPA (*U.S. Environment Protection Agency*) a lancé en 1983 un programme national de mesures de qualité des eaux pluviales appelé *NURP* (*Nationwide Urban Runoff Program*). Ils y ont conclu que le ruissellement urbain était une source importante de sédiments, de métaux lourds, de pathogènes, d'hydrocarbures ainsi que de polluants d'origine organique (EPA, 1983). Ces observations ont mené à une conscientisation de l'impact des eaux de ruissellement sur les écosystèmes aquatiques et ont marqué le début des recherches sur l'adaptation des infrastructures pour le traitement de ces eaux avant leur rejet dans les milieux récepteurs. L'effet du développement urbain sur la qualité de l'eau des cours d'eau urbains se remarque facilement par l'augmentation importante de la turbidité d'un ruisseau situé dans un quartier résidentiel lors d'une pluie estivale (Figures 2 et 3).



Figure 2 - Ruisseau urbain en temps sec



Figure 3 - Ruisseau urbain en temps de pluie

La gestion de ce ruissellement et le traitement de sa charge polluante sont donc un enjeu sérieux dans la préservation de la qualité de l'eau, des écosystèmes aquatiques et des différents usages de l'eau.

L'adaptation des bassins d'orage déjà construits pour la gestion de la quantité d'eau pour la gestion de la qualité de l'eau est une approche qui est maintenant étudiée. En effet, lorsque bien implantée, cette approche a démontré des performances prometteuses pour la diminution de la quantité de matières en suspension atteignant les cours d'eau à partir des réseaux d'égouts pluviaux (Middleton et Barrett, 2008). Le bassin d'orage, en accomplissant ses fonctions de diminution de débit de rejet, retient l'eau de ruissellement pour une période variable, diminuant sa vitesse et permettant ainsi aux matières en suspension et polluants présents dans l'eau de décanter. Par contre, la sédimentation des particules dépend beaucoup des caractéristiques des particules.

En effet, les grosses particules ont tendance à sédimenter très rapidement comparativement aux autres particules de plus petite taille (OMOE, 2003). Le problème avec ce concept provient du fait que les particules plus petites, et donc les plus difficiles à faire sédimenter, ont le plus de surface de contact et permettent donc à une plus grande quantité de polluants (tels les métaux lourds et les coliformes fécaux) de s'adsorber sur leurs parois (Chan et al., 2008). Donc, plus le temps de rétention est long, plus il y a sédimentation des particules, et diminution de la charge polluante de l'eau rejetée dans

les cours d'eau. Le temps de rétention d'eau doit donc être important pour assurer une efficacité épuratoire intéressante au niveau de ces polluants nocifs.

Au Québec, il n'y a aucun critère de qualité pour la gestion des eaux pluviales. Sur le territoire de la ville de Québec ainsi qu'à plusieurs endroits en Amérique du Nord (OMOE, 2003) les bassins d'orage sont très volumineux afin de prévenir les inondations causées par des pluies majeures de récurrence de 1/25 à 1/100 ans. Ceci implique, d'une part, que les pluies de faible intensité et à récurrence élevée contenant le plus de matières en suspension et de polluants (ASCE et WEF, 1998), ne sont pas retenues dans ces bassins car l'ouvrage de sortie ne limite que les grands débits.

En effet, plusieurs ouvrages de sortie fonctionnent de manière statique. Ceci veut dire que la rétention d'eau se fait par différence de capacité des conduites d'entrée et de sortie du bassin d'orage. La différence de débit est donc stockée dans le bassin d'orage. Ceci implique que la rétention ne se fait que lorsque le débit de sortie permis par la conduite est dépassé par le débit d'entrée. Il est connu que la concentration en particules présentes dans les eaux pluviales varie tout au long d'un orage (OMOE, 2003), avec des concentrations plus fortes en début d'orage. Ce phénomène est appelé *first flush* ou effet première vague et ces fortes concentrations de particules ne sont que peu retenues par la rétention statique qui retient l'eau surtout durant le pic de l'orage, lorsque le débit entrant est plus grand que la capacité de sortie.

L'adaptation du bassin d'orage pour augmenter le temps de rétention et la sédimentation pour les pluies fréquentes est donc une option intéressante afin d'en accroître l'efficacité épuratoire.

1.2. Qualité des eaux pluviales

La concentration et le type de contaminants présents dans les eaux pluviales dépendent de plusieurs facteurs. En termes de concentration, elle augmente ou diminue selon la pluie et la période de temps sec avant cette pluie (Vaze et Chiew, 2002). En effet, une longue période de temps sec permet à plus de particules et de polluants de s'accumuler sur les surfaces du bassin versant comme les routes et stationnements. Ces contaminants se retrouveront donc dans l'eau pluviale si l'énergie de la pluie permet de les entraîner. L'énergie de la pluie affecte aussi la concentration en contaminants dans

l'eau puisqu'un effet de dilution peut être remarqué lors d'une pluie intense comparativement à une faible pluie.

Les types de contaminants présents dépendent surtout de l'occupation du territoire. Des contaminants différents peuvent se retrouver dans les eaux selon qu'il s'agisse d'un quartier résidentiel, commercial ou industriel. Ceux-ci incluent les matières en suspension, les substances consommant de l'oxygène, des nutriments, des microorganismes, des métaux lourds, des huiles et graisses et des substances organiques toxiques (EPA, 1993; Pitt et al., 2004). Le programme *NURP* de l'*EPA* et de l'*American Society of Civil Engineers (ASCE)* a permis de quantifier les contaminants présentés aux Tableaux 1 et 2. Ces contaminants affectent négativement la qualité de l'eau pluviale et ont des effets néfastes sur les milieux récepteurs, soit les cours d'eau urbains et les écosystèmes aquatiques et riverains. D'une part, les matières en suspension affectent la photosynthèse des plantes en augmentant la turbidité de l'eau et diminuant ainsi la lumière pénétrant dans l'eau et atteignant les plantes. D'autre part, la présence importante de coliformes fécaux peut limiter les usages de l'eau comme la baignade et les activités aquatiques. En plus, le processus de dégradation des contaminants consomme de l'oxygène, réduisant ainsi la quantité d'oxygène dissous dans l'eau et disponible pour les animaux marins. Chaque contaminant affecte donc les cours d'eau de diverses et multiples façons.

Tableau 1 - Concentrations moyennes en polluants pour des eaux pluviales (Adapté de EPA, 1993; Rivard, 1998)

Paramètres	Concentrations
Matières en suspension (mg/L)	141-224
Coliformes fécaux (MPN/100ml)	1000-21000
Azote total (mg/L)	3-24
Plomb total (µg/L)	161-204
Zinc total (µg/L)	140

Tableau 2 - Concentrations moyennes en polluants dans un égout pluvial de quartiers résidentiels et commerciaux (Adapté de ASCE et WEF, 1993; Rivard, 1998)

Paramètres	Concentration moyenne (résidentiels et commerciaux)
MeS Totales (mg/L)	239
NTK (mg/L)	2
Cu total (µg/L)	53
Pb total (µg/L)	238
Zn total (µg/L)	353

Plusieurs types de polluants s'adsorbent aux particules présentes ou matières en suspension dans l'eau de ruissellement, tels des métaux lourds, des hydrocarbures, des nutriments ou des substances consommant de l'oxygène. En effet, des études ont montré que jusqu'à 99.5 % du plomb retrouvé dans l'eau d'égout unitaire en temps de pluie était adsorbé aux matières en suspension (Ashley et al., 2004). Les matières en suspension peuvent donc transporter des matières nocives pour les milieux aquatiques et les cours d'eau urbains.

1.3. Dynamique de sédimentation des particules

Les pratiques de bonne gestion (PGO) pour l'assainissement des eaux pluviales en Amérique du Nord comprennent les bassins d'orage, qui augmentent la sédimentation des particules avant le rejet dans les cours d'eau (BMPdatabase, 2008). Une photo est présentée à la Figure 4.



Figure 4 – Photo d'un bassin d'orage

La sédimentation dans un bassin d'orage prend deux formes : la sédimentation en conditions quiescentes et en conditions dynamiques. La première forme de sédimentation prend place en milieu où l'eau est stagnante, et la seconde lorsque l'eau est en mouvement. Dans ces deux situations pour un bassin d'orage, la sédimentation est de deux types. Les particules non-floculantes présentes dans un milieu dilué et qui sédimentent indépendamment des autres particules se retrouvent en sédimentation de type 1. Ces particules ont une vitesse de chute constante. Les particules floculantes qui peuvent s'agréger ensemble pour former des floes se retrouvent dans la sédimentation de type 2. La vitesse de chute de ces particules augmente avec la taille des floes. La forme du bassin d'orage affecte aussi le parcours que doit suivre le ruissellement de l'entrée à la sortie et le temps que ce parcours prend à compléter. La sédimentation des particules en suspension est donc affectée par plusieurs facteurs, dont le temps de rétention et la forme du bassin d'orage mais aussi par la dimension des particules. En effet, plus les particules sont grosses, plus elles sédimentent rapidement. Il est donc possible que le temps de

rétenion d'un bassin d'orage ne soit pas suffisant pour que les petites particules sédimentent. Le temps nécessaire pour que sédimentent des particules de diamètres différents sur une hauteur d'eau de 1 mètre est présenté au Tableau 3. On y voit que le temps nécessaire varie de quelques minutes à quelques jours et que les particules de plus petite taille contiennent plus de contaminants adsorbés, représentés ici par des microgrammes de cuivre par gramme de matière en suspension, que les grosses particules.

Tableau 3 - Vitesses de sédimentation des particules et concentrations en polluants adsorbés

Diamètre des particules µm	Sédimentation		Polluants
	Vitesse de Sédimentation ¹ m/h	Temps ¹ requis pour descente d'un mètre	Concentration ² (µg Cu/g MeS)
< 20	0.009	4d	4000
20-40	0.05	21h	700
40-60	0.09	11h	310
60-130	0.5	2h	250
130-400	2.1	0.5h	140
400-4000	19.8	3min	40

1. Adapté de OMOE, 2003

2. Adapté de Chan et al., 2008

1.4. Efficacité épuratoire d'un bassin d'orage

Plusieurs Pratiques de Gestion Optimales (PGO) existent pour réduire les charges de polluants présentes dans le ruissellement urbain avant leur rejet dans les cours d'eau et milieux aquatiques urbains. Ces pratiques incluent le développement à faible impact pour réduire le volume d'eau de ruissellement créé par les zones urbaines, la réduction des sources de polluants ou les PGO structurelles qui visent la gestion du ruissellement

urbain en quantité et en qualité. Ces PGO structurelles incluent les systèmes d'infiltration, les ouvrages de détention et de rétention, les zones humides, les marais filtrants, les biofiltres, les systèmes de filtration, entre autres (EPA, 1999). Selon le programme NURP de l'EPA (1983), les bassins de rétention (ou bassins d'orage) et autres PGO peuvent être très efficaces dans l'enlèvement de polluants dans l'eau de ruissellement; les marais filtrants et les bassins de rétention humides étant les plus efficaces.

La diversité des tailles de particules présentes dans les eaux pluviales et leur temps de décantation, combiné au surdimensionnement des bassins d'orage pour prévenir les inondations confèrent aux bassins d'orage une efficacité épuratoire de l'ordre de 40-75 % (BMPdatabase, 2008) pour les matières en suspension. Certains paliers de gouvernement Américains et Canadiens ont créé des lois sur les rejets d'eaux pluviales dans les cours d'eau urbains. Celles-ci dictent que l'efficacité d'enlèvement des PGO devrait atteindre 80% d'enlèvement des matières en suspension (EPA, 2008; OMOE, 2003; MDE, 2000). Un exemple de ceci est présenté au Tableau 4 tiré d'un rapport émis par la *International Stormwater BMP Database*. On y voit les différences de concentration de divers contaminants entre l'entrée et la sortie de diverses PGO. *Detention Pond* signifie bassin d'orage et son efficacité épuratoire tourne autour de 58% pour les MeS, en dessous de l'objectif de 80 % de l'EPA.

Tableau 4- Moyenne des concentrations de différents contaminants présents à l'entrée et à la sortie de pratiques de gestion optimale (BMPdatabase, 2008)

	Lieu d'échantillonnage	Bassin de rétention sec (n=25) ¹	Bassin de rétention humide (n=46) ¹	Marais Filtrant (n=19) ¹
Matières en suspension (mg/L)	Entrée	72,65 (41,70-103,59)	34,13 (19,16-49,10)	37,76 (18,10-53,39)
	Sortie	31,04 (16,07-46,01)	13,37 (7,29-19,45)	17,77 (9,26-26,29)
Cadmium total (µg/L)	Entrée	0,71 (0,45-1,28)	0,49 (0,20-0,79)	0,36 (0,11-0,60)
	Sortie	0,47 (0,25-0,87)	0,27 (0,12-0,61)	0,24 (0,11-0,55)
Cadmium dissous (µg/L)	Entrée	0,24 (0,15-0,33)	0,19 (0,10-0,28)	--
	Sortie	0,25 (0,17-0,36)	0,11 (0,08-0,15)	--
Cuivre total (µg/L)	Entrée	20,14 (8,41-31,79)	8,91 (5,29-12,52)	5,65 (2,67-38,61)
	Sortie	12,10 (5,41-18,80)	6,36 (4,70-8,01)	4,23 (0,62-7,83)
Cuivre dissous (µg/L)	Entrée	6,66 (0,73-12,59)	7,33 (5,40-9,26)	--
	Sortie	7,37 (3,28-11,45)	4,37 (3,73-5,73)	--

¹ Nombre d'études pour chaque type de bassin

Le temps de rétention des bassins d'orage doit donc être augmenté afin d'inclure le traitement efficace des eaux pluviales dans les objectifs de conception des bassins d'orage.

1.5. Augmentation du temps de rétention de bassins d'orage

L'augmentation du temps de rétention de l'eau dans un bassin d'orage peut être faite de plusieurs façons. La longueur du bassin d'orage peut être augmentée afin de

forcer les eaux pluviales à demeurer plus longtemps dans le bassin d'orage. Par contre, ceci implique des changements majeurs sur la structure du bassin, nécessitant des investissements importants. Des mesures moins coûteuses ont donc été envisagées. Un résumé des techniques d'adaptation des bassins d'orage au traitement des eaux pluviales se trouve dans le travail de Marsalek et al. (1992). Par exemple, des murets peuvent être érigés à l'intérieur du bassin d'orage pour détourner l'écoulement de l'eau et le rendre plus sinueux, allongeant ainsi le chemin préférentiel dans le bassin d'orage et augmentant le ratio longueur/largeur du bassin sans excavation (Figure 5).



Figure 5 – Murets de détournement du chemin préférentiel d'un bassin d'orage (Cecil County, 2009)

Il est aussi possible de réduire le diamètre de la sortie du bassin d'orage afin de diminuer le débit pouvant être évacué. Cette mesure force donc l'eau à rester plus longtemps dans le bassin d'orage. Guo et al. (2000) ont étudié cette option en modifiant la sortie du bassin d'orage par l'installation d'un caisson avec une embouchure beaucoup plus petite que l'originale (Figure 6) sans toutefois arriver à des conclusions sur la corrélation entre l'efficacité épuratoire du bassin d'orage et le temps de rétention de l'eau.

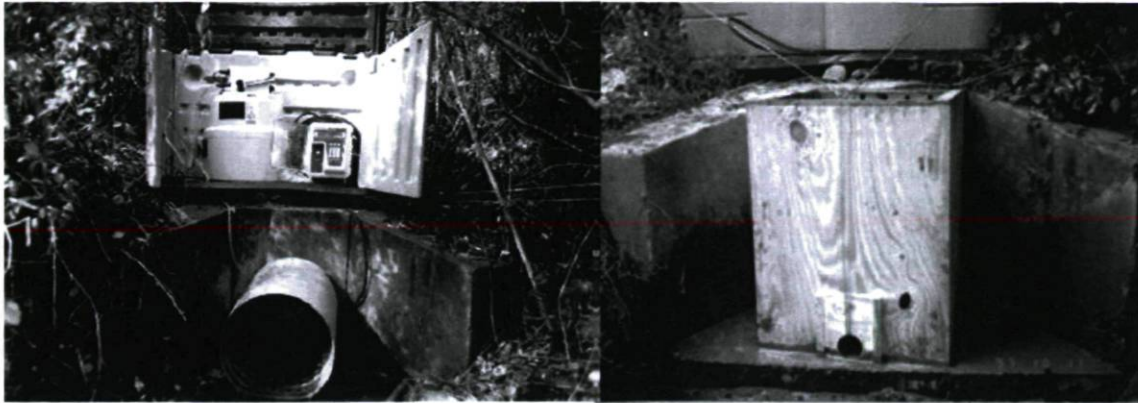


Figure 6 – Sortie du bassin d’orage avant et après l’installation d’un caisson réduisant le diamètre de la sortie dans l’optique d’augmenter le temps de rétention (Guo et al. 2000)

D’autre part, le contrôle de l’ouverture et de la fermeture de la sortie peut aussi être une solution envisagée pour ajouter une fonction de traitement de la qualité des eaux pluviales. Middleton et Barrett (2008) ont étudié l’ajout d’une vanne dynamique à la sortie d’un bassin d’orage sur son efficacité d’enlèvement de divers polluants. Le temps de rétention du bassin était asservi au débit et l’eau était retenue pour un maximum de 12 heures. Ils ont trouvé une augmentation notable de l’efficacité d’enlèvement pour certains polluants dont les matières en suspension (91%) et les métaux lourds (55-69%) tandis que les polluants dissous, par exemple, démontraient de plus grandes concentrations à la sortie qu’à l’entrée du bassin de rétention.

2. Objectifs et hypothèse du projet

2.1. Hypothèse

Un bassin d’orage, tout en remplissant ses fonctions de contrôle de débit, peut aussi servir de site efficace pour le traitement des eaux pluviales d’un quartier résidentiel par sédimentation des matières en suspension et des contaminants.

2.2. Objectifs

Objectif général :

Caractérisation des contaminants à l'entrée et à la sortie d'un bassin de rétention en milieu urbain pour un site au Québec et évaluation de l'efficacité d'enlèvement des polluants.

Objectifs spécifiques :

1. Caractériser la charge de contaminants (matières en suspension, matières volatiles en suspension, azote ammoniacal, métaux lourds (cuivre, zinc, manganèse)) à l'entrée et à la sortie d'un bassin d'orage typique du territoire de la ville de Québec, selon les caractéristiques de la pluie;
2. Analyser l'efficacité de ce bassin d'orage sur l'élimination de polluants évènement par évènement: et,
3. Évaluer l'impact d'augmenter le temps de rétention de l'eau par l'implantation d'un contrôle du débit à la sortie du bassin d'orage sur l'efficacité épuratoire du bassin pour les mêmes polluants.

3. Méthodologie

Cette section présente la méthodologie qui a été utilisée afin d'atteindre les objectifs définis ci-haut. Cette section présentera la sélection du bassin versant et du bassin d'orage ainsi que leurs caractéristiques, et présentera aussi les techniques d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire des échantillons.

3.1 Choix du bassin de rétention

La première étape du projet a été de trouver un site d'étude, soit un bassin d'orage situé dans un quartier résidentiel de la ville de Québec. Le site devait remplir plusieurs critères afin de bien représenter la situation actuelle au Québec au niveau de la gestion des eaux pluviales, faciliter les mesures et la prise d'échantillons faites sur le terrain et permettre l'adaptation et la modification du bassin d'orage.

Des critères de sélection du bassin versant et du bassin d'orage ont donc été définis afin de choisir un site pouvant répondre aux objectifs de cette étude. Ces critères, présentés en annexe A, reposent sur l'accessibilité du bassin d'orage, son emplacement par rapport aux pluviomètres de la ville de Québec, du milieu récepteur ainsi que les caractéristiques physiques du bassin versant et du bassin d'orage.

Grâce à la visite de plus de 20 bassins d'orage de la ville de Québec et à l'aide de plans et d'informations fournis par la ville, il a été possible de bien caractériser les bassins. Plusieurs bassins ont été éliminés pour différentes raisons : quelques-uns avaient un volume trop important pour le cadre de l'étude, d'autres trop petits, certains étaient inaccessibles sécuritairement et d'autres desservaient des bassins versants trop petits. Les résultats obtenus suite à ces visites de terrain sont présentés en Annexe A.

Un bassin d'orage s'est démarqué, soit le bassin d'orage Chauveau situé dans le quartier «Faubourg le Raphaël», au coin des boulevards St-Jacques et Chauveau. Ce bassin a été choisi pour son volume raisonnable, la surface significative du bassin versant desservi, sa proximité aux pluviomètres de la ville de Québec, sa conception simple et le développement presque terminé du quartier résidentiel. Les caractéristiques du bassin d'orage et du bassin versant sont présentées dans les 2 prochaines sections.

3.2 Caractérisation du bassin versant

Le bassin versant est situé au dans l'arrondissement les Rivières, soit à environ 11 kilomètres du campus de l'Université Laval. Son emplacement exact est présenté à la Figure 7.

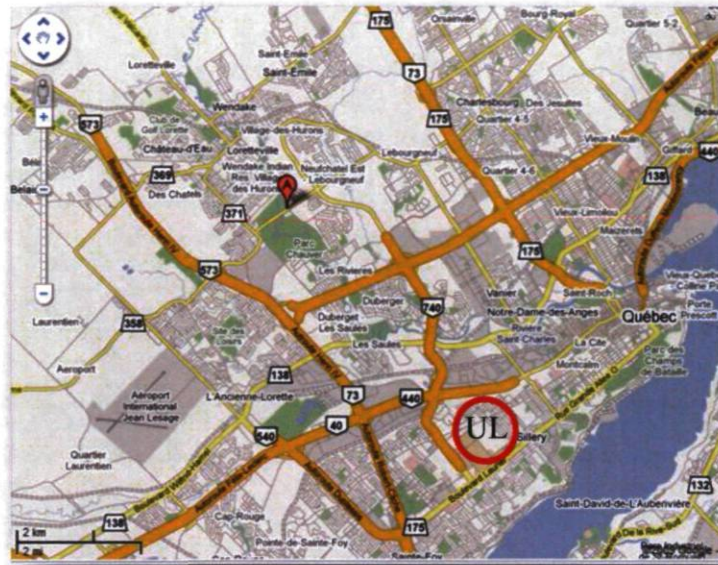


Figure 7- Emplacement du faubourg Le Raphaël (Google 2009)

Le bassin versant est à vocation résidentielle, composé surtout de maisons unifamiliales. Selon les plans de la firme d'ingénierie en charge de la conception du réseau d'égout et d'aqueduc, le quartier résidentiel est composé de 264 maisons unifamiliales, 2 blocs-appartements pour une population d'environ 917 personnes (Genivar, 2005). Le bassin versant a une superficie de 15,1 ha et un coefficient d'imperméabilité d'environ 30%. Le réseau d'égout pluvial, conçu en double drainage, utilise les conduites (réseau mineur) ainsi que les rues (réseau majeur) comme système d'évacuation de l'eau de ruissellement. La Figure 8 présente une vue aérienne récente du bassin versant ainsi que le plan du réseau d'égout pluvial.

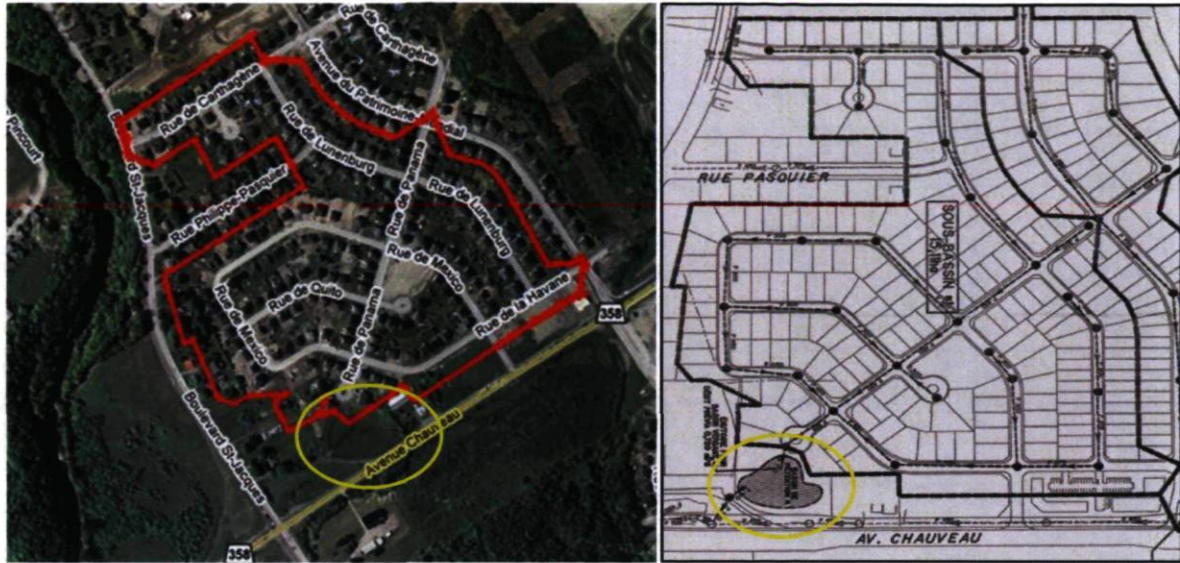


Figure 8 - Vue aérienne et plan du Faubourg le Raphaël et emplacement du bassin d'orage Chauveau

Selon les plans obtenus, le réseau d'égout mineur a été conçu en utilisant une pluie synthétique de 1 heure avec une période de retour de 2 ans, alors que le réseau majeur, une pluie de 1 heure et d'une période de retour de 100 ans. Le Tableau 5 présente les débits attendus aux sorties des différents réseaux selon les pluies de conception utilisées par la firme Genivar (2005).

Tableau 5 - Débits calculés pour les réseaux d'égout

Exutoire	Entrée égout mineur		Entrée égout majeur	Sortie Bassin d'orage
Période de retour de la pluie	2 ans	100 ans	100 ans	100 ans
Débit (m ³ /s)	0,72	0,89	1,89	0,40

3.3 Caractérisation du bassin d'orage

Le bassin d'orage a été caractérisé et les plans de construction ont été obtenus de la firme responsable de la conception du bassin d'orage afin de bien identifier sa forme, son volume, sa superficie et les pentes du bassin.

La Figure 9 présente un plan du bassin d'orage Chauveau. Le Tableau 6 résume ses principales caractéristiques.

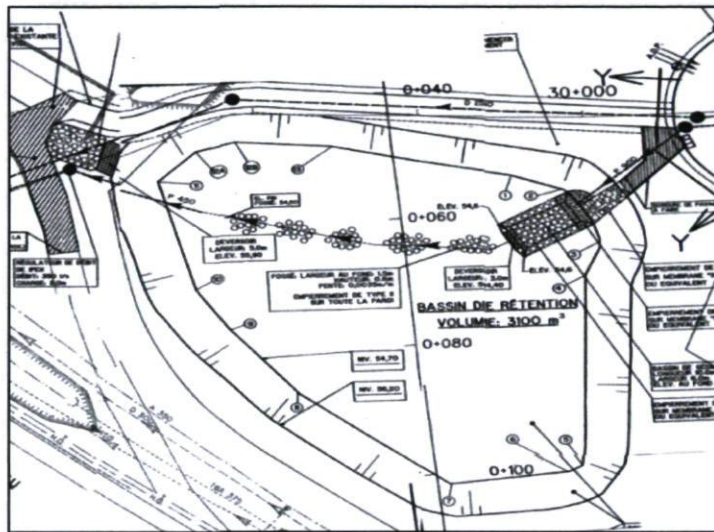


Figure 9 - Plan du bassin d'orage Chauveau

Tableau 6- Caractéristiques du bassin d'orage Chauveau

Nom Numéro	Chauveau 99
Emplacement	Faubourg Le Raphaël
Tributaire de la rivière	St-Charles
Année de construction	2005
Période de retour de conception	100 ans
Surface du bassin versant	15,1 ha
Volume (m³)	3100 à 4300*
Profondeur maximale	1,4 m
Rapport Volume/Aire	20,5 mm
Caractéristiques hydrauliques	Bassin sec avec débit d'infiltration en temps sec
En réseau séparatif	Oui
Entrées	<ul style="list-style-type: none"> • 1 entrée mineure de $\varnothing = 900$ mm • 1 entrée majeure au dessus du mineur
Sortie	<ul style="list-style-type: none"> • 1 sortie de $\varnothing = 450$ mm
Bassin versant	Résidentiel : Maisons unifamiliales et blocs- appartements

*Le volume varie selon les sources

Le bassin d'orage a été conçu avec un volume de stockage de 3500 m³ et un niveau d'eau maximal de 1,4 m selon les plans obtenus. Par contre, un relevé topographique du bassin d'orage par GPS, effectué par Annie-Claude Parent, professionnelle de recherche du département de génie civil de l'Université Laval, avec mon assistance indique que le bassin d'orage aurait plutôt un volume de 4300 m³.

Le bassin d'orage, présenté à la Figure 10, est formé d'une conduite d'entrée en béton de 900 mm de diamètre et d'une conduite de sortie de 450 mm (Figure 11). L'entrée du majeur se fait par une pente enrochée au dessus et autour de la conduite d'entrée. Un canal d'écoulement d'environ 10 cm de profondeur relie la conduite d'entrée à la sortie.



Figure 10 - Vue d'ensemble du bassin d'orage Chauveau



Figure 11 – Ouvrages d'entrée et de sortie du bassin d'orage Chauveau

Un drain de fond de 30 centimètres de diamètre (Figure 12), non identifié sur les plans originalement obtenus, a aussi été découvert lors d'une visite de terrain dans le canal d'écoulement à la mi-chemin entre l'entrée et la sortie. Il aurait comme fonction d'assécher le fond du bassin d'orage et est relié à la conduite de sortie du bassin d'orage en aval. Il était par contre recouvert de sédiments pendant une bonne partie de l'été 2008 et donc non fonctionnel. Il a ensuite été bouché par la Ville de Québec durant le printemps 2009. Le bassin d'orage se déverse ensuite dans la rivière St-Charles qui se situe environ 300 mètres plus loin. Un débit d'eau de ruissellement en temps sec variant de 2 à 5 L/s s'écoulait continuellement à travers le bassin d'orage durant les deux

campagnes d'échantillonnage. Cette eau a été analysée et provenait du drainage d'un ruisseau présent en amont du quartier résidentiel.



Figure 12- Drain de fond du bassin d'orage Chauveau une fois déterré

3.4 Campagne d'échantillonnage

L'échantillonnage des eaux pluviales dans le bassin d'orage s'est déroulé sur 2 périodes, soit au printemps/été 2008 et à l'été/automne 2009. Le printemps 2008 a permis de mettre au point les techniques d'échantillonnage, d'évaluer l'équipement nécessaire et de tester les protocoles expérimentaux pour les campagnes des étés 2008 et 2009.

3.4.1 Campagne été 2008

La création du protocole d'échantillonnage des eaux pluviales s'est faite à l'aide du manuel *Urban Stormwater BMP Performance Monitoring (EPA, 2002)*. Les recommandations de ce manuel ont été utilisées pour créer le protocole d'échantillonnage qui suit.

Une des difficultés de ce projet a été de correctement prédire l'arrivée d'une pluie suffisamment intense sur le bassin versant pour causer du ruissellement. Ceci a été fait en suivant les images du radar météorologique d'Environnement Canada disponible sur leur site internet. Le radar situé à Villeroy couvrait la région de Québec et était suffisamment éloigné pour offrir un temps de réaction assez long pour permettre à

l'équipe d'échantillonnage, constituée de 2 personnes, de préparer le matériel et de se rendre sur le site.

Le matériel apporté sur le site était composé d'environ 50 bouteilles en plastique de 1 litre, 2 chaudières de 25 litres, un thermomètre, un chronomètre et un cahier de terrain pour prendre les notes. À l'arrivée sur le terrain, le matériel était séparé entre l'entrée et la sortie, un échantillon du ruissellement en temps sec en entrée et en sortie était pris et la pluie attendue. La durée de la période de temps sec avant l'orage échantillonné était estimée et notée.

Lorsque la pluie débutait sur le bassin versant, l'heure était enregistrée et l'échantillonnage ne commençait que lorsque le ruissellement débutait dans la rue à l'amont du bassin d'orage. Le début du ruissellement signalait le lancement des chronomètres et la prise du premier échantillon. L'échantillonnage à l'entrée et à la sortie se faisait à l'intérieur des conduites respectives, aux endroits indiqués sur les Figures 13 et 14.



Figure 13 - Point d'échantillonnage en entrée



Figure 14 - Point d'échantillonnage à la sortie

Les échantillons étaient pris à des pas de temps de 3, 5, 10 ou 15 minutes. Ceux-ci variaient selon l'intensité du débit de ruissellement dans les conduites qui était évalué à l'œil nu. Un échantillon se prenait en remplissant une bouteille de 1 litre en la plongeant dans l'eau s'écoulant à l'intérieur de la conduite d'entrée ou de sortie. Cet échantillon représentait donc l'état des eaux pluviales à un moment précis durant l'orage, soit un échantillon ponctuel. 2 échantillons de 1 litre étaient pris à chaque pas de temps, ceci afin de créer des échantillons ponctuels ainsi que composites. Les seconds échantillons de 1 litre servaient à former l'échantillon composite. Ils étaient versés dans une chaudière de 25 litres, mélangés et, une fois l'orage terminé, représentaient donc la composition moyenne de l'écoulement durant tout l'orage. Donc, à chaque pas de temps où un échantillon était récolté, 2 bouteilles de 1 litre étaient remplies, une scellée pour devenir l'échantillon ponctuel et l'autre versée dans la chaudière pour former le composite.

La température de l'eau était mesurée et des commentaires étaient notés sur l'intensité de la pluie, l'aspect visuel du ruissellement ainsi que son intensité. Les échantillons étaient amassés de cette façon en entrée et en sortie jusqu'à la fin du ruissellement qui était défini comme le moment où l'eau ne ruisselait plus dans la rue. Les échantillons étaient ensuite amenés à l'Université pour y effectuer les analyses de

laboratoire. Les données sur l'intensité et la durée de la pluie échantillonnée étaient ensuite récupérées de la ville de Québec qui gère des pluviomètres installés autour du bassin d'orage à une distance de 3 à 7 km.

La campagne de l'été 2008 nous a donc permis de récolter des données et de cerner les améliorations à apporter pour l'été 2009. Il est devenu clair qu'une manière de mesurer le débit en entrée et en sortie ainsi que l'intensité exacte de la pluie tombant sur le bassin d'orage était nécessaire pour bien comprendre le comportement hydraulique du bassin versant et son impact sur les polluants présents dans l'eau. À la suite de quelques orages d'été très localisés sur le bassin d'orage ou passant juste à quelques kilomètres, il est devenu clair que les pluviomètres de la ville étaient installés à de trop grandes distances du bassin. Les pluies mesurées n'étaient donc pas toujours représentatives des pluies sur le bassin versant du Faubourg Le Raphaël. Par contre, puisque l'électricité n'était pas disponible sur le site, tout devait fonctionner à l'aide de batteries.

3.4.2 Campagne été 2009

Préparation du site

Afin d'assurer le bon fonctionnement de la campagne d'échantillonnage en 2009, plusieurs travaux ont été effectués au bassin d'orage. Ces travaux impliquaient surtout l'installation d'équipements de mesure comme des débitmètres et un pluviomètre et la fermeture du drain de fond.

Une roulotte de chantier a été installée à l'extrémité sud-ouest du bassin d'orage afin d'y entreposer les équipements d'échantillonnage. Un pluviomètre à auget de type CSI tb4 a été installé sur le toit de la roulotte afin de mesurer l'intensité de la pluie sur le bassin versant.

Des débitmètres de type Sigma 950 (Figure 15) ont été utilisés pour mesurer le débit entrant et sortant du bassin d'orage. Un bulleur servait à mesurer la hauteur d'eau dans la conduite et une sonde ultrasonique à mesurer la vitesse de l'eau (Figure 16). Ces sondes ont été installées par les techniciens de la ville de Québec dans le fond des conduites. La mesure de débit à l'entrée du bassin d'orage était peu fiable à cause de la

turbulence dans la conduite d'égout d'amont. Les mesures de débit à l'entrée ont donc été obtenues à l'aide des données pluviométriques enregistrées par le pluviomètre et d'un modèle hydraulique SWMM5 du bassin versant calibré par un étudiant postdoctoral.



Figure 15 - Équipement d'échantillonnage et débitmètre Sigma 950



Figure 16 - Plaque de sondes (bulleur et sonde ultrasonique de vitesse) installée en conduite

Le drain de fond du bassin d'orage a aussi dû être bloqué pour contrôler la vidange du bassin et l'échantillonnage. Les techniciens de la ville de Québec se sont chargés de bloquer ce drain de fond avec une toile imperméable et du sable.

L'échantillonnage de l'été 2009 a été séparé en deux parties. La première partie consistait en l'échantillonnage dans le bassin d'orage original, sans modification à la sortie, et la deuxième partie dans le bassin une fois que des modifications ont été apportées à la sortie et le temps de rétention du bassin d'orage augmenté.

La modification effectuée sur le bassin d'orage a consisté à mettre en place un système de guillotine au niveau de la conduite de sortie du bassin afin de bloquer l'écoulement de l'eau et ainsi augmenter le temps de rétention. Le caisson de sortie (Figure 17) a été conçu pour retenir l'eau sur une hauteur maximale de 1,05 mètre avant de déborder à l'intérieur du caisson et être évacuée par la conduite de sortie. Cette hauteur a été choisie afin de permettre la rétention d'un volume d'eau dans le bassin pouvant atteindre 1 mètre de hauteur sans risquer le débordement du bassin d'orage par la sortie d'urgence enrochée qui se situe à 1,4 mètre de hauteur. Un trou circulaire de même diamètre que la conduite a été percé dans l'arrière du caisson afin d'évacuer l'eau en cas de dépassement du niveau d'eau de 1 mètre et ainsi permettre la vidange normale du bassin lorsque la sortie serait ouverte après rétention de l'eau sur une longue période de temps.



Figure 17 - Caisson de sortie

Des trappes à sédiments et perches de mesure du niveau d'eau (Figure 18) ont été positionnées à différents endroits dans le bassin d'orage (Figure 19). Les trappes ont été fabriquées sur mesure. Ils consistaient de récipients carrés de 25 cm de largeur par 7 cm

de profondeur. L'intérieur du récipient était divisé en tubes de 1 cm de largeur afin de diminuer la turbulence à l'intérieur du récipient et éviter la resuspension des particules (Figure 18). Les trappes étaient placées avant un orage pendant lequel la sortie serait fermée et récoltées lorsque le bassin s'était vidé. Les sédiments décantés dans les trappes peuvent donc être utilisés afin de caractériser la dynamique de sédimentation des particules à travers le bassin d'orage.

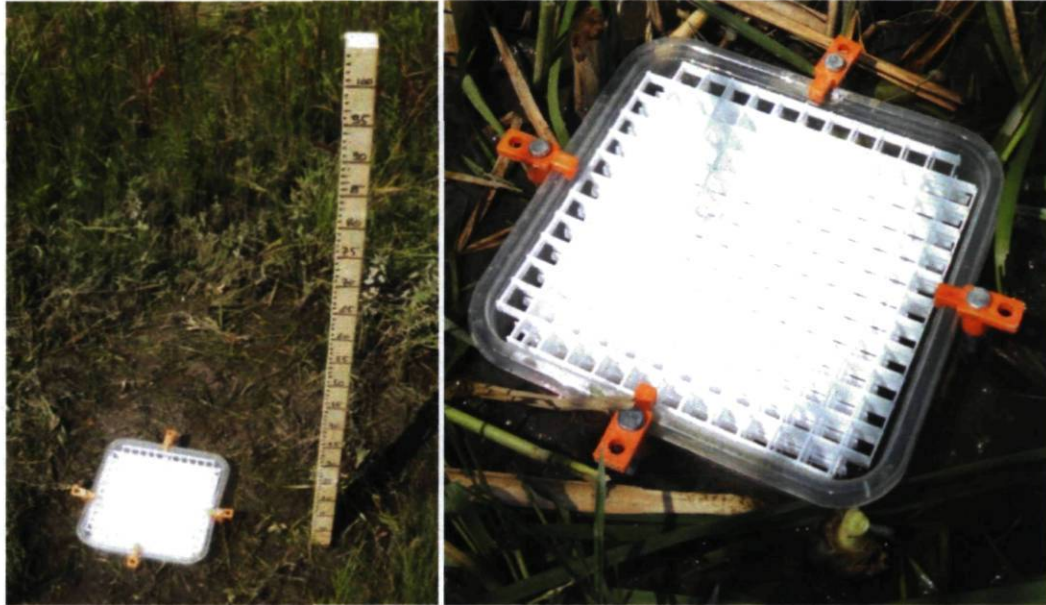


Figure 18 - Trappe à sédiments et perche de mesure de niveau d'eau

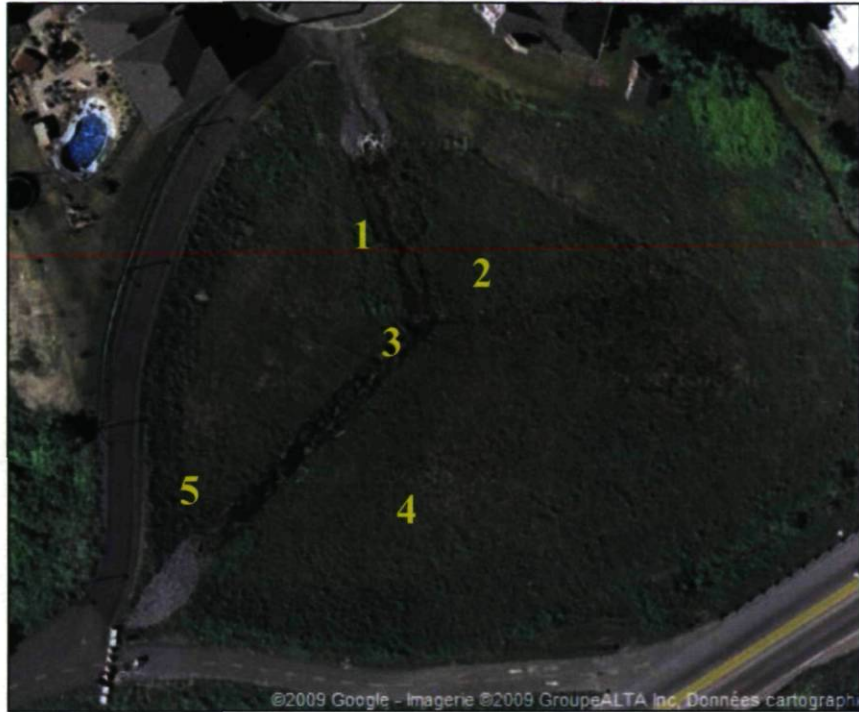


Figure 19 - Positionnement des 5 trappes à sédiments

Échantillonnage

Durant la deuxième partie de l'échantillonnage de l'été 2009, et lorsque les modifications ont été apportées à la sortie du bassin d'orage, l'eau entrant a été retenue afin d'augmenter la sédimentation (Figure 20).



Figure 20 – Montée du niveau d'eau suite à un orage avec sortie fermée

La même technique d'échantillonnage décrite ci-haut a été utilisée à l'entrée du bassin lors de l'orage, mais aucun échantillon n'était pris à la sortie puisqu'aucune eau ne sortait du bassin d'orage. Des échantillons étaient pris lors de la réouverture de la sortie, soit quelques jours plus tard (Figure 21). Durant les jours de rétention d'eau, des échantillons d'eau de 1 litre étaient pris à l'intérieur du bassin d'orage dans la colonne d'eau proche des trappes à sédiments afin de caractériser la dynamique de sédimentation des particules. Ces échantillons étaient pris manuellement grâce à un système de perche de prélèvement à ouverture automatique (Figure 22) qui permettait de prendre l'échantillon tout en restant à une distance de 2 mètres du point d'échantillonnage. Ceci permettait d'éviter ainsi la contamination des échantillons récoltés par la remise en suspension des particules décantés par la turbulence causée par l'approche d'un individu.



Figure 21 - Ouverture de la sortie et échantillonnage



Figure 22 - Échantillonnage avec la perche de prélèvement

Que ce soit durant l'été 2008 ou 2009, le nombre d'échantillons variait selon l'intensité et la durée de l'orage et si le bassin d'orage était ouvert ou non. Ce nombre a varié entre 10 à 100 échantillons. Lorsque l'échantillonnage pour un événement particulier était terminé, les échantillons étaient amenés au laboratoire d'environnement du Département de génie civil et de génie des eaux de l'Université Laval pour être analysés. Les analyses effectuées seront le sujet de la section suivante.

3.5 Analyses en laboratoire

Des analyses en laboratoire ont été effectuées sur les échantillons pris dans le bassin d'orage. Ces analyses ont porté sur la mesure de la concentration des matières en suspension (MeS), de l'azote ammoniacal et des métaux lourds (cuivre, zinc, manganèse). Tous les échantillons étaient réfrigérés à 4°C à leur arrivée au laboratoire et les analyses de MeS et d'azote ammoniacal étaient faites dans un délai de 24 heures. Des sous-échantillons (environ 125 à 250 ml) étaient pris des échantillons composites et ponctuels et acidifiés à pH 2 à l'aide d'acide nitrique afin d'allonger la période d'entreposage. Les analyses de métaux étaient effectuées sur ces sous-échantillons par les laboratoires de la ville de Québec. La description détaillée des protocoles d'analyses est présentée en Annexe B ou dans l'article scientifique inclut dans ce mémoire.

Les analyses de matières en suspension étaient réalisées sur tous les échantillons composites et ponctuels, alors que les analyses d'azote ammoniacal et de métaux n'étaient principalement faites que sur les échantillons composites.

Les analyses de matières en suspension ont été réalisées en utilisant la méthode du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ, 2008), soit MA. 115-S.S. 1.1. En résumé, cette méthode procède par filtration d'un échantillon sur un filtre avec des pores de 1,2 µm. Le filtre est préalablement pesé, l'échantillon de volume connu est filtré, le filtre récolté, séché à l'étuve à 105°C pour quelques heures et pesé de nouveau. La différence de masse avant et après filtration, ainsi que le volume d'échantillon filtré donne la concentration en matières en suspension.

Les analyses d'azote ammoniacal (NH₃-N) ont été réalisées à l'aide de la méthode HACH 10205 (HACH, 2007). Cette méthode spectrophotométrique se nomme méthode salicylate à concentration très basse et utilise l'appareil DR 5000 de HACH.

Le tableau suivant résume les analyses faites sur les échantillons récoltés pour un évènement pluvieux typique à sortie ouverte.

Tableau 7 - Tableau des analyses faites sur les échantillons de l'évènement pluvieux échantillonné le 7 juillet 2009

Échantillon		Analyse			
Entrée	Numéro échantillon	MeS	N-NH3	Métaux	
				totaux	dissous
Composite		√	√	√	√
Ponctuel	1	√			
	2	√			
	3	√	√	√	√
	4	√			
	5	√		√	
	6	√	√	√	√
	7	√			
	8	√			
	9	√	√	√	√
	13	√		√	
	17	√		√	
20	√		√		
Sortie	Numéro échantillon	MeS	N-NH3	Métaux	
				totaux	dissous
Composite		√	√	√	√
Ponctuel	2	√		√	√
	4	√	√	√	√
	6	√	√	√	√
	9		√	√	√
	13	√		√	
	16	√		√	
	18	√		√	

4. Résultats et discussion

Les résultats et la discussion seront présentés dans la section suivante sous forme d'article. Les résultats complets de ce projet sont présentés en annexes de ce mémoire.

Les annexes contiennent : les critères de sélection du bassin d'orage comme site d'étude (annexe A); les protocoles d'analyse et d'échantillonnage (annexe B); le résumé des caractéristiques des pluies échantillonnées et des débits d'eaux pluviales dans le bassin d'orage calculés à l'aide du modèle hydraulique (annexe C); les débits mesurés à la sortie du bassin d'orage à l'aide d'un débitmètre Sigma 950 (annexe D); les concentrations en MeS et MVS dans le bassin d'orage pour chaque évènement échantillonné (annexes E, F et G); les concentrations en métaux dans le bassin d'orage pour chaque évènement échantillonné (annexe H); les concentrations en polluants à l'intérieur du bassin d'orage avec sortie fermée (annexe I) et le résumé des concentrations moyennes et des efficacités d'enlèvement du bassin d'orage (annexe J).

5. Characterization of Stormwater Runoff and Evaluation of Removal Efficiency of a Retrofitted Detention Pond

Abstract

The objective of this study was to characterize the stormwater runoff for a residential catchment in Quebec City, evaluate the present detention ponds' removal efficiency for different pollutants and evaluate how its efficiency could be increased by controlling the stormwater retention time of the pond. The analysed pollutants were total suspended solids (TSS), total and dissolved metals as well as ammonia. The retention time was controlled by the addition of an outlet control in the form of a sluice gate which permitted to retain stormwater for longer periods of time. Pollutant concentrations were generally found to agree with previous studies during the summer and fall months, whereas higher concentrations were recorded in spring. For most analysed pollutant types, the design of the stormwater detention pond gave it low retention times and caused it to have a below average removal efficiency when compared to similar types of ponds. The addition of the outlet control permitted to drastically increase the removal efficiency for most pollutant types.

Introduction

The Clean Water Act (CWA), passed in 1972 by the American Congress, improved point source pollutant treatment such as municipal and industrial wastewater and increased water quality standards in the United States. This act was of great importance in improving the quality of receiving waters in the U.S. but had no impact on non-point source (NPS) pollutant discharges such as urban or agricultural runoff which was becoming a major concern for receiving waters impairment (Burton and Pitt, 2002). Indeed, since NPS pollution discharges are not constant in time or space and depend on land use and watershed characteristics, they are difficult to assess or control. In 1983, the National Urban Runoff Program (NURP) of the United States Environmental Protection

Agency (EPA) found that urban stormwater runoff is the second most important cause of urban receiving waters damage, not only through increased fluctuations of water levels and erosion of river banks but also through the pollutants washed off of urban areas during rainfalls. These pollutants include suspended solids, oxygen-demanding substances, nutrients, microorganisms, heavy metals, oil and grease as well as toxic organic compounds (EPA, 1993; Pitt et al., 2004). Stormwater pollutant sources vary widely from one catchment to the next (Burton and Pitt, 2002; EPA, 1993; Pitt et al. 2004). Sediments can come from land erosion or construction sites, pavement wear, vehicles or road maintenance; nutrients such as nitrogen or phosphorus from atmosphere deposition or fertilizer use; heavy metals or toxic substances from rooftops (Polkowska and Namiesnik, 2008; Ashley et al., 2004); and gasoline, oil, grease, tire wear or industrial pollutants from various land uses on the catchment. Bacteria can come from animal presence or cross-connections between wastewater and stormwater collection systems. Pollutants accumulate on impervious surfaces during dry weather periods and are washed off during rain events (Vaze and Chiew, 2002), and reach the receiving waters via stormwater runoff.

These pollutants have a variety of impacts on the aquatic life present in the receiving waters as well as on the water uses. Short term effects include oxygen depletion, peak concentration of ammonia and shear stresses as well as cumulative impacts like increase in nutrient and heavy metals concentrations (Borchardt and Sperling, 1997). Sediments increase turbidity and decrease sunlight penetration in water, reducing plant photosynthesis; nutrients cause algae blooms that decrease oxygen levels; heavy metals and toxic substances can kill or severely impair plant and animal life (Borchardt and Sperling, 1997, Burton and Pitt, 2002). These pollutants also increase the cost of treatment for drinking water for municipalities. Therefore, in 1987, an amendment was passed on the CWA, requiring states to characterize NPS pollution and create management programs. Since then, American states and Canadian provinces following suit have adopted legislation or practices that aim at the removal of up to 80% of total suspended solids (OMOE, 2003, Maryland Department of the Environment, 2000) present in urban stormwater.

Many Best Management Practices (BMPs) exist to reduce stormwater runoff pollutant loads before discharge into urban waterways. These practices include low-impact development to reduce runoff volumes, pollutant source reduction or structural BMPs that aim at runoff quantity and quality management. Structural BMPs include infiltration systems, detention systems, retention systems, constructed wetland systems, filtration systems, vegetated systems (such as biofilters) amongst others (EPA, 1999). According to EPA's NURP (1983), detention ponds and other structural BMPs can provide effective removal of pollutants in urban runoff with retention ponds, wet basins or wetlands showing the best performances.

Pollutant removal efficiencies for both systems vary between pollutant types. According to EPA (2002) detention and retention ponds have been found to offer an average removal efficiency of respectively 49% and 80% for TSS, 20% and 52% for total phosphorus and -3% and 64% for dissolved phosphorus. Negative removal efficiencies, such as for total phosphorus, mean that greater concentrations of the pollutant are found at the BMPs' outlet than inlet. This can be due to contamination of water inside the pond by animal activities or release of contaminants from the soil. Expected removal efficiencies can also be found in EPA (1999).

This pollutant removal rate is due to many processes taking place inside structural BMPs, such as sedimentation, flotation, infiltration, adsorption, biological uptake, biological conversion and pollutant degradation (EPA, 1999). For stormwater ponds, retention time is one of the main factors affecting removal efficiencies in BMPs since these processes take time (Shammaa et al., 2002). Sedimentation is one of the most important processes in removing suspended solids. Long retention times are important since, for particles with diameters ranging from $< 20 \mu\text{m}$ to $400\text{-}4000 \mu\text{m}$, settling velocities differ greatly: from 0.009 m/h to 19 m/h respectively (OMOE, 2003). It can therefore take particles from minutes to days to settle across the water level reached in a detention pond after a rain event. Since many pollutants, such as heavy metals, nutrients or microorganisms, can become adsorbed on particles, removal of particulates through sedimentation can further increase removal of these associated pollutants (EPA, 1999).

Since stormwater detention ponds were, for the most part, originally constructed as a means to manage runoff volume and not its quality, they can demonstrate poor

removal efficiencies. Retrofitting them for dual purpose (runoff quantity and quality management) has therefore been the object of many studies. Different retrofit techniques can be found in Marsalek et al. (1992) and Shammaa et al. (2002). They include decreasing or modifying the outlet diameter or structure (Guo et al., 2000), placing baffles inside the pond (Matthews et al. 1997), or controlling the outlet by a valve for batch treatment (Middleton and Barrett, 2008). These retrofits have mainly been aimed at increasing the water retention time so as to allow more time for finer particles to agglomerate and settle. They show an improved removal efficiency for TSS as well as other pollutants present in stormwater compared to earlier studies of non retrofitted BMPs. Guo et al. (2000), on the other hand, found that removal efficiency was not conclusively correlated to detention time, but rather to inlet concentration. Retrofits of ponds gave the largest increase of removal efficiencies for total phosphorus. Matthews et al. (1997) were able to increase pollutant removal by 28% by introducing baffles inside a stormwater pond to increase detention time. Middleton and Barrett (2008) reached TSS removal efficiencies of 91% for their batch-type stormwater detention pond, as well as 52% for total phosphorus and 69% for total lead.

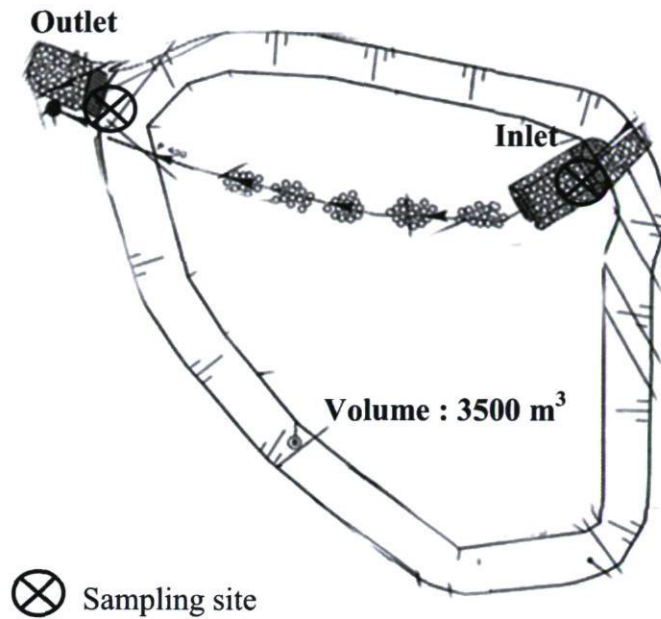
The rivEAU research project aims at creating real-time control strategies for stormwater quality management through the use of meteorological forecasts and hydrological and hydraulic models. These models will be used to choose the best real-time control rules to increase retention times in stormwater ponds to improve water quality of discharges into the urban river. The purposes of this paper in particular, as part of the rivEAU research project, was to, firstly, characterize the urban runoff for a residential catchment in Quebec City; secondly, evaluate the removal efficiency of a stormwater detention pond for different pollutant types; and lastly, evaluate the effect of adding an outlet control and the resulting retention time increase on the removal efficiency of the stormwater pond.

Methodology

The stormwater detention pond chosen for the sampling campaign is located in a new suburban neighbourhood 15 km north of downtown Quebec City. It collects the

runoff of a 15.1-hectare area mostly consisting of residential single-family homes. The elevation difference between the highest point of the watershed and the detention pond inlet is 15 meters with a drop of 5 meters just upstream of the pond. The stormwater sewer system was built as a dual drainage system. Conduits evacuate runoff from rain events with less than a 2-year recurrence interval, and roads, rain events with a recurrence interval from 2-year to 100-year. Runoff from such events reached the detention pond by way of a 2 meter rock weir situated above the inlet pipe. The pond has 2 possible inlets: a major and a minor inlet. The pond is of somewhat elliptical shape (Figure 1) and has a storage volume of 3500 m³, a surface area of 3400 m² and a maximal water depth of 1.4 meters. No sampled event had a greater recurrence interval than 2 years.

The minor inlet and outlet of the pond consist of 90-cm and 45-cm diameter concrete conduits respectively. A 20-cm deep channel originally linked the inlet to the outlet over a distance of 30 meters but its depth had been reduced by sediment accumulation and was only 10-cm deep at the time of this study. The elevation change inside the pond between the inlet and outlet was 0.5 meters. A sedimentation basin spanning 6 m² was also built at the pond's inlet and was almost completely filled in by sediment accumulated since its construction. The outflow joins the sewer system of a nearby street to finally reach the receiving waters of the Saint-Charles River situated 300 m further downstream.



**Figure 1 - Chauveau stormwater detention pond plan and location of sampling sites
(GENIVAR, 2005)**

The methodology used during the sampling campaign was created on the basis of the *Urban Stormwater BMP Performance Monitoring* manual (EPA, 2002). The Environment Canada radar located at Villeroy was used to monitor upcoming rainfall events and coordinate sampling campaigns. Rain intensity over the watershed was measured using a CSI TB4 tipping bucket rain gauge and a HOBO datalogger installed at the detention pond.

Stormwater runoff sampling was done manually at the inlet and outlet of the pond. Both composite and grab samples were taken during all rainfall events at the detention pond's inlet and outlet either as a function of time or flow. Grab samples were kept in 1-liter polypropylene bottles. Composite samples were created by combining 1-liter samples in a 20-liter polyethylene bucket. The number of 1-liter samples used to create the composite sample varied from one event to the next. Prior to the start of a sampling campaign, a rough estimate of the duration of the incoming rain event and ensuing runoff period was made using the Environment Canada radar images. This estimate would then be used to establish the time interval in which the 1-liter samples would be taken in order

to insure samples taken were representative of the entire runoff period. On-site observations of the rain intensity and runoff flow were also used to vary the interval of time between samples. For example, a sample was taken at the moment when the runoff flow seemed to have reached its peak. The volume of runoff entering and exiting the pond between two samples was also measured and recorded by the flowmeters. Water height at the outlet and sample temperature were recorded at each sampling instant.

Flow was measured inside the inlet and outlet conduits using Sigma 950 flowmeters with area/velocity sensors. Flow measurements proved to be unreliable at the inlet due to high water turbulence inside the inlet conduit oftentimes leading to zero values for important flows. Flows were therefore obtained using recorded rainfall data and a calibrated SWMM hydraulic model of the catchment. An example of the outflow rates obtained through this model is shown on Figure 2.

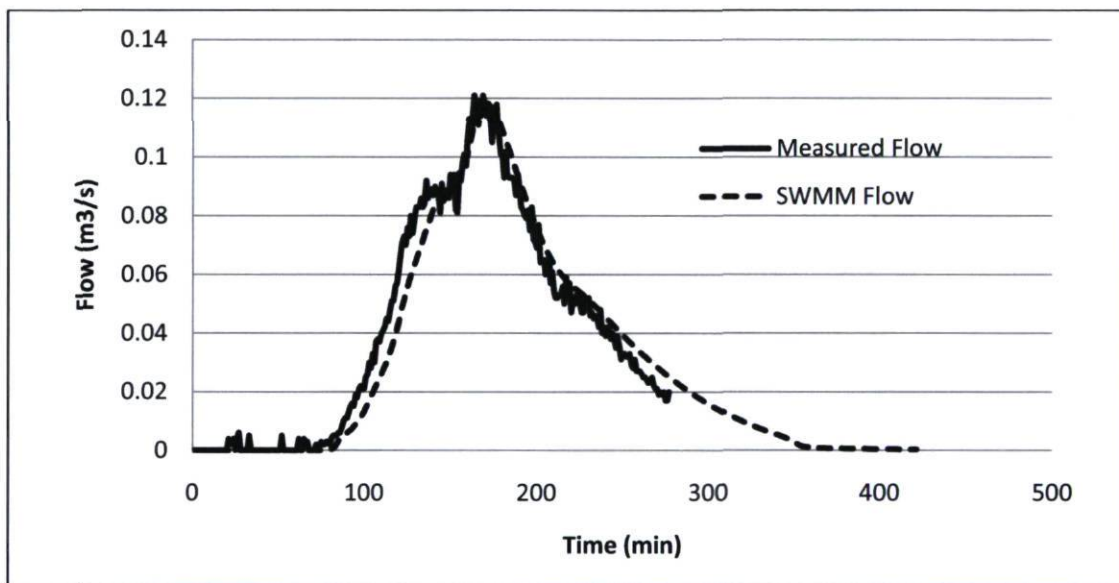


Figure 2- Measured and SWMM outflows for the August 2nd, 2009 rainfall event

The original outlet structure consisted of a 45-cm concrete conduit (Figure 3a) with an IPEX flow regulator permitting a maximum outflow of 350 L/s (23L/s·ha). This permitted the detention pond to completely drain itself in 3 hours from full. Retrofit of the detention pond was done in order to increase this retention time to hours or days depending on meteorological predictions. This was achieved by building a wooden box inside the outlet structure, fitted with a guillotine type door (Figures 3b and 3c) that

would permit to completely close the detention pond outlet or reduce its outflow. In order to prevent overflow of the detention pond in case of unpredicted intense summer storms, the box was built to a height of 1.1 m; 0.3 m below the 1.4 m of the pond's overflow weir. The top of the box was left open with an area larger than the actual 45-cm outlet conduit to act as a weir in case of high water levels inside the pond.

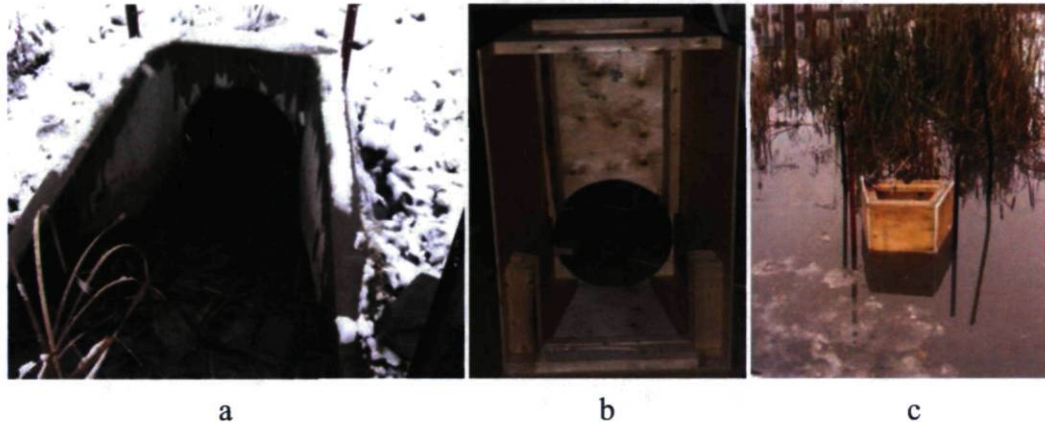


Figure 3- (a) Original outlet structure; (b) Outlet control structure (without front gate); (c) New outlet structure

Analyses on samples were either done at the Environment Laboratory of the Civil and Water Engineering Department of Université Laval or at Quebec City's East Wastewater Treatment Plant Laboratory. Parameters analysed, methods used (CEAEQ, 2008; HACH, 2007) as well as quantification limits are detailed in Table 1.

Table 1 - Analysed Parameters

Parameters	Units	Quantification limit	Method
TSS	mg/L	1	CEAEQ MA. 115 - S.S. 1.1
Total Copper	mg/L	0.02	CEAEQ MA. 200 - Met. 1.1
Total Zinc	mg/L	0.01	CEAEQ MA. 200 - Met. 1.1
Total Manganese	mg/L	0.01	CEAEQ MA. 200 - Met. 1.1
Dissolved Cu	mg/L	0.02	CEAEQ MA. 200 - Met. 1.1
Dissolved Zn	mg/L	0.01	CEAEQ MA. 200 - Met. 1.1
Dissolved Mn	mg/L	0.01	CEAEQ MA. 200 - Met. 1.1
NH ₃ -N	mg/L	0.015-2.000	HACH 10205

TSS, heavy metal and ammonia loads were computed using flow values obtained through the SWMM model as well as concentrations obtained from grab samples taken during rain events as follows:

$$load = \sum_{i=0}^t \bar{q}_{i,i+1} \times C_{i,i+1}$$

$\bar{q}_{i,i+1}$ = average flow between time i and $i + 1$

$C_{i,i+1}$ = concentration between time i and $i + 1$

Runoff Event Mean Concentrations (EMCs) were found by dividing the total load of each pollutant in the pond inflow by the total inflow volume. This technique was also used to calculate outflow pollutant loads. The removal efficiency was calculated as follows:

$$Efficiency = \frac{(m_i - m_o)}{m_i} \times 100$$

m_i : Pollutant mass entering the pond

m_o : Pollutant mass exiting the pond

Results and discussion

Sampled events

Fourteen rain events were sampled during the two summers of 2008 and 2009. Many different types of events were sampled (Table 2): from short and intense summer storms to day-long showers. Dry-weather periods were calculated using the method devised by Powell and Khran (2007). Runoff volumes were obtained through the hydraulic model of the catchment. No sampled event created sufficient runoff to reach the capacity of the detention pond's storage volume, the largest event is that of August 18th, which 2008 filled the detention pond to half of its 3500 m³ capacity. Events of July 13th and 27th, 2009 were short summer storms, creating low runoff volumes, but with rainfall intense enough to wash off accumulated particulates on the catchment. All events from 2008 to August 2nd 2009 were sampled on the original stormwater detention pond,

while following rain events were sampled while the detention pond was retrofitted with the outlet control structure to increase detention time. A dry-weather flow averaging 0.002 to 0.005 m³/s constantly entered the pond during both summers of the sampling campaign. This dry-weather flow was analysed and found to be due to the connection of a stream at the northern end of the catchment when first developed and not due to cross-connections with the wastewater system since no coliforms were found in dry-weather water samples taken during the summer as well as very low concentrations of ammonia, TSS and heavy metals (Table 3).

Table 2- Summary of sampled event characteristics and runoff volumes

Date	Total Rainfall	5-min Max Intensity / Average Intensity	Rainfall Duration	Dry-Weather Period Preceding Rain Event	Runoff Volume
(mm/dd/yyyy)	(mm)	(mm/h)	(hours)	(days)	(m ³)
08/06/2008	16.2	100.8 / 8.4	1.9	2.0	N/A*
08/18/2008	37.6	91.2 / 12.2	3.1	3.5	1751
05/14/2009	13.2	12.0 / 5.1	2.6	4.6	N/A*
06/25/2009	5.2	19.2 / 4.4	1.2	6.2	301
07/07/2009	1.6	2.4 / 1.1	1.5	0.5	108
07/11/2009	28.0	55.2 / 3.0	9.5	3.8	239
07/13/2009	1.4	5.4 / 2.8	1.6	0.6	26
07/18/2009	32.0	36.0 / 2.2	14.7	1.2	1544
07/27/2009	1.6	7.2 / 2.1	0.8	0.8	56
08/02/2009	16.4	24.0 / 4.8	3.4	3.9	747
08/21/2009	3.8	9.6 / 3.6	0.7	0.0	270
08/21/2009	4.8	9.6 / 4.8	1.0	0.5	192
09/18/2009	9.4	24.0 / 2.7	3.5	4.7	440
09/22/2009	3.6	6.0 / 1.4	2.5	4.0	158

*N/A (Not Available): Rain gauge data unusable in hydraulic model for runoff flow rates.

Characterization of runoff

Runoff pollutant concentrations found during the sampling campaign are presented in Table 3. Concentrations for total and dissolved copper and zinc as well as total NH₃-N fit with the values found by the National Stormwater Quality Database

(EPA, 2004) for residential catchments. Manganese was not measured in the NSQD and has been found to be rarely studied for stormwater quality purposes. Although manganese, contrary to zinc and copper, is not included in the Priority Pollutants list of the Clean Water Act (EPA, 2009), it is included in Environment Canada's National Pollutant Release Inventory (NPRI). Manganese can come from the deterioration of engine parts and can have toxic effects on human health, such as liver and kidney diseases when present in sufficient quantities (Burton and Pitt, 2002). Since a preliminary analysis of the runoff on the selected catchment found it to be in greater concentrations than zinc, copper and lead combined, in both dry-weather inflow and wet-weather runoff, it justified its concentrations being measured for this study.

The average TSS concentration of 169 mg/L is much larger than the one found in the NQSD, of 72 mg/L. The median of 74 mg/L of TSS is much closer to this value. This difference is mainly due to the large TSS concentrations measured during the months of May and June of 2009. The runoff from the May 14th 2009 rain event showed a high TSS load mainly due to winter road maintenance which uses large quantities of sand on streets and driveways in Quebec City during the winter months. Grab sample peak TSS concentrations reached 2681 mg/L during this event and the average concentration was 679 mg/L. The rain event of June 25th 2009 exhibited the same high pollutant concentrations as the May 14th event, but for different reasons. Construction work was being done on part of the catchment during this time. This released lots of sand, dirt and oil on the streets of the catchment. For this particular event, peak concentrations were 2335 mg/L for TSS, 0.1 mg/L for copper, 0.38 mg/L for zinc and 1.16-mg/L for manganese. Without these 2 TSS measurements, the average TSS concentration entering the pond is 64 mg/L, much closer to the NQSD value. Construction on the catchment was finished before June 25th and was therefore not a factor for the rest of the sampling campaign of the 2009 summer.

Table 3- Characterization of Stormwater Runoff

	Units	# Sampled Events	Average Concentration	Median	Range	Dry-weather Average Concentrations
TSS	mg/L	13	169	74	33-757	7
Total Cu	mg/L	9	0.03	0.02	<0.02-0.06	<0.02
Total Zn	mg/L	9	0.05	0.04	0.02-0.15	0.01
Total Mn	mg/L	9	0.14	0.11	0.06-0.4	0.26
Dissolved Cu	mg/L	9	<0.02	<0.02	<0.02-0.08	<0.02
Dissolved Zn	mg/L	9	0.04	0.04	0.02-0.05	<0.01
Dissolved Mn	mg/L	9	0.04	0.04	0.02-0.07	<0.01
NH₃-N	mg/L	7	0.21	0.14	0.066-0.63	0.07

TSS and pollutant loads were found to vary widely during the rain event. Peak loads were sometimes found to occur during the beginning of the rain event and not necessarily at runoff flow peak or rain intensity. This phenomenon is commonly referred to as the first flush, and is common for smaller watershed areas (Lee et al. 2002). Peak loads have also been observed during flow peak for larger catchments (Soeur, et al. 1994; Brown, et al. 1995, cited by Maestre and Pitt, 2005) and can depend on catchment and rainfall characteristics.

Figures 4 and 5 present the relationship that was found between peak flow, TSS concentration and TSS load for the August 2nd, 2009 event. For this particular event, peak rain intensities (75 and 120 mm/hr) and peak flows (0.15 and 0.2 m³/s) were observed respectively 50 and 95 minutes after the beginning of the rain event. The peak TSS concentration of 87 mg/L was reached 30 minutes into the rainfall event. However, the peak load of 500 g TSS per minute (Figure 5) occurred 60 minutes into the rain event, at the first runoff peak. The first flush therefore had little effect on the peak amount of TSS by load in the runoff, because of the very low flows at the beginning of the event.

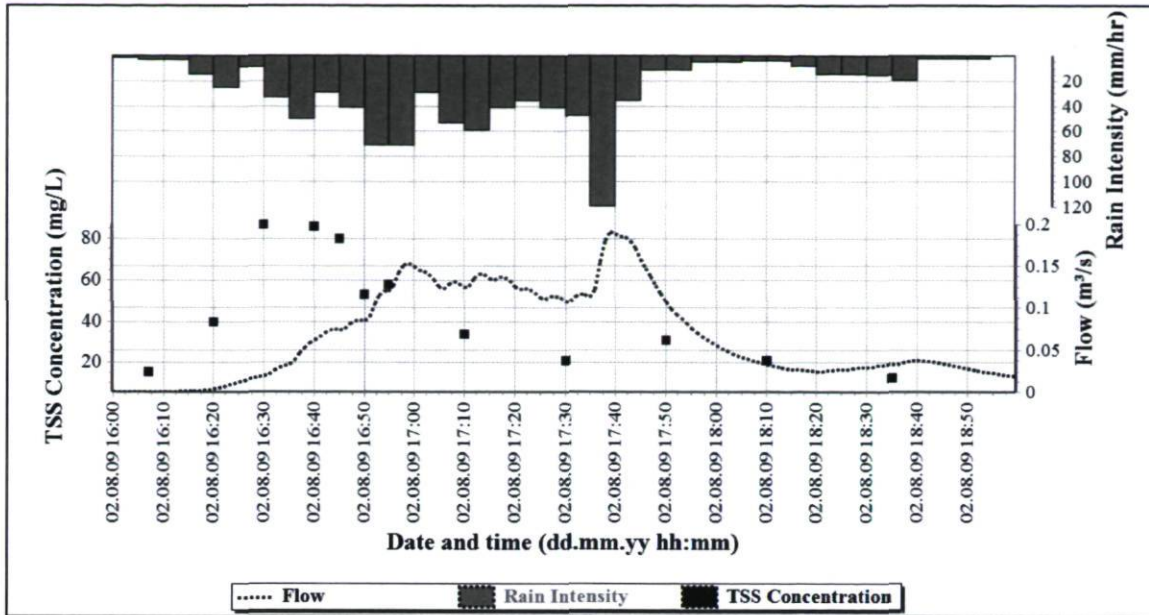


Figure 4 - Rainfall Intensity, Runoff Flow and TSS Concentration for the August 2nd, 2009 Event

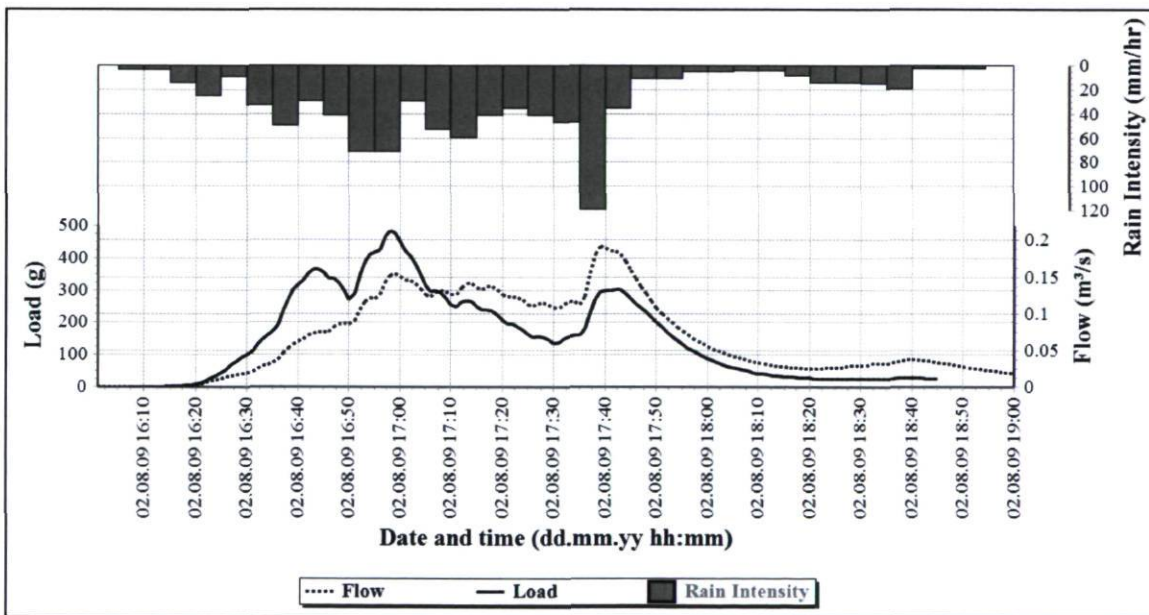


Figure 5 - Rain Intensity, Runoff Flow and TSS Load for the August 2nd, 2009 Rain Event

Stormwater pond removal efficiency

The average pollutant concentrations found at the outlet of the detention pond (Table 4) were found to be in the same range as the average values in the *Overview of Performance by BMP Category and Common Pollutant Type* (BMPDatabase, 2008) for

detention ponds, with the same explanation given for higher TSS values found as for the inlet. These are 31 mg/L for TSS, 0.01 mg/L for total copper and 0.06 mg/L for total zinc.

The average removal efficiency by mass of TSS (Table 5) of the stormwater detention pond was of 56 %, which is lower than the efficiency found (72%) by Stanley (1996) for a similar pond and similar average inlet TSS concentrations. Total heavy metal and NH₃-N removal were also well below removal efficiencies for a detention pond (Stanley, 1996). Dissolved heavy metals as well as total manganese showed negative removal efficiencies. These poor removal efficiencies could be due to the low flow, highly concentrated runoff of the beginning of a rain event that exited the pond rapidly through the channel before water levels were high enough to extend to the whole detention pond. The average pollutant mass entering and exiting the pond during the sampling campaign is also presented in Table 5. TSS is easily identifiable as the pollutant most present in the sampled runoff.

Table 4 - Outlet pollutant EMCs

	Units	# Sampled Events	Average Concentration	Median	Range
TSS	mg/L	13	75	31	17-196
Total Cu	mg/L	9	<0.02	<0.02	<0.02-0.05
Total Zn	mg/L	9	0.04	0.03	0.02-0.07
Total Mn	mg/L	9	0.17	0.2	0.07-0.35
Dissolved Cu	mg/L	9	<0.02	0.03	<0.02-<0.02
Dissolved Zn	mg/L	9	0.03	0.04	0.02-0.04
Dissolved Mn	mg/L	9	0.06	0.08	0.02-0.12
NH₃-N	mg/L	7	0.19	0.06	0.059-0.44

Table 5 – Average Pollutant Mass Entering and Exiting Stormwater Pond and Removal Efficiency

	Units	# Events	Average Mass		Removal Efficiency	
			In	Out	Average	Range
TSS	g	13	121 395	48 653	56%	7 to 78%
Total Cu	g	9	14.2	15.1	17%*	0 to 17%*
Total Zn	g	9	18.0	17.7	20%	0 to 53%
Total Mn	g	9	48.2	60.7	-21%	-33% to 13%
Dissolved Cu	g	8	4.5	N/A*	N/A*	N/A*
Dissolved Zn	g	8	17.4	39.6	-10%	-30% to 20%
Dissolved Mn	g	8	12.2	17.0	-50%	-140% to 0%
NH₃-N	g	7	101.1	79.2	10%	7 to 30%

*Values below detection limits

Figure 6 shows the rainfall intensity, runoff flow and TSS loads at the stormwater pond's inlet and outlet for the August 2nd, 2009 rain event. This figure shows that runoff flow at the pond's outlet is much less variable than at the inlet, which is also true for TSS loads. The removal efficiency of this particular event was of 51% for TSS by mass for a total runoff volume of 747 m³, which is very close to the 56% average found for the entire sampling campaign.

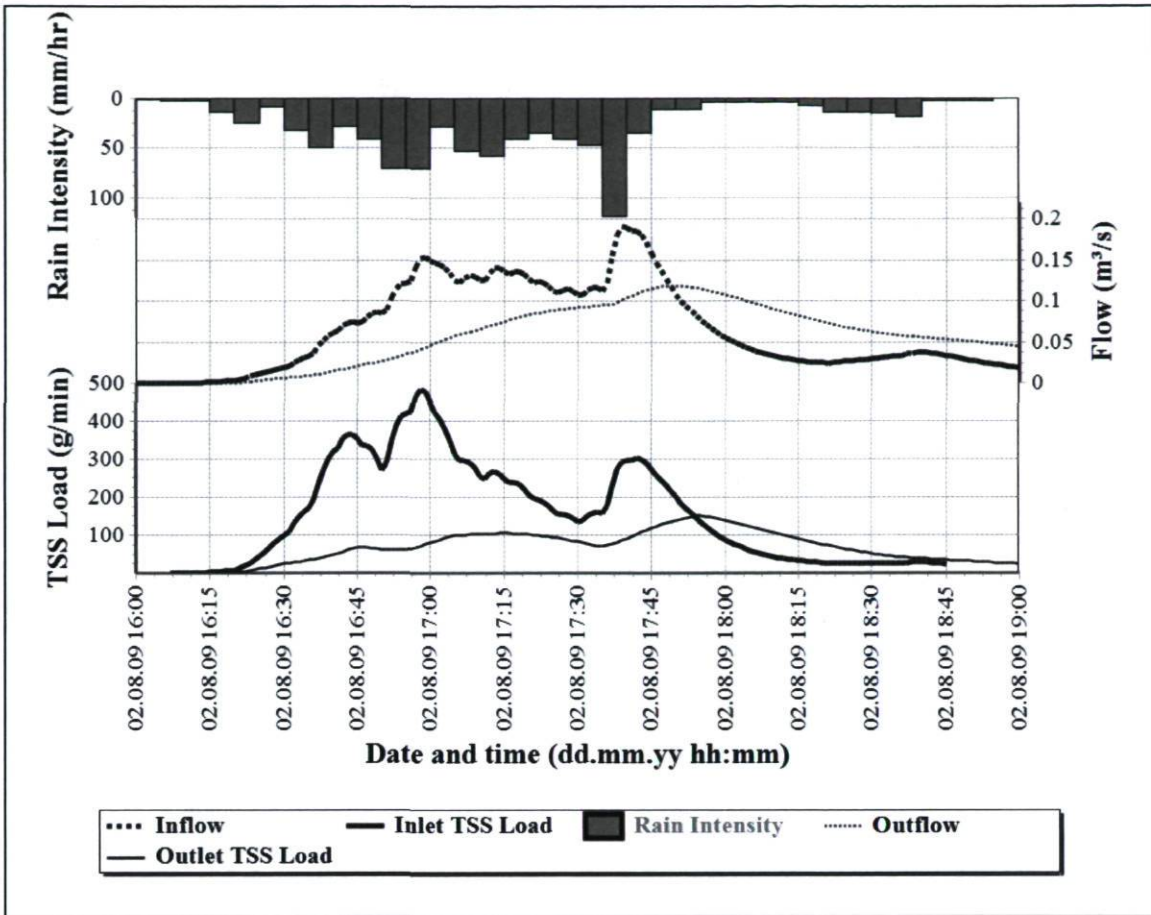


Figure 6 – Rain Intensity, Runoff Flows and TSS loads in Stormwater Pond for Event of the August 2nd, 2009 Event

Removal efficiencies for heavy metals (copper, zinc and manganese) were harder to evaluate for some rain events since concentrations were very low, for copper in particular. The June 25th, 2009 event was the one with the highest concentrations of the entire sampling campaign and is therefore presented on Figure 7. Mn, Cu and Zn loads are presented, as well as runoff flow at both the stormwater pond's inlet and outlet. During this event, peak flow reached 0.15 m³/s, and peak load was of 0.9 g/min for copper, 10.0 g/min for manganese and 3.3 g/min for zinc. Removal efficiencies were 18%, 50% and 68% for copper, manganese and zinc respectively.

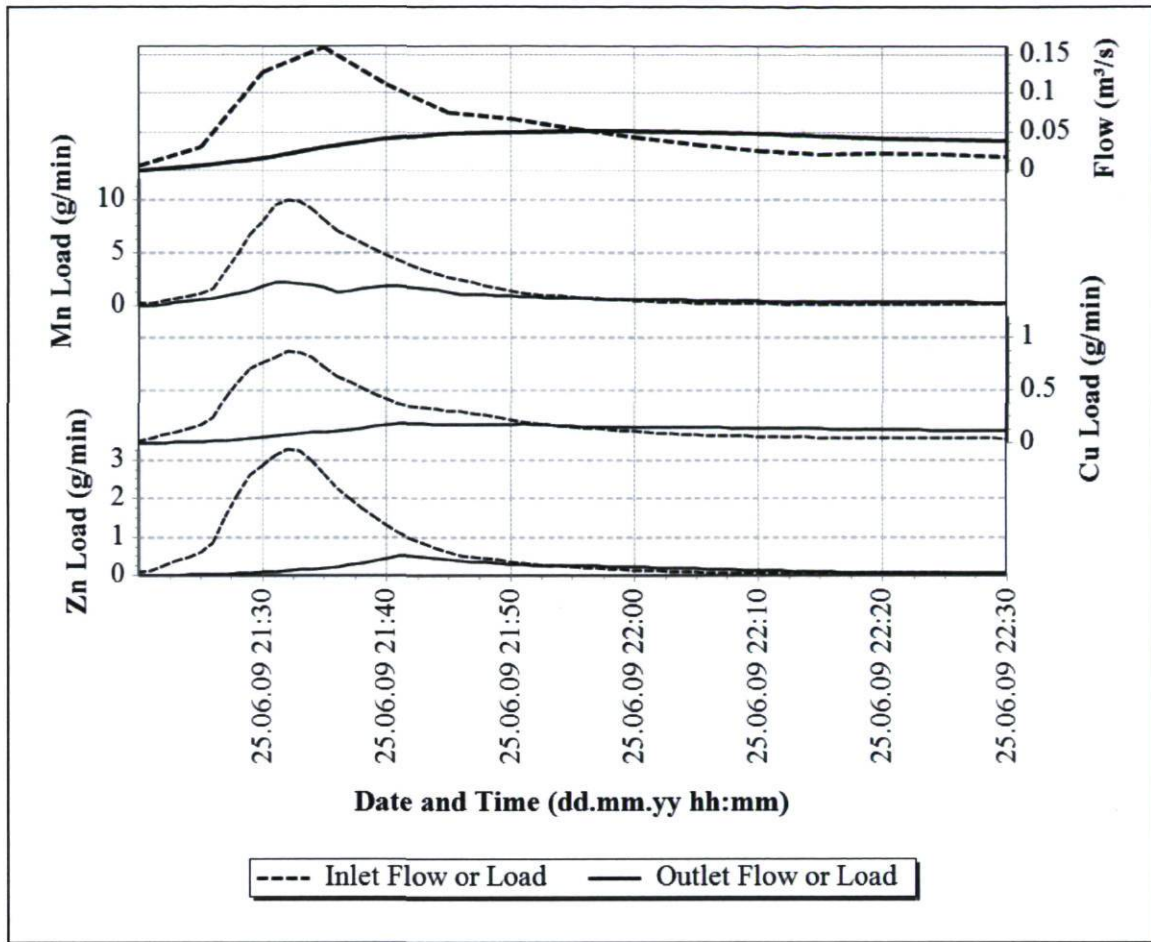


Figure 7 - Runoff Flow and Heavy Metal Loads (Mn, Cu, Zn) for the June 25th, 2009 Event

Effect of outlet control

From August 21st, 2009 onwards, 4 rain events were sampled with the detention pond retrofitted with the control gate at the outlet.

Runoff from both rain events of August 21st (morning (270m³) and night (192m³)) were sampled at the inlet of the detention pond and stored inside the pond for 36 hours starting from the beginning of the first event. Then the pond's outlet was opened to about one third of its capacity and the pond emptied itself in approximately 90 minutes. Only TSS concentrations were analysed.

The second sampling campaign done with the retrofitted pond took place between September 18th and 23rd, 2009. Two rain events were captured during this period, the

first on September 18th (440 m³) and the second on the 22nd (158m³) and water was released on the 23rd, 102 hours after the initial closure of the pond. For this campaign, inlet and outlet grab samples were analysed for TSS, while composite samples were analysed for TSS, heavy metals and NH₃-N.

Table 6 shows the mass of pollutants entering and exiting the pond for both sampling campaigns with the retrofitted detention pond. For approximately 5 days of retention time, the second campaign shows a slightly greater removal efficiency than the first, 84% instead of 80%, for almost double the entering mass of TSS (43 kg of TSS compared to 25 kg). Middleton and Barrett (2008) were able to reach an average TSS removal of 91% with their batch-type stormwater detention pond, with a retention time of 12 hours.

This difference could be partly due to resuspension of settled particles at the opening of the pond during the first campaign where the outlet structure was stuck closed and needed a fair bit of elbow grease to open. The first sample therefore showed a TSS concentration of 79 mg/L whereas the other 9 samples had a maximum of 18 mg/L.

Figure 8 shows the water height evolution at the pond's outlet for the first sampling campaign with the retrofitted pond as well as the runoff flows and TSS loads at the inlet for both rain events and at the outlet once the outlet was opened.

This problem with the outlet structure was solved for the second campaign and resuspension of settled particles was not produced at the pond's outlet opening. However, during this campaign, 2 hours after opening the outlet and the pond being nearly empty, it started to rain intensely and runoff with higher TSS concentrations entered the pond. This caused the outflow and TSS concentration to rise again. Without these disturbances, by using only the samples taken before the second rainfall started; the removal efficiency of the retrofitted pond reached 84 and 91% for TSS. Even without these changes, an average TSS removal of 82% complies with the regulations put in place in many states and provinces for removal efficiency of BMPs (OMOE, 2003; MDE, 2000).

As for the other pollutants analysed, copper once again was present in concentrations too low to be analysed. Removal of zinc reached 25 and 58 % whereas

removal of NH₃-N was of 74 and 94%. Removal found by Middleton and Barrett (2008) for zinc and nitrogen was of 62 and 58 % respectively.

Table 6 - Inlet and Outlet Pollutant Mass with Retrofitted Pond

Campaign	Date		Total Inlet Mass	Outlet Mass	% Reduction
1	08/21/09 – 08/22/09	TSS (g)	24689	5002	80
		Zn (mg)	18.5	13.9	25
		NH ₃ -N (mg)	44.3	11.6	74
2	09/18/09 – 09/23/09	TSS (g)	42868	6835	84
		Zn (mg)	28.3	12.0	58
		NH ₃ -N (mg)	115.5	6.6	94

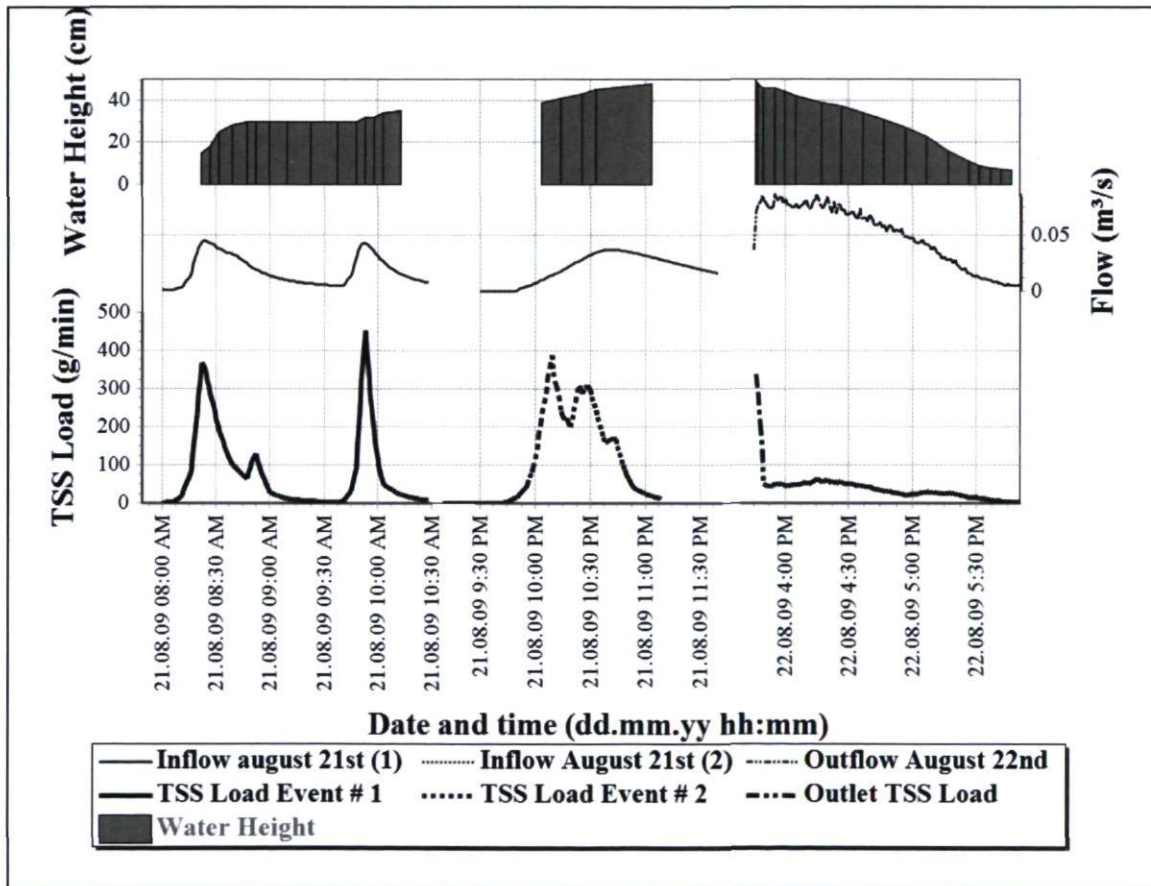


Figure 8 – Water Height, Runoff Flows and TSS Loads In and Out of Stormwater Pond between August 21st and 22nd, 2009

Table 7 compares the removal efficiency of the retrofitted pond compared to the original one. It shows that for TSS, zinc and NH₃-N removal, the retrofitted pond is 1.5,

2 and 8 times more efficient than the original detention pond, whereas manganese removal is 20 times worse. This could be due to the release of manganese present in the sediment.

Table 7 - Effect of Retrofit on Detention Pond Removal Efficiency by Mass

	Removal Efficiency					
	Before Retrofit			After Retrofit		
	Average	Range	# Sampled Events	Average	Range	# Sampled Events
TSS	56	7-78	13	82	80-84	4
Total Zn	20	0-53	9	42	25-58	4
Total Mn	-21	-33-13	8	-428.5	-118 to -739	4
NH3-N	10	7-30	7	84	74-94	4

Conclusion

This study shows that urban stormwater runoff in Quebec City contains similar concentrations of pollutants than previously found in Canada and the U.S.A. The range of concentrations varies greatly in the rainy months of May through October because of build-up of pollutants on impervious areas during winter road maintenance or construction work, increasing TSS concentrations a lot.

This study also found that the original detention pond shows removal efficiencies of 56% for TSS, 20% for zinc, -21% for manganese and 10 % for ammonia. These poor removal efficiencies are partly due to short-circuiting of the pond through the channel connecting the inlet to the outlet, allowing the first flush to exit the pond with low retention time.

Retrofitting of the pond to catch and keep runoff for an extended time shows significant improvement of removal efficiencies for TSS, NH₃-N and zinc, going from 56% to 82%; 10% to 84% and 20% to 42% respectively. Copper was not present in sufficient quantities to analyse.

Control of the retention time of stormwater ponds is therefore a good means to reduce pollutant loads reaching urban receiving waters, thereby increasing water quality in urban rivers and streams. It should therefore become an integral part of municipal

stormwater management plans and be implemented in new and existing stormwater management structures to ensure that urban natural environments such as rivers and streams are not as exposed to contaminants from human activities. This would ensure that future generations can also enjoy urban water bodies.

Acknowledgements

This project was funded by NSERC Strategic Research Grant and support was provided by Quebec City, BPR, Environment Canada and the Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles. Special thanks to Bertrand Vallet, Émilie Berrouard, Dirk Muschalla, Annie-Claude Parent, Michel Bisping, Marie-Michèle Bourget, Marie-Christine Cantin, Leendert Vergeynst, Leiv Rieger, Claude Dorval, Christine Beaulieu, François Anctil and Peter Vanrolleghem for their help and support. Peter Vanrolleghem holds the Canada Research Chair in Water Quality Modelling.

References

Ashley, R.M., Bertrand-Krajewski, J.-L., Hvitved-Jacobsen, T. and Verbanck M. (2004) *Solids in sewers*. IWA Publishing, London, UK. Scientific and Technical Report n°14.

BMPdatabase (2008) *Overview of Performance by BMP Category and Common Pollutant Type*. International Stormwater BMP Database.

Borchardt, D. and Sperling, F. (1997) *Urban Stormwater Discharges: Ecological Effects on Receiving Waters and Consequences for Technical Measures*. Water Science and Technology **36** (8-9): 173-178.

Brown, T., William B., Lewis, J. and Chang, G. (1995) *Methods and Procedures in Stormwater Data Collection*. Stormwater NPDES Related Monitoring Needs. ASCE.

Burton, G. A. and Pitt R. (2002) *Stormwater Effects Handbook: A Toolbox for Watershed Managers, Scientists, and Engineers*. Boca Raton, FL: CRC Press LLC.

CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec) (2008) *Détermination des solides en suspension totaux et volatils dans les effluents : méthode gravimétrique*. MA. 115 – S.S. 1.1, Rév. 2. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec) (2008) *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*. MA. 200 - Mét. 1.1, Rév. 4. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1983) *Results of the Nationwide Urban Runoff Program*, Vol.1, Final Report. Water Planning Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1993) *Handbook Urban Runoff Pollution Prevention and Control Planning*. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1999) *Preliminary Data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices*. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2002) *Urban stormwater BMP performance monitoring*. Office of water. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2008) *National Pollutant Discharge Elimination System*. Stormwater Program, Office of Water Management, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (undated) "Priority Pollutants", *Clean Water Act Analytical Test Methods*. 6 Nov. 2009. U.S. Environmental Protection Agency. 12 Aug. 2009. <<http://www.epa.gov/waterscience/methods/pollutants.htm>>.

Genivar (2005) *Gestion des eaux pluviales Développement Faubourg le Raphaël : Plan de conception détaillé*. Genivar, Québec, Qc.

Guo, Q., Agnoli, N.W., Zhang, N. and Hayes, B.D. (2000) *Hydraulic and Water Quality Performance of Urban Storm Water Detention Basin Before and After Outlet Modification*. 2000 Joint Conference on Water Resources Engineering and Water Resources Planning and Management, Minneapolis, MN.

HACH (2007) *Nitrogen Ammonia Ultra-low Range Method 10205*. HACH, Loveland, Colorado.

Lee, J.H., Bang, K.W., Ketchum, L.H., Choe, J.S. and Yu, M.J. (2002) *First Flush Analysis of Urban Storm Runoff*. *The Science of the Total Environment*. **293**: 163-175.

Maestre, A. and Pitt, R. (2005) *The National Stormwater Quality Database, Version 1.1: A Compilation and Analysis of NPDES Stormwater Monitoring Information*. Report prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Marsalek, J., Watt, W.E. and Henry, D. (1992) *Retrofitting Stormwater Ponds for Water Quality Control*. *Water Pollution Research Journal of Canada*, **27**(2): 403-422.

Matthews, R.R., Watt, W.E., Marsalek J., Crowder A.A. and Anderson B.C. (1997) *Extending Retention Times in a Stormwater Pond with Retrofitted Baffles*. *Water Quality Research Journal of Canada*. **32**(1): 73-87.

MDE (Maryland Department of the Environment) (2000) *Maryland Stormwater Design Manual*. Baltimore, MD.

Middleton, J.R. and Barrett, M.K. (2008) *Water Quality Performance of a Batch-Type Stormwater Detention Basin*. *Water Environment Research*, **80**(2): 172-178.

OMOE (Ontario Ministry of Environment) (2003) *Stormwater Management Planning and Design Manual 2003*. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

Pitt, R., Maestre, A. and Morquecho, R. (2004) *The National Stormwater Quality Database*. Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Alabama, Tuscaloosa, AL.

Polkowska, Z. and Namiesnik, J. (2008) *Road and Roof Runoff Waters as a Source of Pollution in a Big Urban Agglomeration (GDANSL, POLAND)*. *Ecological Chemistry and Engineering*, **15**(3): 375-385.

Powell, D. N. and Khan, A.A. (2007) *Dimensionless Rainfall Patterns for South Carolina*. *Journal of Hydrologic Engineering*, **12**(1):130-133.

Shammaa, Y., Zhu, D.Z., Györek, L.L. and Labatiuk, C.W. (2002) *Effectiveness of Dry Ponds on Stormwater Total Suspended Solids Removal*. *Canadian Journal Of Civil Engineering*, **29**: 316-324.

Soeur, C., Hubka, J., Chang, G., and Stecher, S. (1994) *Methods for Assessing Urban Stormwater Pollution*. Proceedings of the Conference on Stormwater NPDES Related Monitoring Needs. ASCE. Engineering Foundation Conference Colorado, August 7-12, 1994.

Stanley, D.W. (1996) *Pollutant removal by a stormwater dry detention pond*. *Water Environment Research*, **68**(6): 1076-1083.

Vaze, J. and Chiew, F.H.S. (2002). *Experimental Study of Pollutant Accumulation on an Urban Road Surface*. *Journal of Urban Water*, **4**: 379–389.

6. Conclusion

Ce projet de recherche a permis de caractériser le ruissellement pluvial urbain pour un site d'étude situé sur le territoire de la Ville de Québec. L'impact d'un bassin d'orage sur la qualité des eaux pluviales d'un quartier résidentiel a aussi été évalué.

Ce projet de recherche montre que les eaux pluviales urbaines pour la ville de Québec contiennent des concentrations similaires à celles trouvées au Canada et aux États-Unis. La gamme de concentrations variait grandement sur le site d'étude entre les mois de mai et d'octobre à cause de l'accumulation des particules durant l'hiver suite aux travaux d'entretien des routes et des travaux de construction effectués : les concentrations trouvées au printemps y sont très élevées comparativement au reste de l'été.

Dans cette étude, le bassin d'orage à sortie ouverte démontrait des efficacités épuratoires moyennes de 56% pour les matières en suspension, 20% pour le zinc, et 10 % pour l'azote ammoniacal. Ces efficacités épuratoires sont inférieures aux résultats trouvés dans la littérature. Ceci pourrait être dû au court-circuitage du bassin d'orage par le canal reliant l'entrée et la sortie du bassin d'orage, permettant au débit de ruissellement en début d'évènement pluvieux de sortir du bassin d'orage très rapidement. L'adaptation du bassin d'orage en lui conférant la capacité de stocker les eaux pluviales pour de longues périodes, et ainsi augmentant la sédimentation des particules, se traduit par de grandes améliorations au niveau de l'efficacité d'enlèvement. Celles-ci ont atteint en moyenne 82 % pour les MES, 84 % pour l'azote ammoniacal et 42 % pour le zinc. Un relargage important a été noté pour le manganèse, provenant possiblement du sol ou du ruissellement en temps sec entrant dans le bassin d'orage.

Le projet de recherche rivEAU continuera à étudier l'efficacité d'enlèvement du bassin d'orage adapté au traitement afin de créer une base de données fiable sur la caractérisation des eaux pluviales urbaines pour un site sur la Ville de Québec et l'impact des bassins d'orage sur celle-ci. Ceci dans l'optique de définir des règles de contrôle des bassins d'orage robustes pour améliorer la qualité de l'eau des rivières urbaines.

7. Références

ASCE (American Society of Civil Engineers) et WEF (Water Environment Federation). 1993. *Design and Construction of Stormwater Management Systems*. American Society of Civil Engineers et Water Environment Federation, New York, NY.

ASCE (American Society of Civil Engineers) et WEF (Water Environment Federation). 1998. *Urban Runoff Quality Management*. American Society of Civil Engineers et Water Environment Federation, Alexandria, Virginie.

Ashley, R.M., Bertrand-Krajewski, J.-L., Hvitved-Jacobsen, T. et Verbanck, M. 2004. *Solids in Sewers*. IWA Publishing, London, UK. Scientific and Technical Report n°14.

BMPdatabase. 2008. *Overview of Performance by BMP Category and Common Pollutant Type*. International Stormwater BMP Database.

CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). 2008. *Détermination des solides en suspension totaux et volatils dans les effluents : méthode gravimétrique*, MA. 115 – S.S. 1.1, Rév. 2. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

Cecil County. 2009. *Examples of good erosion and sediment control practices* [en ligne]. Disponible sur: <http://www.ccgov.org/dept_works/sediment_stormwater_goodvsbadexamples.cfm> [cité le 20 juillet 2009].

Chan, L., Li, Y. et Stenstrom, M. K. 2008. *Protocol Evaluation of the Total Suspended Solids and Suspended Sediment Concentration Methods: Solid Recovery Efficiency and Application for Stormwater Analysis*. Water Environment Research, **80** (9): 796-805.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1983. *Results of the Nationwide Urban Runoff Program*, Vol.1, Final Report. Water Planning Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1993. *Handbook Urban Runoff Pollution Prevention and Control Planning*. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1999. *Preliminary Data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices*. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2008. *National Pollutant Discharge Elimination System*. Stormwater Program, Office of Water Management, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

Genivar. 2005. *Gestion des eaux pluviales. Développement Faubourg le Raphaël : Plan de conception détaillé*. Genivar, Québec, Qc. Projet N°Q03640.

Guo, Q., Agnoli, N.W., Zhang, N. et Hayes, B.D. 2000. *Hydraulic and Water Quality Performance of Urban Storm Water Detention Basin Before and After Outlet Modification*. 2000 Joint Conference on Water Resources Engineering and Water Resources Planning and Management, Minneapolis, MN.

HACH. 2007. *Nitrogen Ammonia Ultra-low Range Method 10205*. HACH, Loveland, Colorado.

Marsalek, J., Watts, W.E. et Henry, D. 1992. *Retrofitting Stormwater Ponds for Water Quality Control*. Water Pollution Research Journal of Canada, **27**(2): 403-422.

MDE (Maryland Department of the Environment). 2000. *Maryland Stormwater Design Manual*. Baltimore, MD.

Middleton, J.R. et Barrett, M.K. 2008. *Water Quality Performance of a Batch-Type Stormwater Detention Basin*. Water Environment Research, **80**(2): 172-178.

OMOE (Ontario Ministry of Environment). 2003. *Stormwater Management Planning and Design Manual 2003*, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

Pitt, R., Maestre, A. et Morquecho, R. 2004. *The National Stormwater Quality Database*. Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Alabama, Tuscaloosa, Alabama.

Rivard, G. 1998. *Gestion des eaux pluviales en milieu urbain*. Alias Communication Inc., Laval, Québec.

Vaze, J. et Chiew, F. H. S. 2002. *Experimental Study of Pollutant Accumulation on an Urban Road Surface*. Journal of Urban Water, **4**: 379-389.

8. Annexes

ANNEXE A –Grille de sélection du bassin d’orage

Informations générales	Bassins d’orage					
	Parc technologique (111)	Ste-Geneviève Henri IV (59)	Ouest de R.-B./ Parc Escarp. (104)	Est de R.-B./ Parc Escarp (105)	Rive Boisée (235)	Chauveau (99)
Tributaire de la rivière :	St-Charles	Lorette/St-Charles	Du-Berger / St-Charles	Du-Berger / St-Charles	Du-Berger / St-Charles	St-Charles
Période de retour de conception :	50 ou 100 ans	5 ans	<100 ans	<100 ans	-	-
Superficie du bassin versant :	222,79 ha	-	-	-	-	15,24 ha
Volume (m ³)	12 200 ou 21 800	3300	600	1600	-	3100
Critères						
En réseau séparatif	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Entrée (mineur ou majeur)	2 min, 2 maj	2 min, 2 maj	min/maj	min/maj	min/maj	min/maj
Travaux de modél. existants	oui	oui	oui	oui	oui	oui
De forme simple	Oui, carré	Oui, rond	non	non	oui, rond	oui, rond
Grandeur	Trop étendu	ok	Trop petit	Trop petit	ok	ok
Accessible	oui	oui	difficile	difficile	oui	oui
Près de l’Université Laval	oui	Un peu éloigné	oui	oui	oui	oui
Bassin versant dense	non	Forêts présentes	Non, boulevard	Non, boulevard	grosses maisons/petits terrains	grosses maisons/petits terrains
Possibilité de fermer la sortie (3-5 jours)	oui	oui	non	non	oui	oui
Développement en cours	oui	non	non	non	peu	peu
Pluviomètre à proximité	À vérif.	oui	À vérif.	À vérif.	À vérif.	À vérif.

ANNEXE B - Méthodologie pour l'analyse de MES, NH4 et l'échantillonnage

Protocole de Détermination des Matières en Suspension (MES)

Méthode adaptée du CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (2008).

1. DOMAINE D'APPLICATION

Cette méthode sert à déterminer les solides en suspension dans les effluents industriels. Le domaine d'application se situe entre 1 et 20 000 mg/l. Une limite de détection plus basse peut être obtenue en filtrant un volume d'échantillon plus grand.

2. PRINCIPE ET THÉORIE

La détermination des solides en suspension est faite en filtrant une portion d'échantillon au travers d'un filtre « Whatman 934 AH » préalablement pesé. Lorsque la filtration est terminée, le résidu est séché à 105 °C et pesé de nouveau. Le poids de solides en suspension est obtenu par différence des poids. Pour les solides en suspension décantables, une portion de l'échantillon est décantée pendant un certain temps, puis la quantité de solides en suspension est déterminée. La différence entre les solides en suspension totaux et les solides en suspension non décantables donne la concentration de solides en suspension décantables. La quantité de solides en suspension volatils est obtenue par la différence entre le poids du résidu calciné à 550 °C et celui séché à 105 °C. 6 de 10 MA. 115 – S.S. 1.1

3. INTERFÉRENCE

Pour les solides en suspension, la principale interférence est la perte de certains composés solubles dans l'eau mais volatils à 105 °C. Pour les solides en suspension volatils, l'interférence la plus importante est causée par la matière inorganique instable à 550 °C.

4. PRÉLÈVEMENT ET CONSERVATION

Les renseignements sur la conservation des échantillons sont présentés dans les cahiers du Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales. Prélever un échantillon représentatif dans un contenant de plastique ou de verre et conserver à 4 °C. Le délai de conservation entre le prélèvement et l'analyse ne doit pas excéder 7 jours.

5. APPAREILLAGE

Appareil	Disponible au labo	Alternatif
-----------------	---------------------------	-------------------

Rampe de filtration et entonnoir à filtration		
Filtre Whatman 934 AH 47 mm ou l'équivalent		
Étuve à une température de 105 °C ± 2 °C		
Fournaise à moufle à une température de 550 °C ± 50 °C		
Dessiccateur		
Balance analytique dont la sensibilité est de 0,1 mg		
Pompe à vide		
Plaque agitatrice		
Chronomètre		

6. RÉACTIFS ET ÉTALONS

L'eau utilisée est de l'eau distillée ou déminéralisée.

6.1. Agent dessiccatif (ex. : Drierite)

7. PROTOCOLE D'ANALYSE

Pour toute série d'échantillons, les recommandations des *Lignes directrices concernant l'application des contrôles de la qualité en chimie*, DR-12-SCA-01, sont suivies pour s'assurer d'une fréquence d'insertion adéquate en ce qui concerne les éléments de contrôle et d'assurance de la qualité (blanc, matériaux de référence, duplicata, etc.). Tous ces éléments d'assurance et de contrôle de la qualité suivent les mêmes étapes du protocole analytique que les échantillons.

7.1. CONDITIONNEMENT DES FILTRES

- Numéroté une cupule d'aluminium.
- Placer le filtre sur l'entonnoir.
- Laver le filtre avec 3 portions successives de 20 ml d'eau déminéralisée.
- Déposer le filtre dans une cupule d'aluminium.
- Conditionner les filtres et les cupules d'aluminium en les chauffant dans une fournaise à moufle 105 °C pendant un minimum d'une heure.
- Laisser refroidir le filtre dans un dessiccateur (un minimum de 4 heures).

7.2. DOSAGE

7.2.1. Détermination des matières en suspension

****Utiliser une pincette pour manipuler les filtres.**

- Un filtre de même type suit le cheminement et est utilisé comme témoin;
- Peser les filtres dès qu'ils sont à température ambiante;
- Homogénéiser l'échantillon;
- Réaliser la filtration en notant précisément le volume filtré;
- La filtration ne devrait pas durer plus de 10 minutes et le volume filtré ne doit pas excéder 1 litre;
- Rincer le récipient avec de l'eau distillée en passant l'eau dans le filtre;
- Maintenir la filtration sous vide 3 minutes après le dernier rinçage;
- Récupérer le filtre et le mettre au four à 105 °C pendant au moins une heure;
- Placer le filtre dans le dessiccateur jusqu'à ce qu'il soit à température ambiante;
- Laisser refroidir au dessiccateur pendant un minimum de 4 heures. Peser le filtre et la cupule. Si le temps de séchage (une nuit) et le temps minimum mis au dessiccateur (4 heures) n'est pas respecté, peser le filtre et la cupule jusqu'à l'obtention d'un poids constant c'est-à-dire que la différence entre 2 pesées successives soit inférieure à 1 mg en répétant le cycle (séchage - refroidissement - pesage);
- Peser le filtre;
- Déterminer la quantité de MeS dans l'échantillon par différence de poids :

$$\circ \text{ MeS} = \frac{\text{Poids final} - \text{Poids initial}}{\text{Volume filtré}}$$

- Un Duplicata doit être fait sur 10 % des analyses afin de valider les résultats et l'erreur ne doit pas excéder 5%;

7.2.2. Détermination des matières volatiles en suspension

- Pour la détermination des matières en suspension volatiles, chauffer pendant un minimum de deux heures le filtre et la cupule dans la fournaise à moufle à 550 °C;
- Laisser refroidir le filtre au dessiccateur (un minimum de 4 heures);

- Peser le filtre et la cupule;
- Déterminer les MVeS par différence de poids :

$$\circ \text{ MVeS} = \frac{\text{Poids final MVeS} - \text{Poids final MeS}}{\text{Volume filtré}}$$

7.3. PRÉPARATION SPÉCIALE DE LA VERRERIE

Aucun soin autre que le lavage et le séchage de la verrerie n'est nécessaire pour la détermination des solides en suspension.

Références

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC.
Détermination des solides en suspension totaux et volatils dans les effluents : méthode gravimétrique, MA. 115 – S.S. 1.1, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2008, 10 p.

Procédure Analyse Azote ammoniacal NH₃-N

Matériel nécessaire :

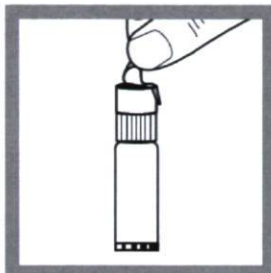
- HACH DR 5000
- NH₃-N TNT 830 kit de réactif
- Pipette pour échantillon de 5.0 ml
- Embout de pipette de 1 à 10 ml

Avant Analyses :

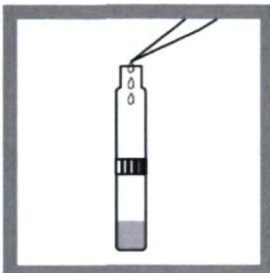
- Échantillonner dans des bouteilles de plastique ou de verre propres;
- Les analyses doivent être faites dans un délai de 24 heures;
- Pour préserver des échantillons jusqu'à 28 jours, le pH de l'échantillon doit être descendu à 2 ou moins en ajoutant de l'acide;
- Garder les échantillons à une température de 4°C;
- Filtrer l'échantillon s'il est trop turbide;

Analyses :

- Ramener l'échantillon à température pièce en le sortant du frigo quelques heures auparavant;
- Neutraliser à un pH de 7 avec de l'hydroxyde de sodium 5.0 N;
- Filtrer l'échantillon à travers un filtre de 1,2 µm et une membrane de 0,45 µm;
- Récolter le filtrat dans un erlenmeyer, ne pas rincer le support à filtre;
- Bien homogénéiser l'échantillon et pipetter 5 ml;
- Procéder avec la méthode HACH de la manière suivante :
 - Ne pas toucher les parois de la vialle sous le code barre;
 - S'assurer de brasser les viales de la même manière et d'attendre la même durée pour chaque vialle avant de l'insérer dans l'analyseur;



1. Carefully remove the protective foil lid from the DosiCap™ Zip. Unscrew the cap from the vial.



2. Carefully pipet 5.0 mL of sample into the vial. Immediately proceed to step 3.

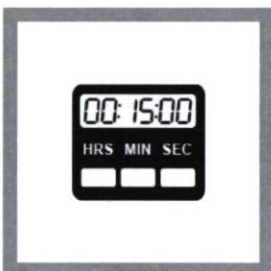


3. Flip the DosiCap Zip over so that the reagent side faces the vial. Screw the cap tightly onto the vial.

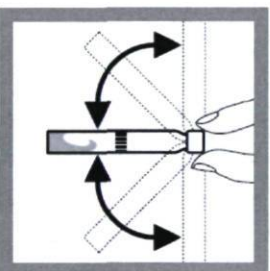


4. Shake the capped vial 2–3 times to dissolve the reagent in the cap.

Verify that the reagent has dissolved by looking down through the open end of the DosiCap Zip.



5. Wait 15 minutes.



6. After 15 minutes, invert the sample an additional 2–3 times to mix.

The color remains constant for an additional 15 minutes after the timer expires.



7. Thoroughly clean the outside of the vial.



8. Insert the prepared vial into the cell holder. Close the lid.

The instrument reads the barcode, then selects and performs the correct test. Results are in mg/L $\text{NH}_3\text{-N}$.

No instrument Zero is required.

- Faire suivre la même procédure à un échantillon blanc qui consiste en de l'eau déionisée;
- Un Duplicata doit être fait sur 10 % des analyses afin de valider les résultats et l'erreur ne doit pas excéder 5%;
- Pour plus d'informations, voir document de HACH (2007) sur cet analyse;

Protocole d'échantillonnage

Jason Faber Carpenter

Émilie Berrouard

Bertrand Vallet

20 mars 2009

Description de la démarche à suivre lors de campagnes d'échantillonnage

Avant temps d'orage :

Période temps sec	
-------------------	--

Ulaval :

Matériel à préparer et apporter:

Outils	On les a ou pas?	
	Ulaval	Bassin
Départ		
Chronomètre		
Chaudières (x4)		
Bouteilles 1L (x10... à voir)		
Thermomètre		
Cahier de notes		
Gants		
Ruban adhésif - identification		
Marqueurs		
Rubans à mesurer		
Walkie talkies		
Pluviomètre		
Bouteilles échantillons VdQ + étiquette		
Appareil photo		
Perche de prélèvement		

En temps d'orage

Observations à faire à partir du radar :

Caractéristiques	Notes
Durée orage (app.)	
Intensité (couleurs radar)	
Photo radar à sauvegarder <i>a posteriori</i>	

Arrivée bassin :

Observations à faire (prendre des photos si possible) :

Caractéristiques bassin versant	Notes

État des rues Particules présentes humidité	
Sédiments accumulés rond point	
Pluviomètre (installation si pas d'endroit permanent)	
Débitmètre (installer ou mettre en marche)	
Accumulation d'huile (E+S) (photos)	
Photo du bassin	

Caractéristiques bassin d'orage	Notes
Végétation	
Eau présente dans le bassin	
Sédiments à l'entrée	
Irisation (entrée et sortie)	
Débit temps sec (MeS + Débit)	

Échantillonnage :

Début de l'été = sortie ouverte jusqu'à ce que les résultats de mesures nous satisfont - critères prédéterminés respectés-

Reste de l'été = sortie fermée

Sortie ouverte :

Permet de caractériser le bassin lors de son fonctionnement normal

En début de saison : plus de MES à cause des dépôts hivernaux

Caractéristiques Échantillon	Notes	
	Entrée	Sortie
Qualification de l'intensité de la pluie		
Début échantillonnage (heure + raison)		
Drain bouché ou non		
Temps de réaction bv (app.)		
Intervalle d'échantillonnage (5-10-15 min)		
Caractéristiques échantillon <ul style="list-style-type: none"> • Identifier échantillon (heure, Type(C ou P)) • Vol. échantillonner + nombre de bouteilles • Température eau • Apparence, débit + turbidité 		
Débit		

Hauteur d'eau max. atteinte Remplissage au fil de l'événement :		
<ul style="list-style-type: none"> • H • H • H • H • H 		
Étendue d'eau (voir carte)		
Entrée d'eau (Mineur et/ou majeur)		
Fin échantillonnage (Heure + raison)		
Temps d'échantillonnage		

Sortie bouchée :

Caractéristiques Échantillon	Notes
Moment échantillon	
Point échantillon (1 à 8)	
Drain bouché ou non	
Intervalle d'échantillonnage (h)	
Caractéristiques échantillon <ul style="list-style-type: none"> • Identifier échantillon (heure, Type(C ou P)) • Vol. échantillonner + nombre de bouteilles • Température eau • Apparence pluie, débit + turbidité 	
Débit <ul style="list-style-type: none"> • Entrée • Sortie 	
Hauteur d'eau <ul style="list-style-type: none"> • Échantillon • Point d'échantillonnage 	
<ul style="list-style-type: none"> • Étendue d'eau • Entrée d'eau (Mineur et/ou majeur) 	
Fin échantillonnage (Heure + raison)	
Temps d'échantillonnage	
Temps de rétention	



Figure 9- Points d'échantillonnage lorsque sortie bouchée

Départ bassin :

	Notes
État Débit (E+S)	
Couleur	
MeS	
Débit (app.)	
État des rues + ruissellement	
Collecte des outils	
État de la pluie	
Heure	

Arrivée Laval :

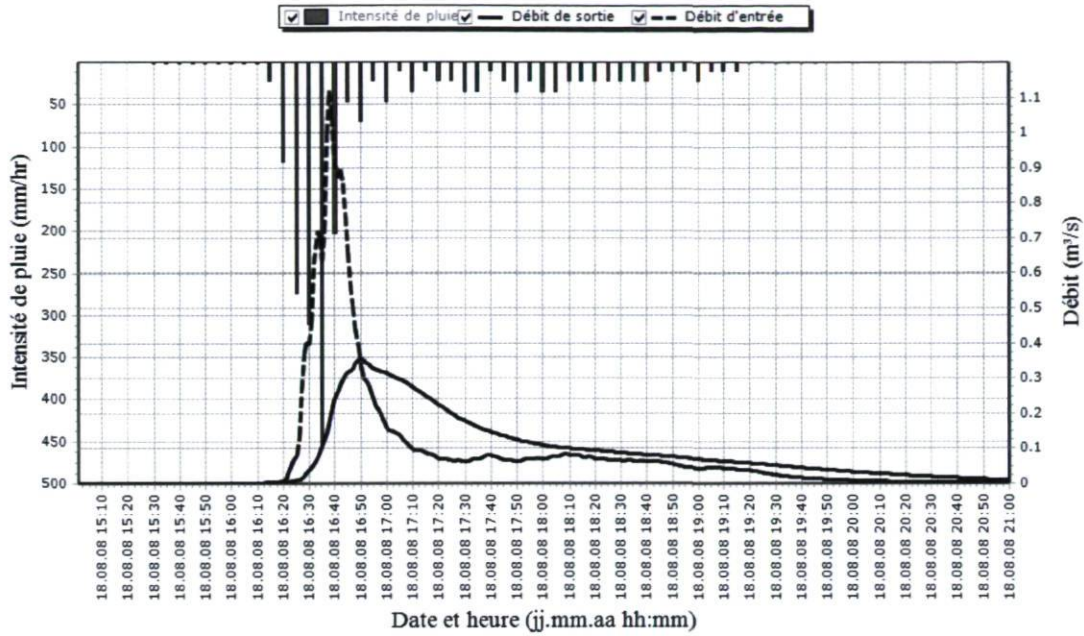
	Notes
Rangement Outils	
Réception échantillons Mise au frigo Acidification	
Pluviométrie orage (vdQ rivEAU)	
Porter échantillons à VdQ	
Analyses (VICAS, Mastersizer)	

ANNEXE C – Résumé pluviométrique des pluies échantillonnées et débits calculés à l'entrée et la sortie du bassin d'orage à l'aide du modèle SWMM et la pluie mesurée sur place

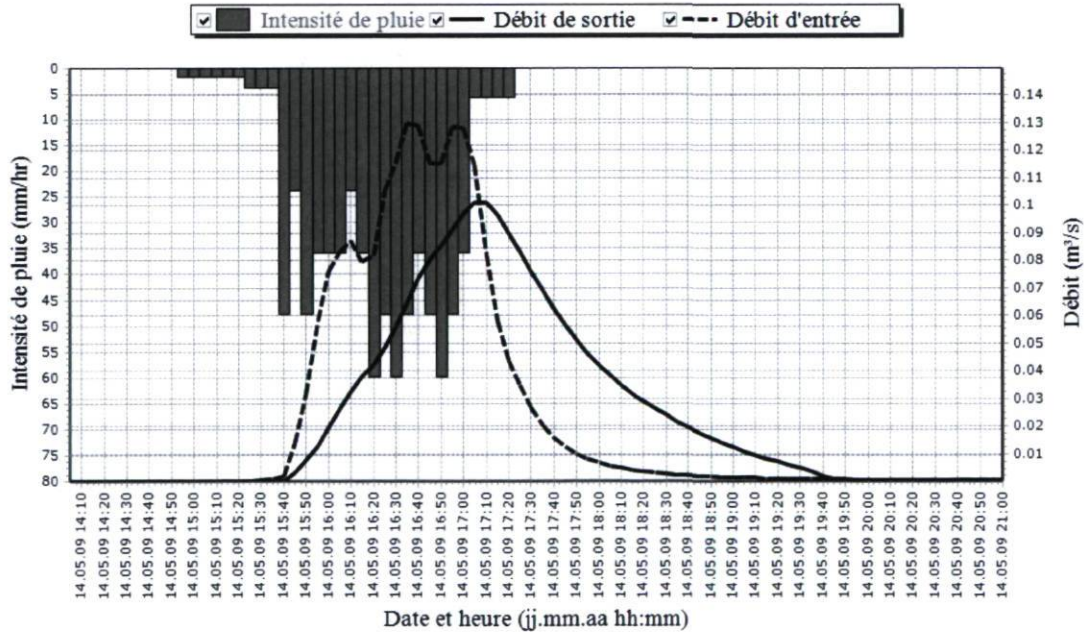
Date	Hauteur totale	Intensité max sur 5 min	Intensité moyenne	Durée	Temps sec	Volume ruissellement
(jj/mm/aaaa)	(mm)	(mm/h)	(mm/h)	(heures)	(jours)	(m ³)
06/08/2008	16.2	100.8	8.4	1.9	2	N/D*
18/08/2008	37.6	91.2	12.2	3.1	3.5	1751
14/05/2009	13.2	12	5.1	2.6	4.6	N/D*
25/06/2009	5.2	19.2	4.4	1.2	6.2	301
07/07/2009	1.6	2.4	1.1	1.5	0.5	108
11/07/2009	28	55.2	3	9.5	3.8	239
13/07/2009	1.4	5.4	2.8	1.6	0.6	26
18/07/2009	32	36	2.2	14.7	1.2	1544
27/07/2009	1.6	7.2	2.1	0.8	0.8	56
02/08/2009	16.4	24	4.8	3.4	3.9	747
21/08/2009	3.8	9.6	3.6	0.7	0.0	270
21/08/2009	4.8	9.6	4.8	1.0	0.5	192
18/09/2009	9.4	24	2.7	3.5	4.7	440
22/09/2009	3.6	2.7	1.4	2.5	4.0	158

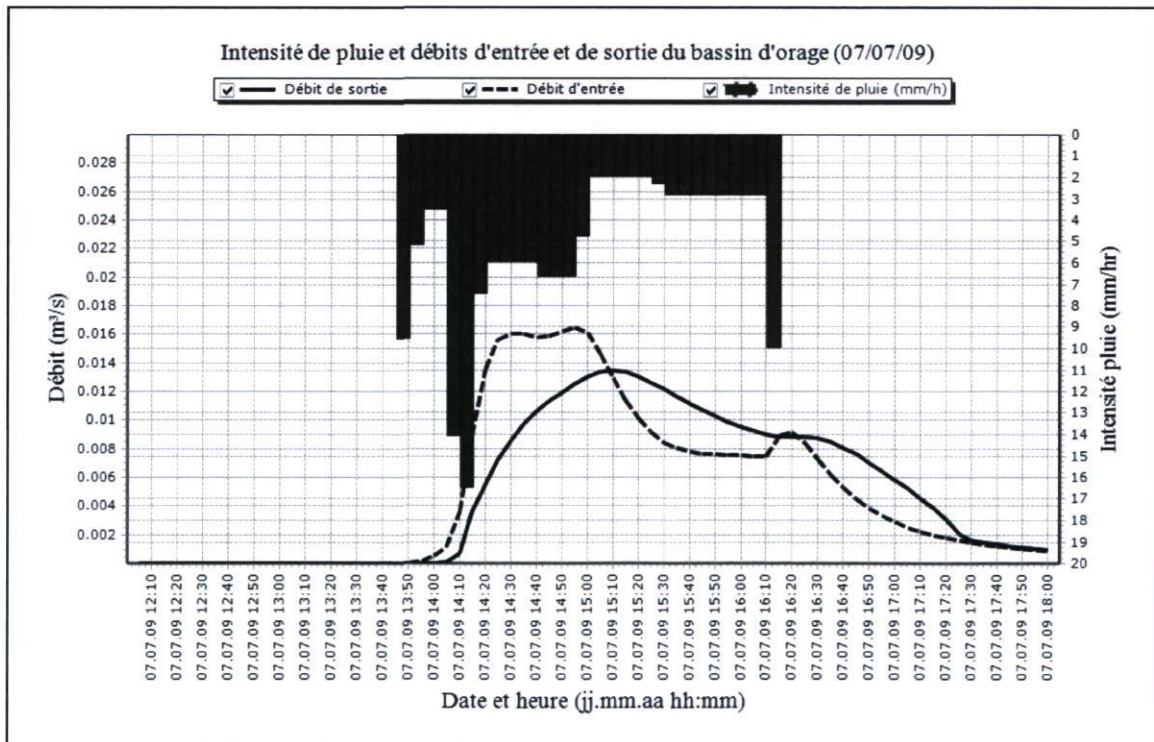
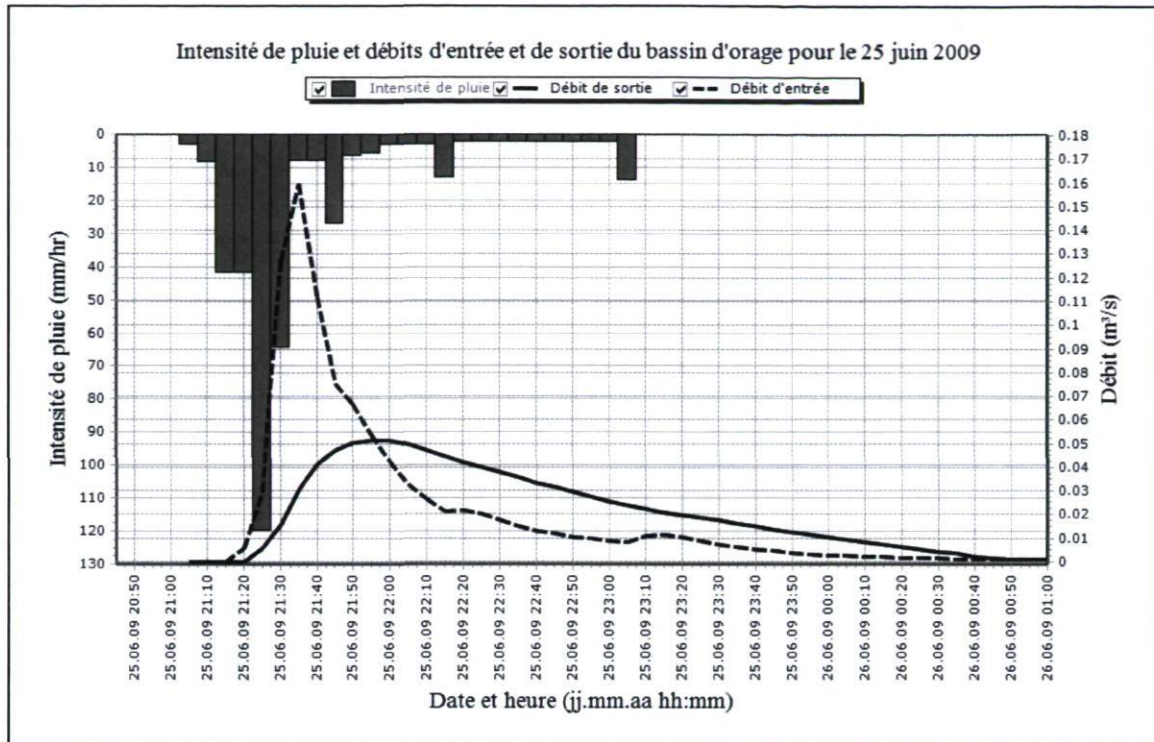
*N/D : Données pluviométriques non utilisables dans le modèle SWMM

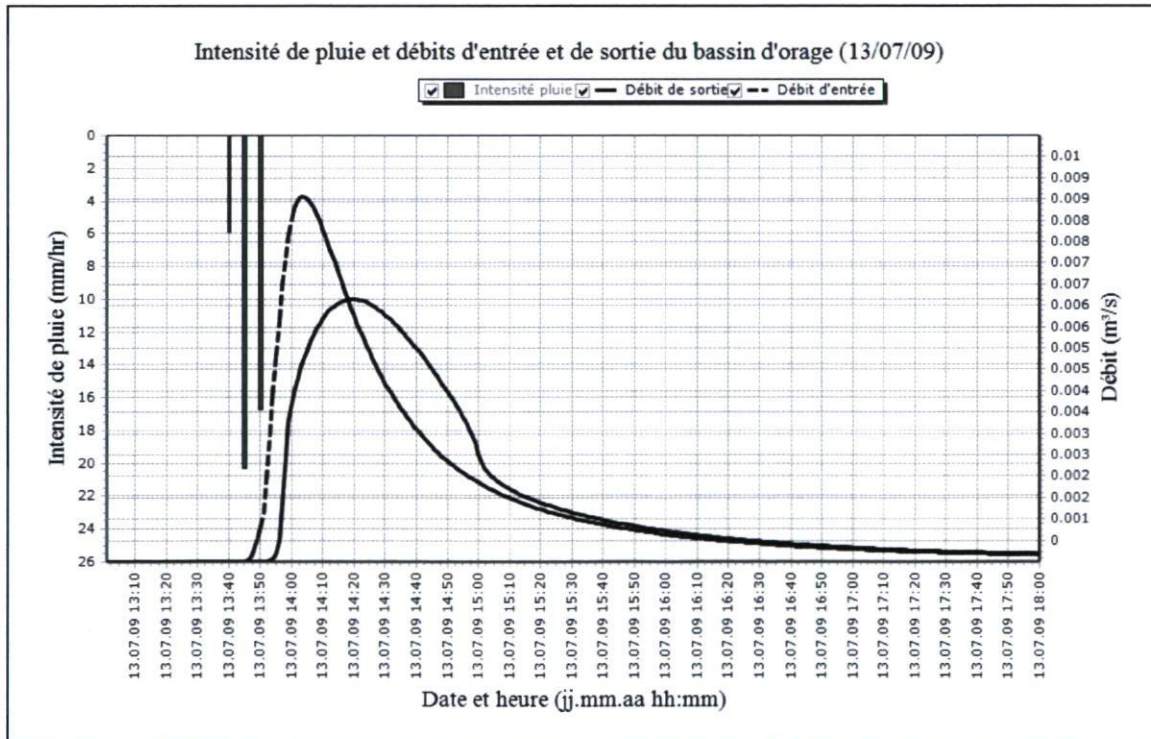
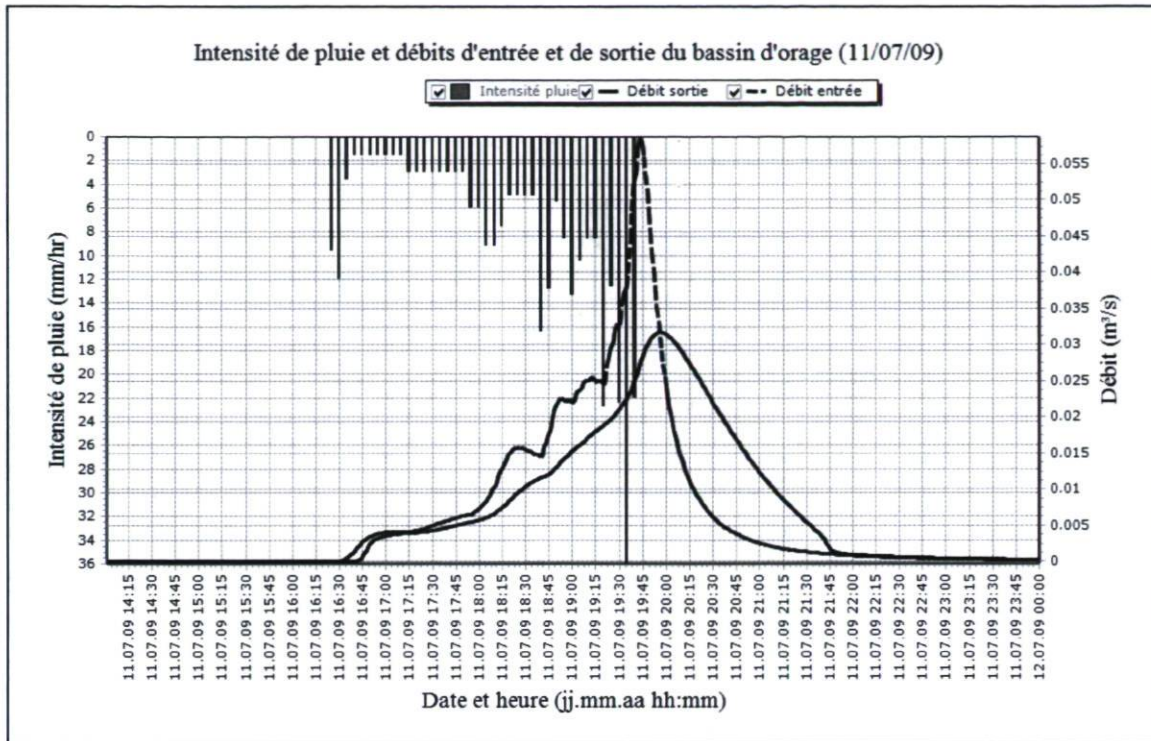
Intensité de pluie et débits d'entrée et de sortie (18/08/08)



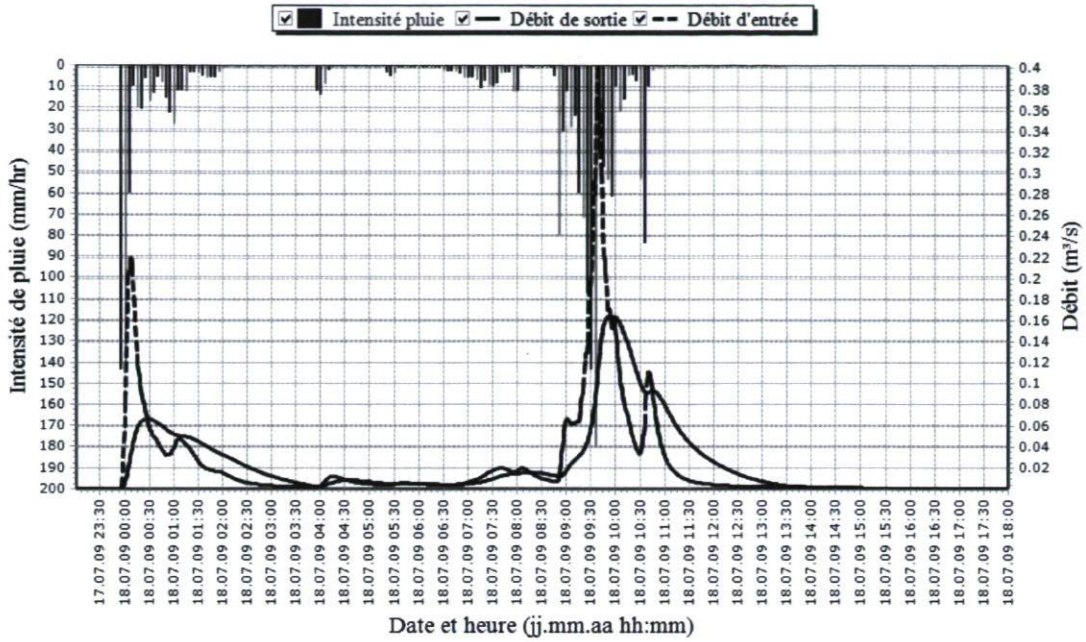
Intensité de pluie et débits d'entrée et de sortie du bassin d'orage (14/05/09)



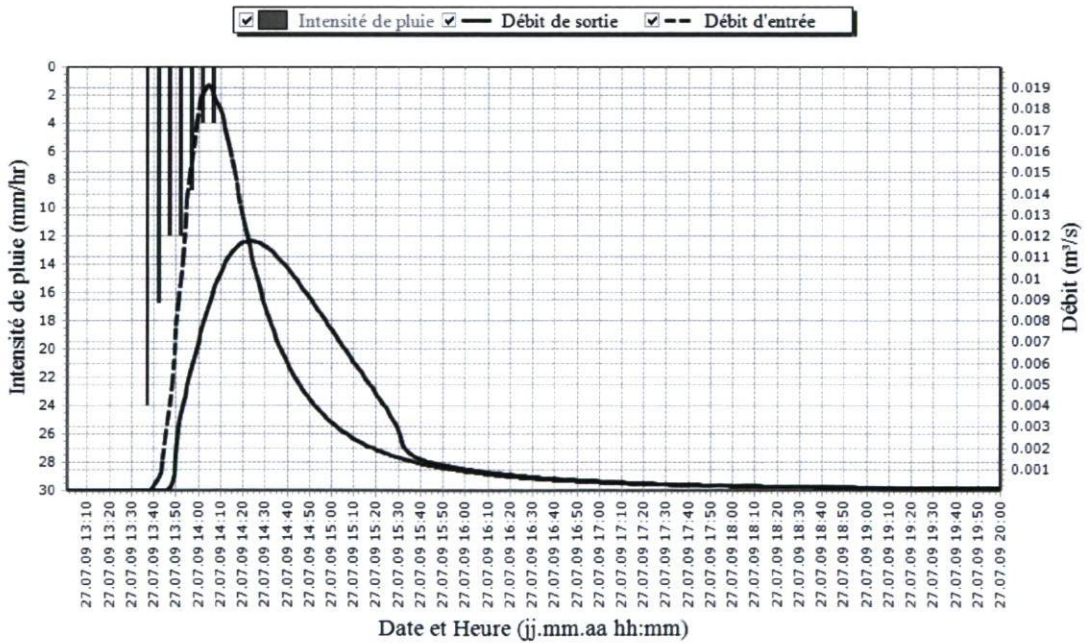




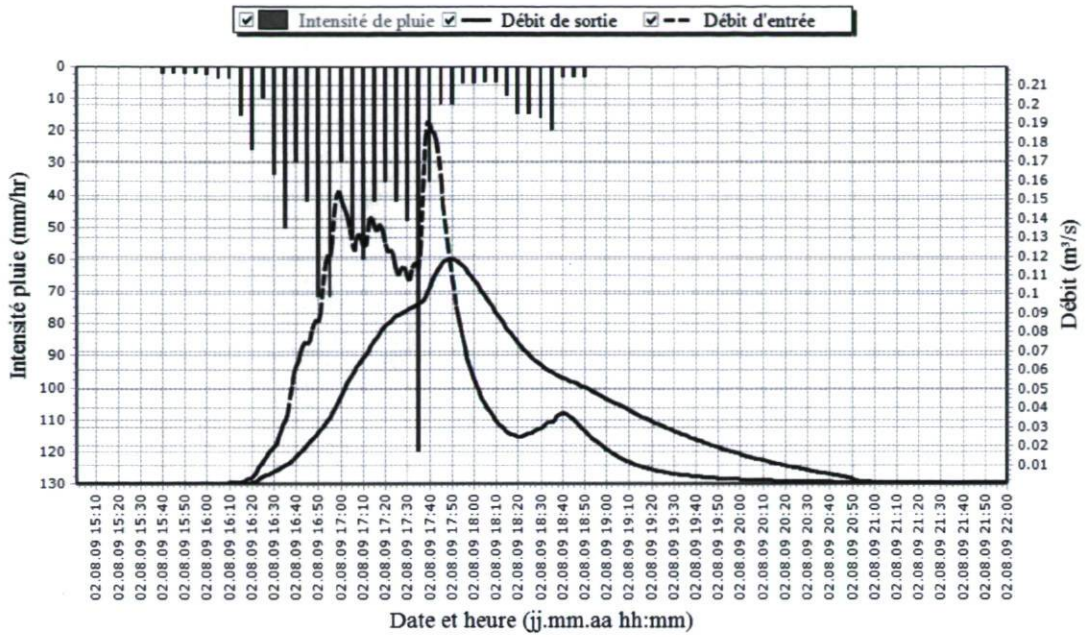
Intensité de pluie et débits d'entrée et de sortie du bassin d'orage (18/07/09)



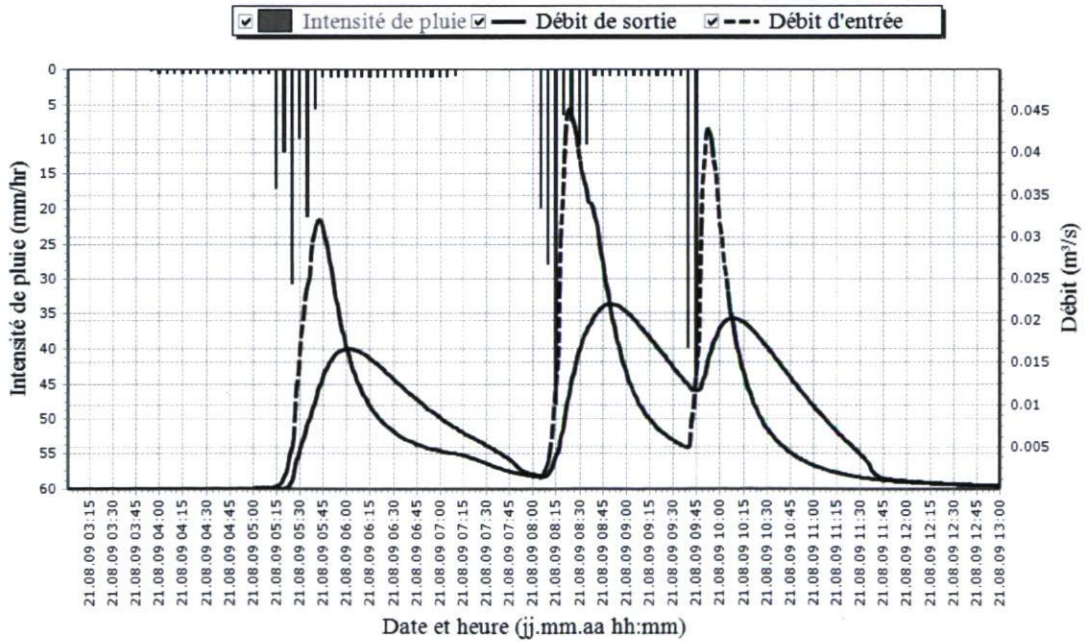
Intensité de pluie et débits d'entrée et de sortie du bassin d'orage (27/07/09)



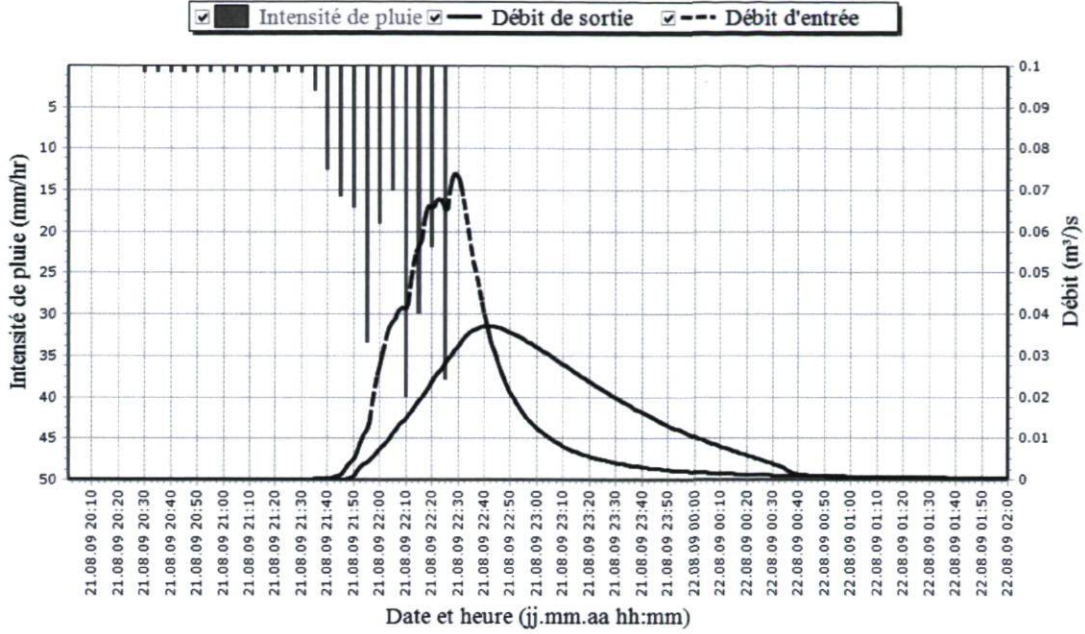
Intensité de pluie et débits d'entrée et de sortie du bassin d'orage (02/08/09)



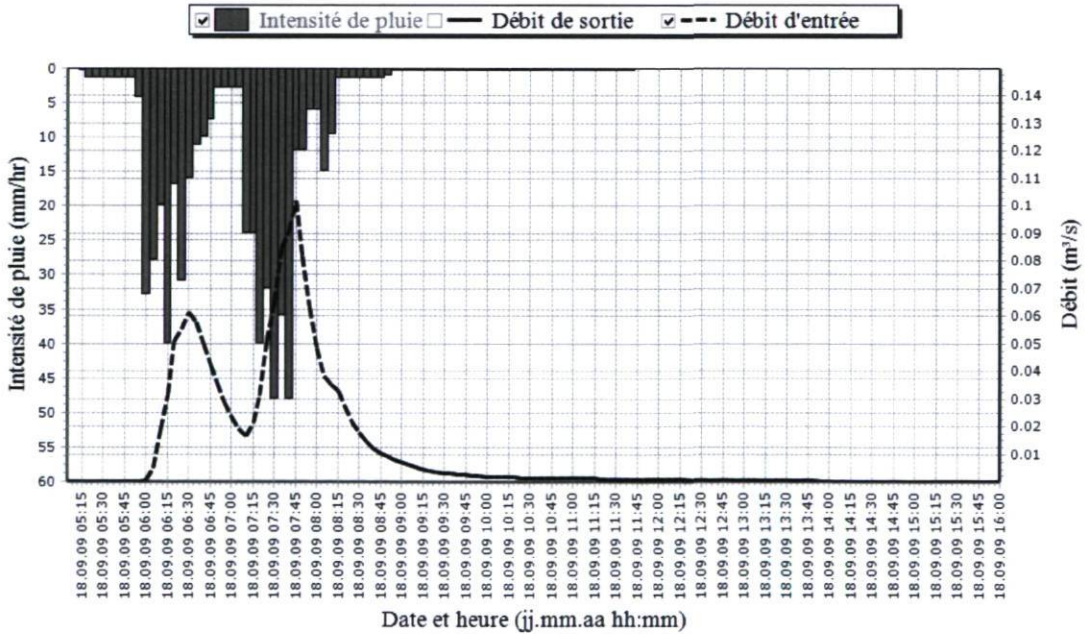
Intensité de pluie et débits d'entrée et de sortie du bassin d'orage (21/08/09)



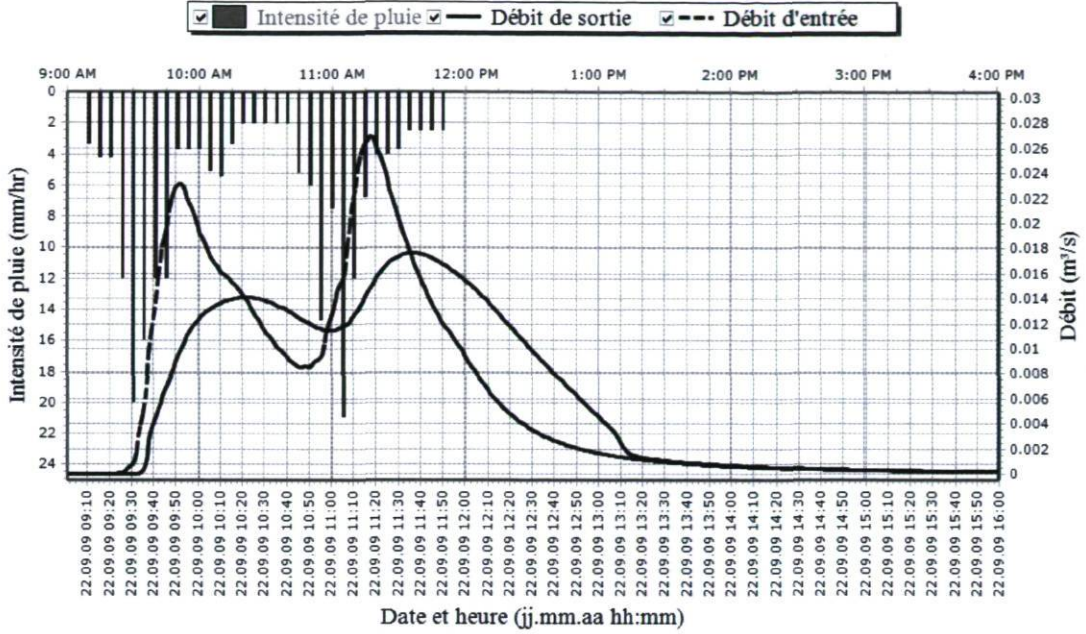
Intensité de pluie et débits d'entrée et de sortie du bassin d'orage (21/08/09)



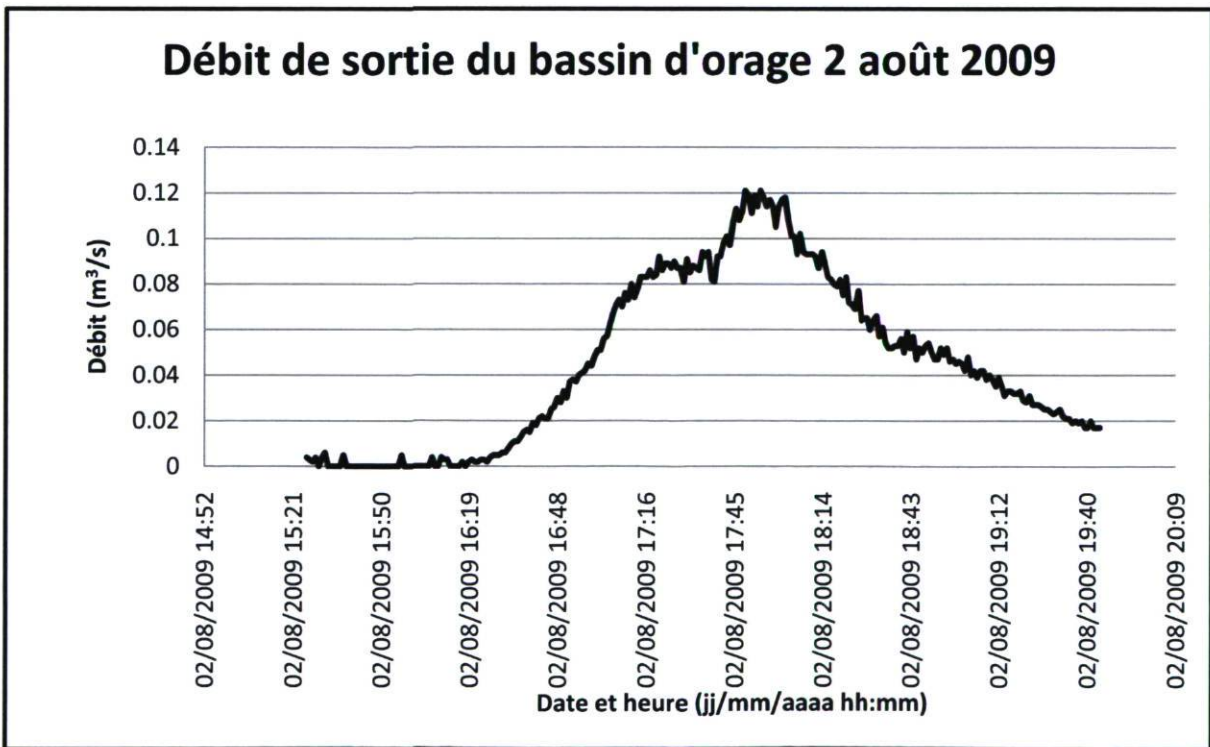
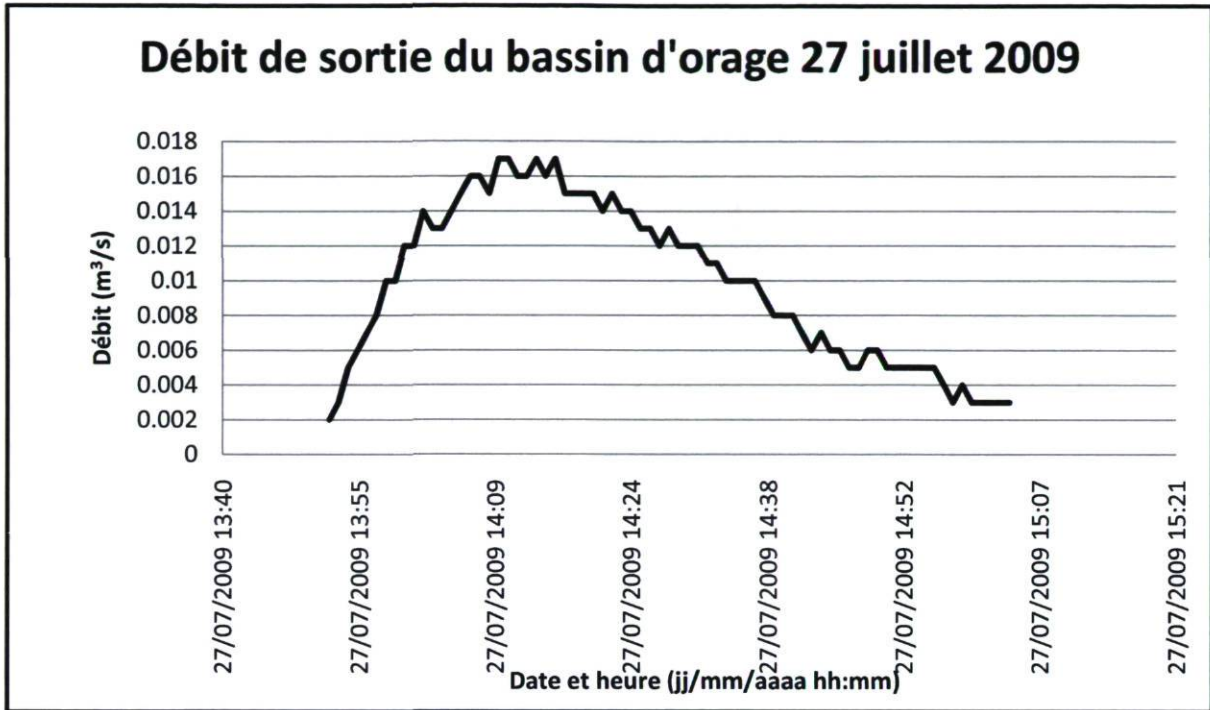
Intensité de pluie et débits d'entrée et de sortie du bassin d'orage (18/09/09)



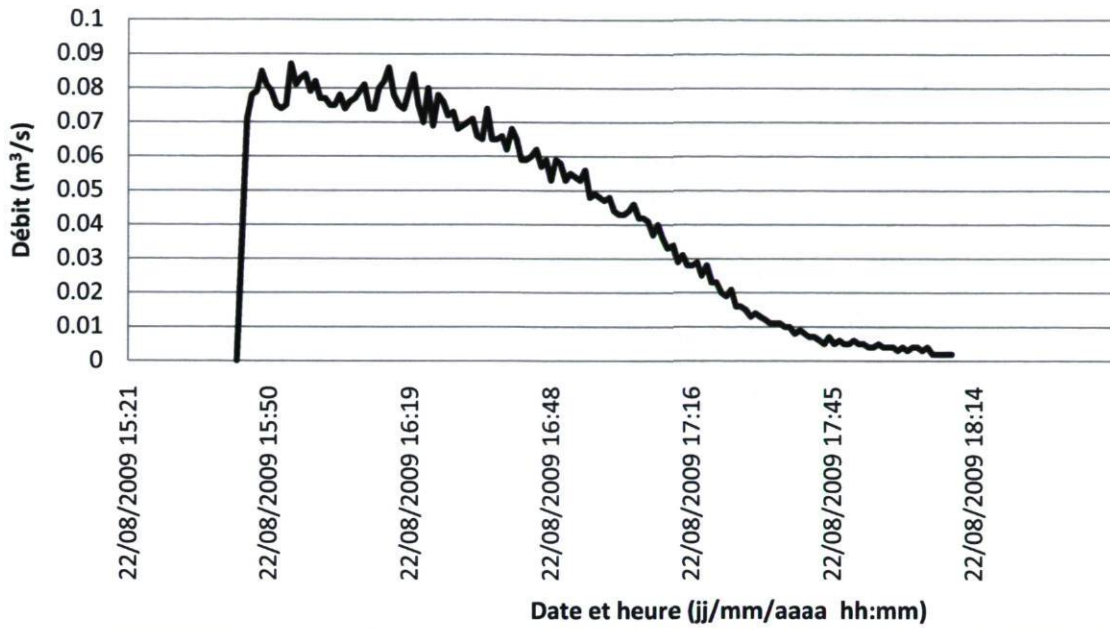
Intensité de pluie et débits d'entrée du bassin d'orage (22/08/09)



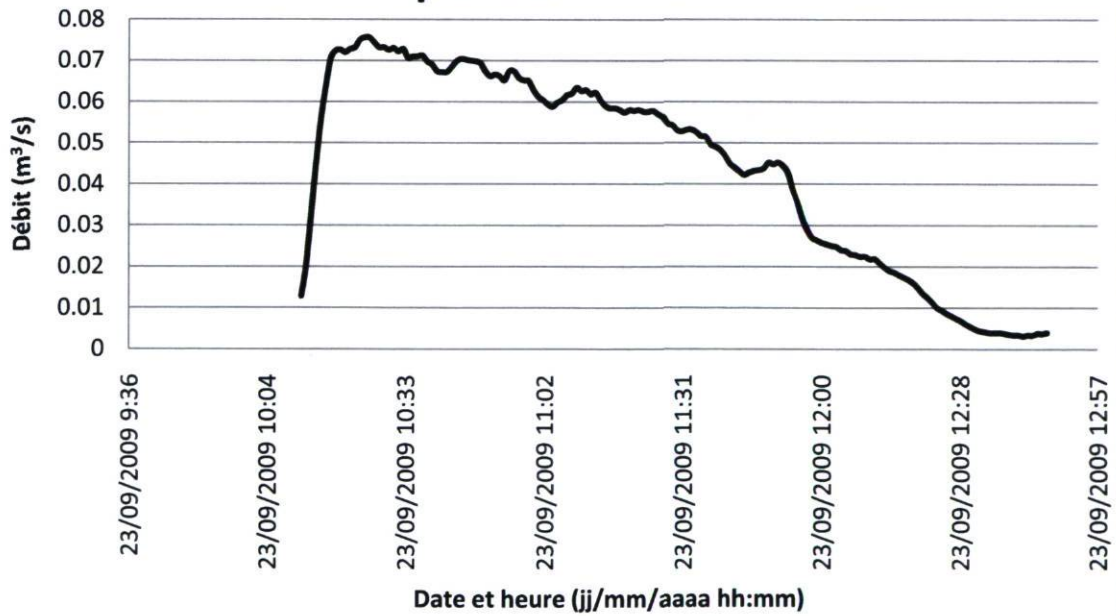
ANNEXE D – Débits de sortie du bassin d'orage mesurés à l'aide du débitmètre Sigma 950



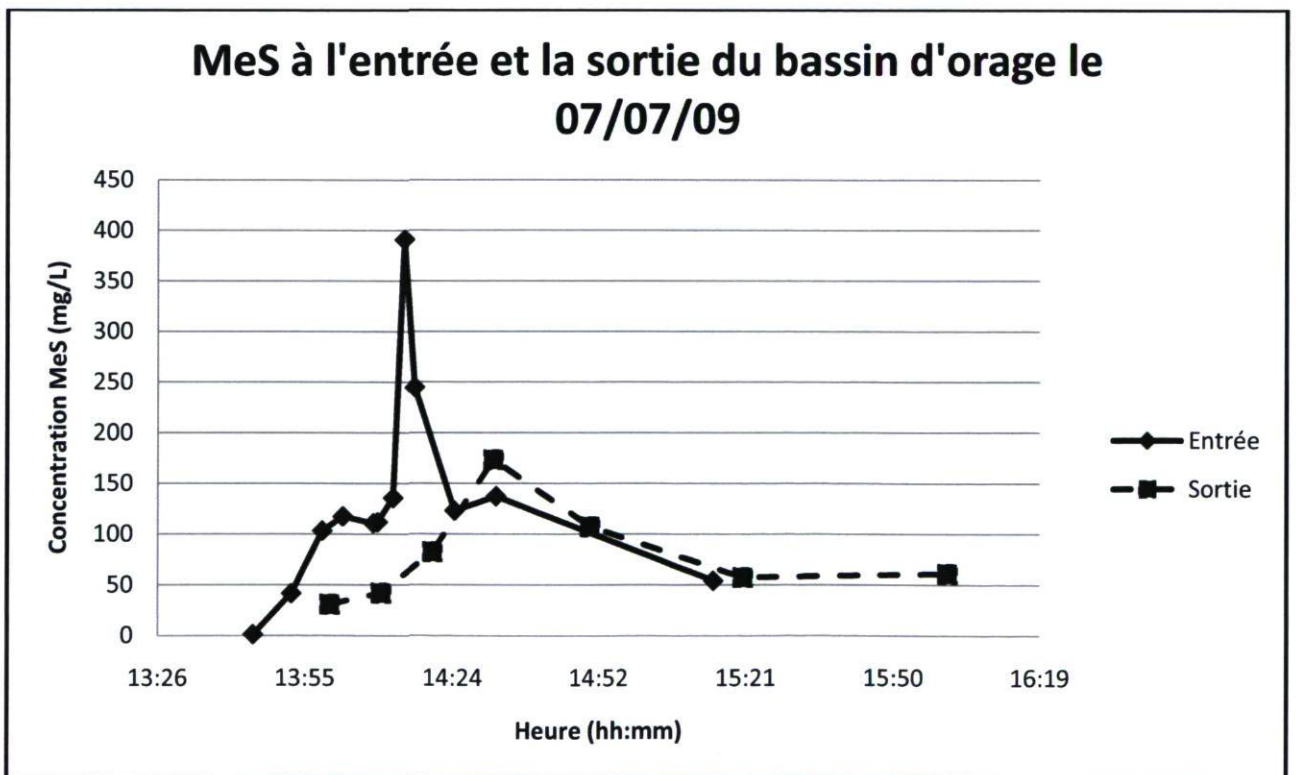
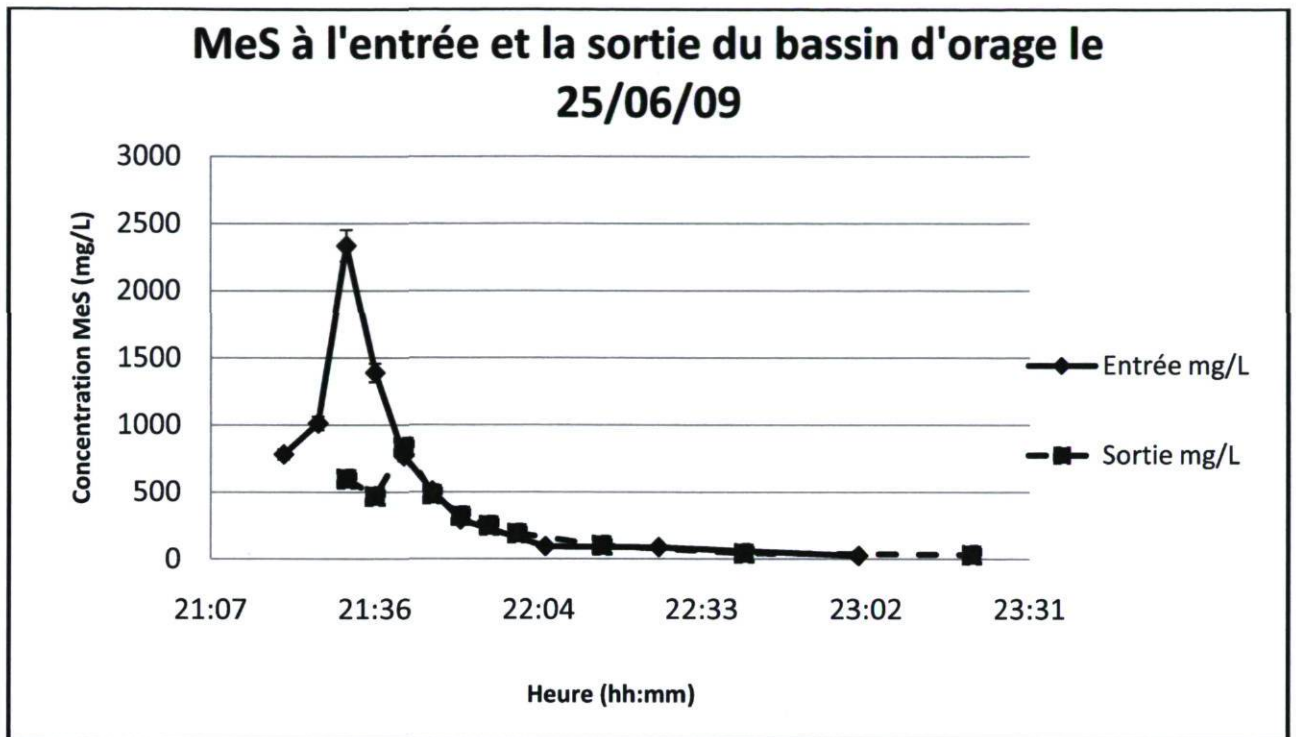
Débit de sortie du bassin d'orage 22 août 2009



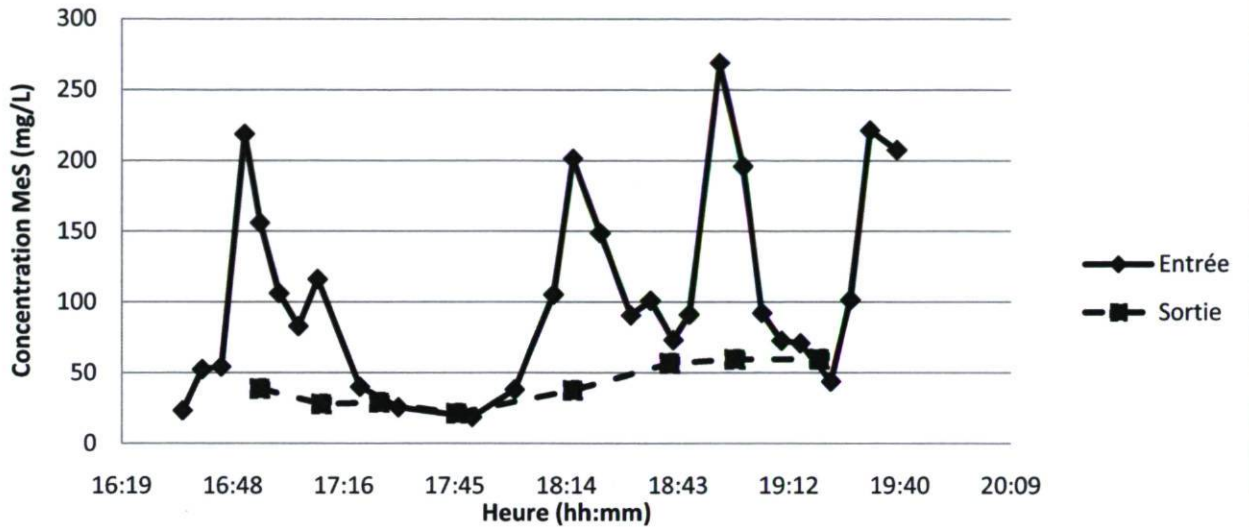
Débit de sortie du bassin d'orage 23 septembre 2009



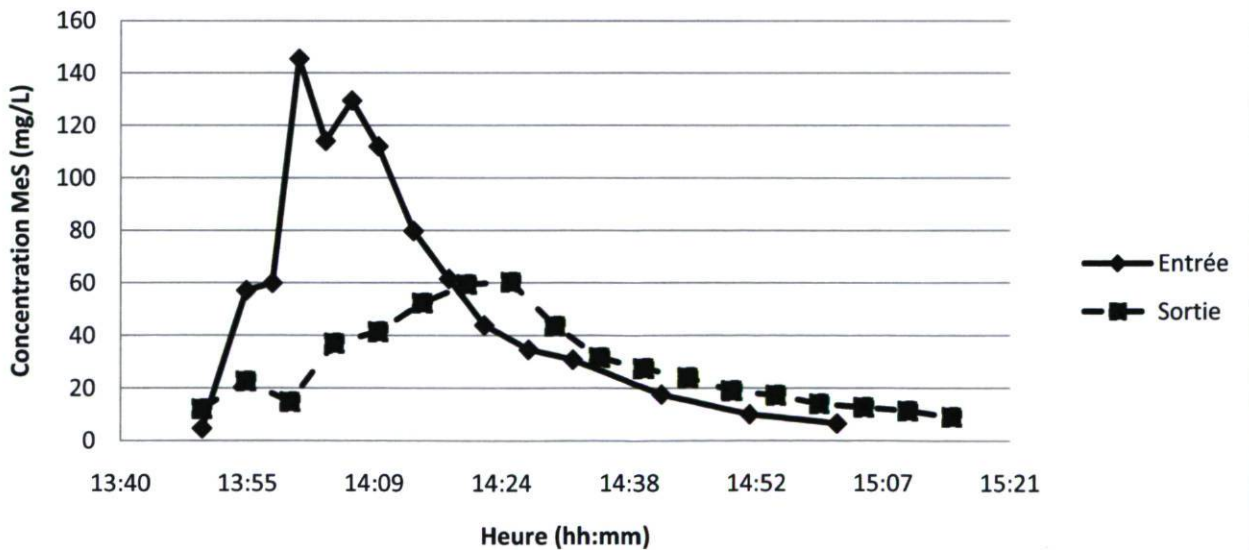
ANNEXE E - Concentrations en MeS des eaux à l'entrée et la sortie du bassin d'orage



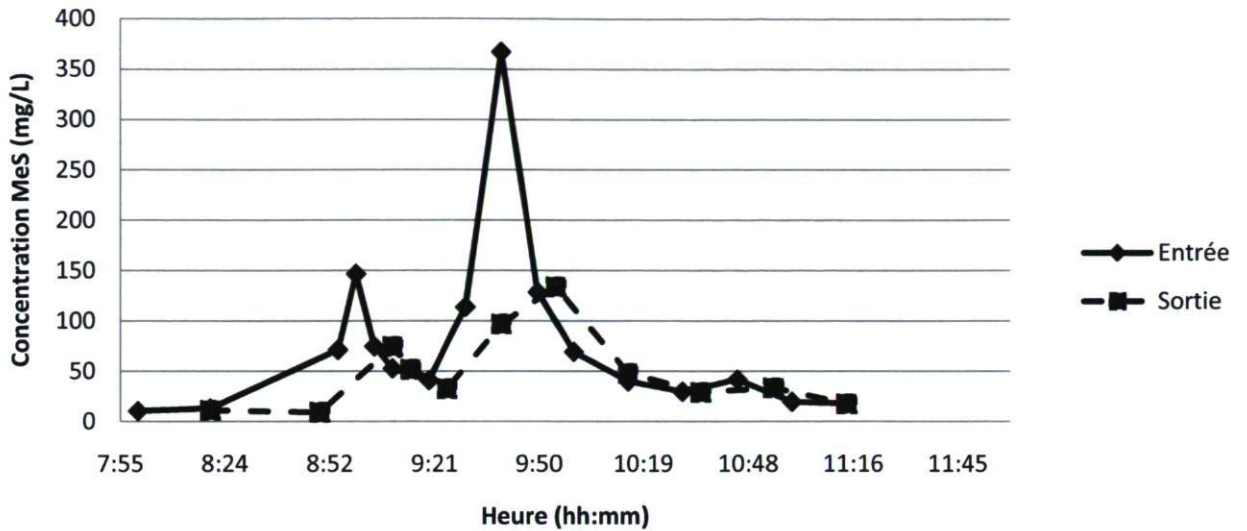
MeS à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 11/07/09



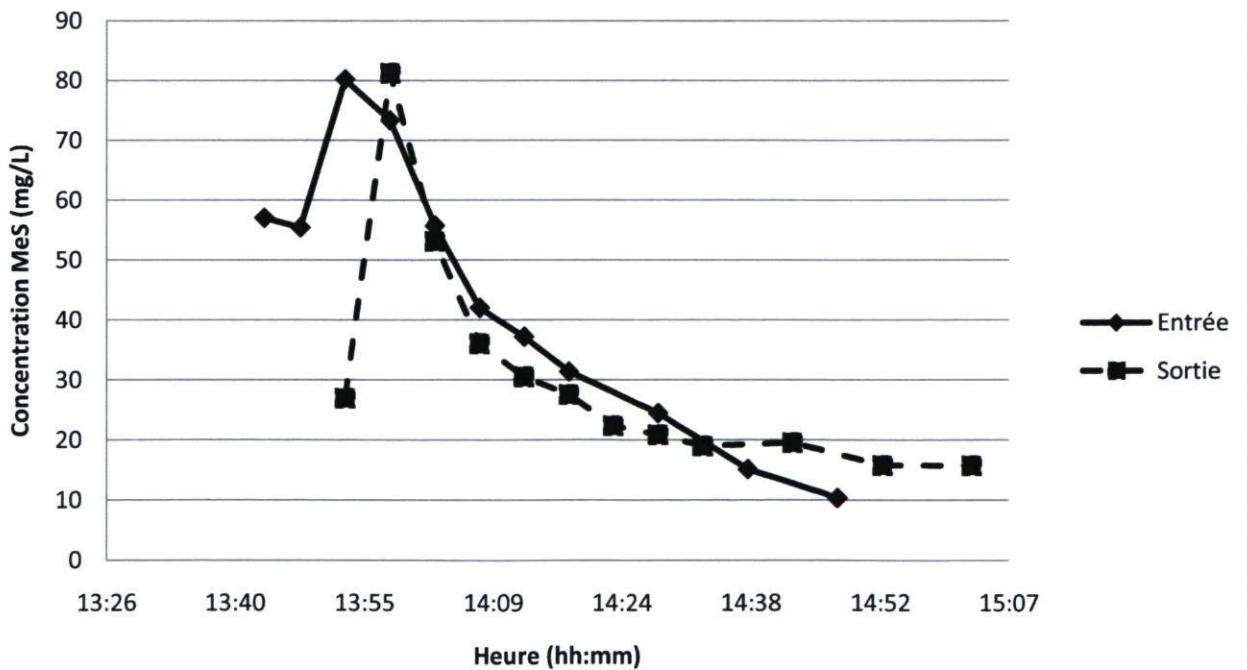
MeS à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 13/07/09



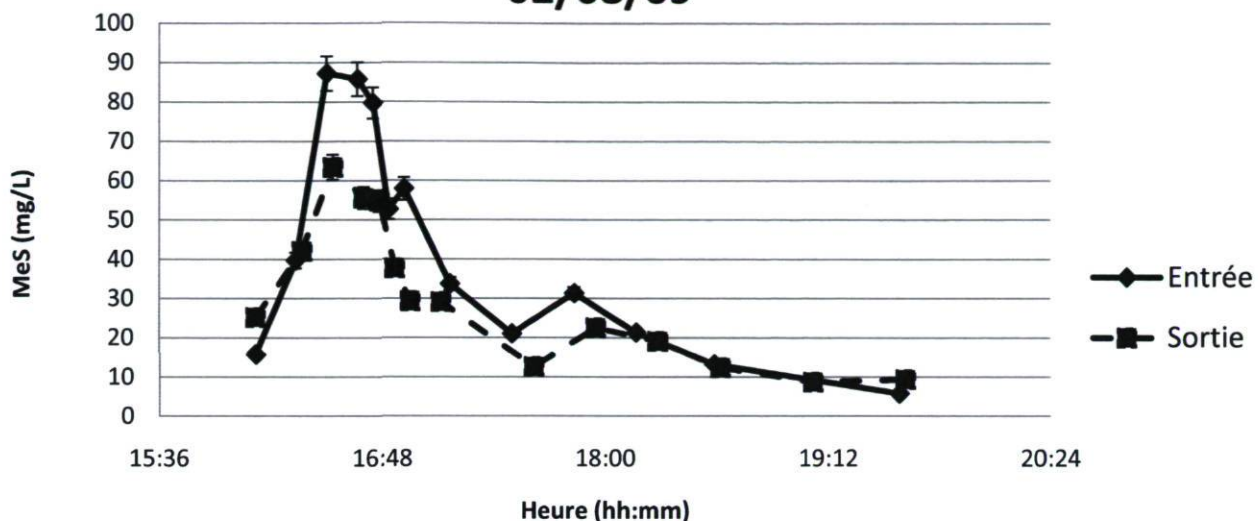
MeS à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 18/07/09



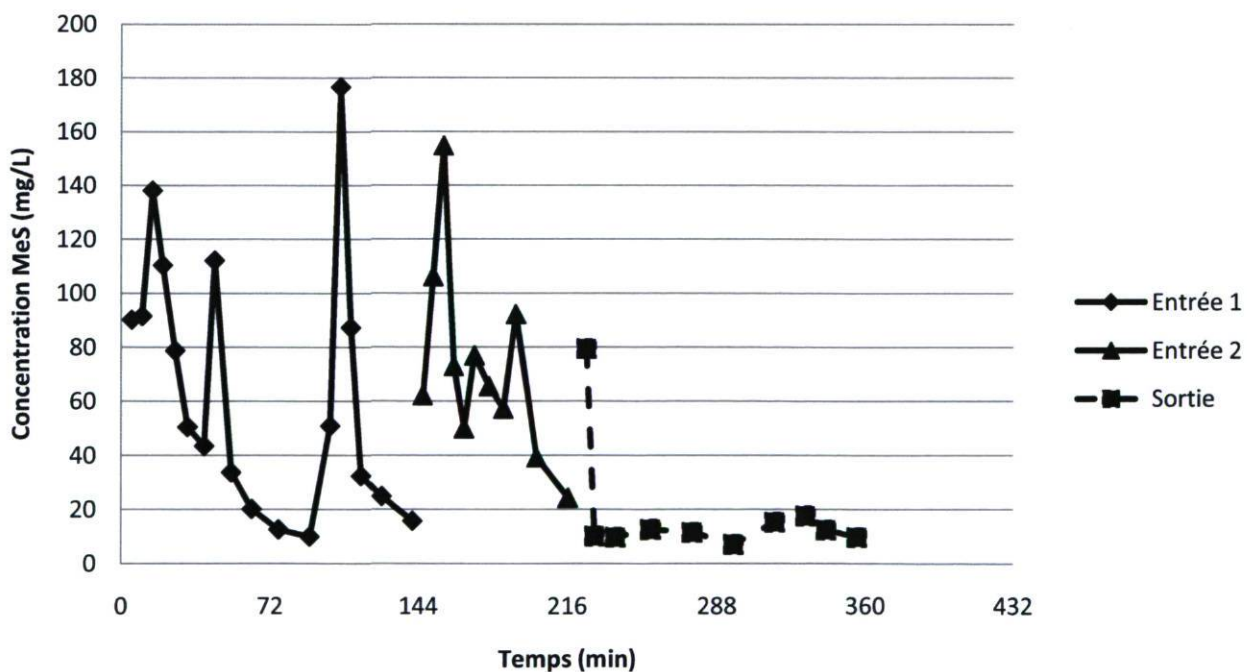
MeS à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 27/07/09



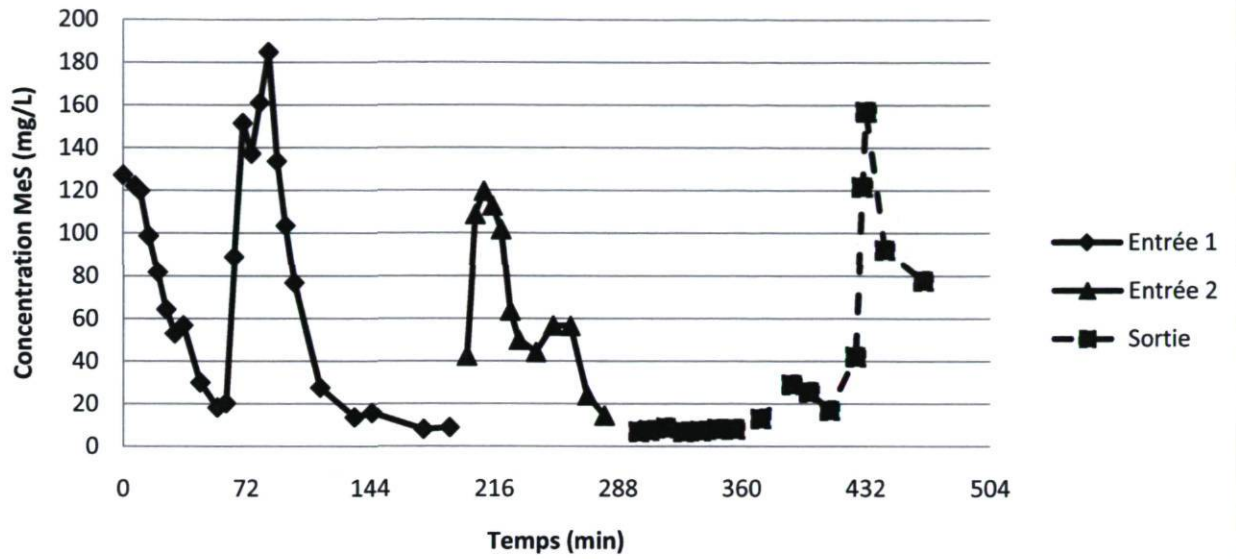
MeS à l'entrée et à la sortie du bassin d'orage le 02/08/09



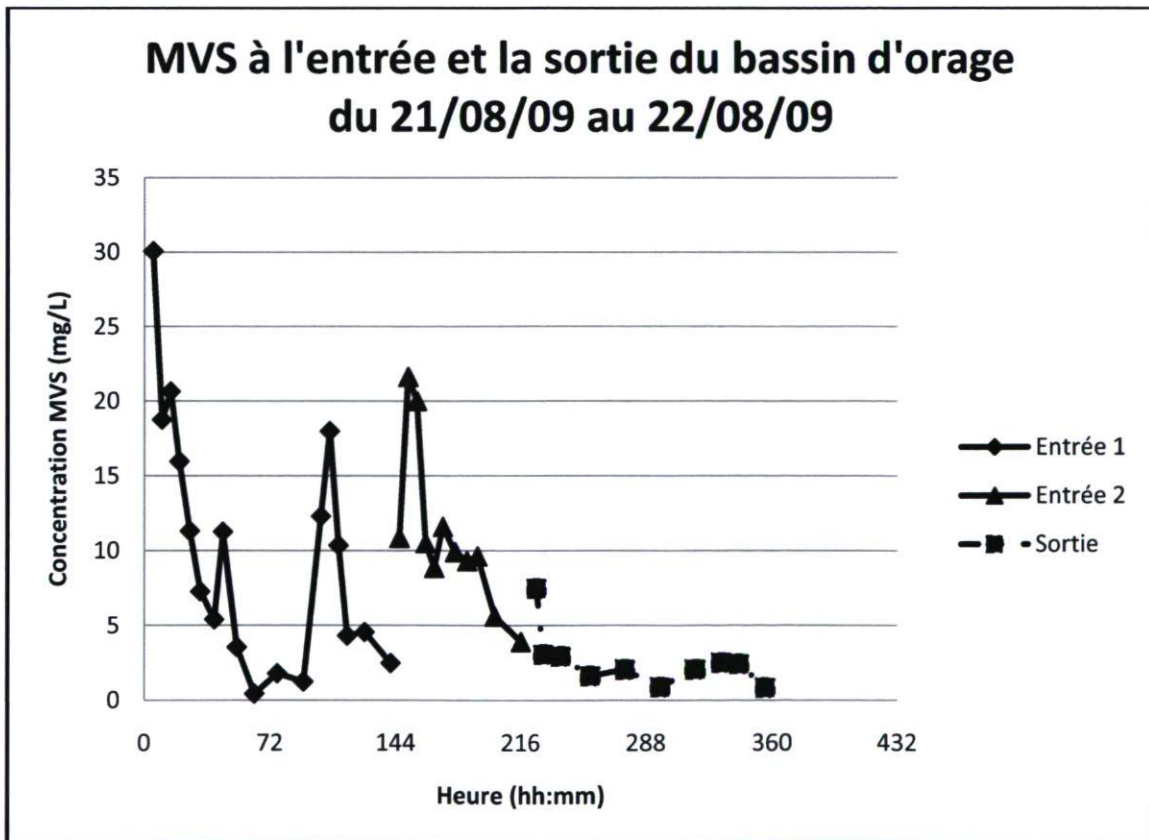
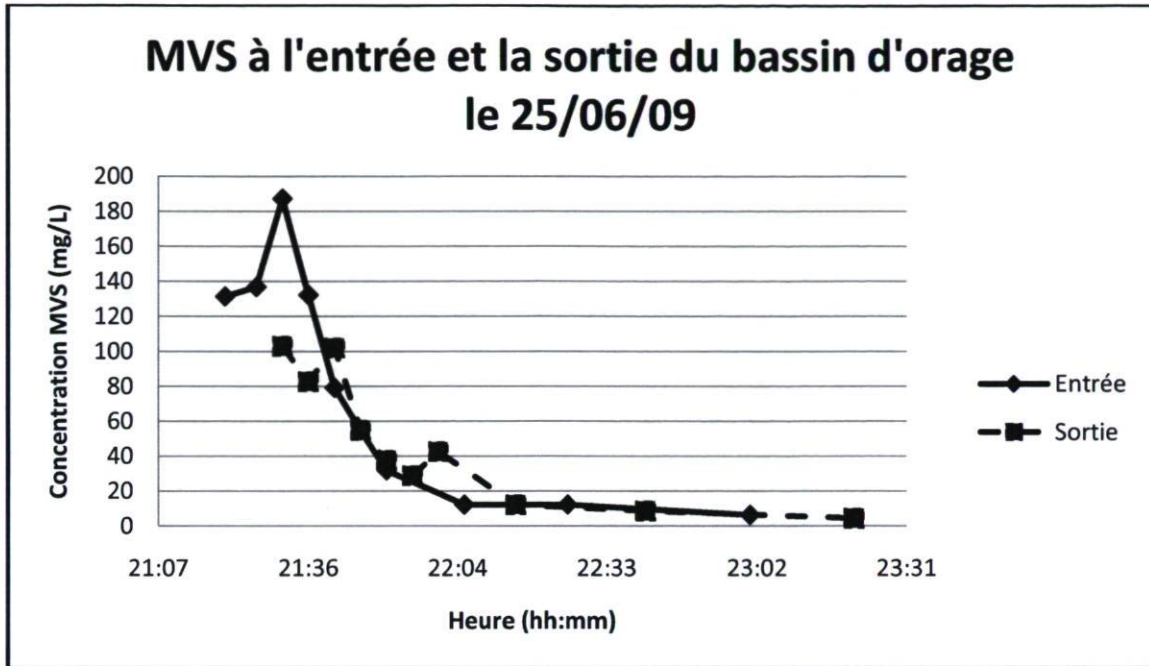
MeS à l'entrée et à la sortie du bassin d'orage du 21/08/09 au 22/08/09



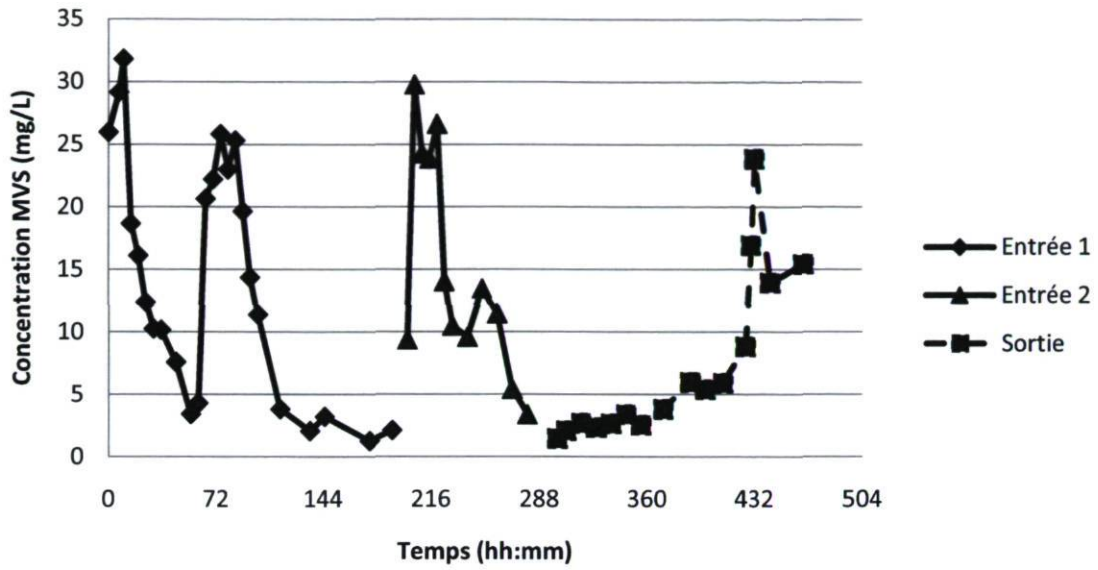
MeS à l'entrée et la sortie du bassin d'orage du 18/09/09 au 23/09/09



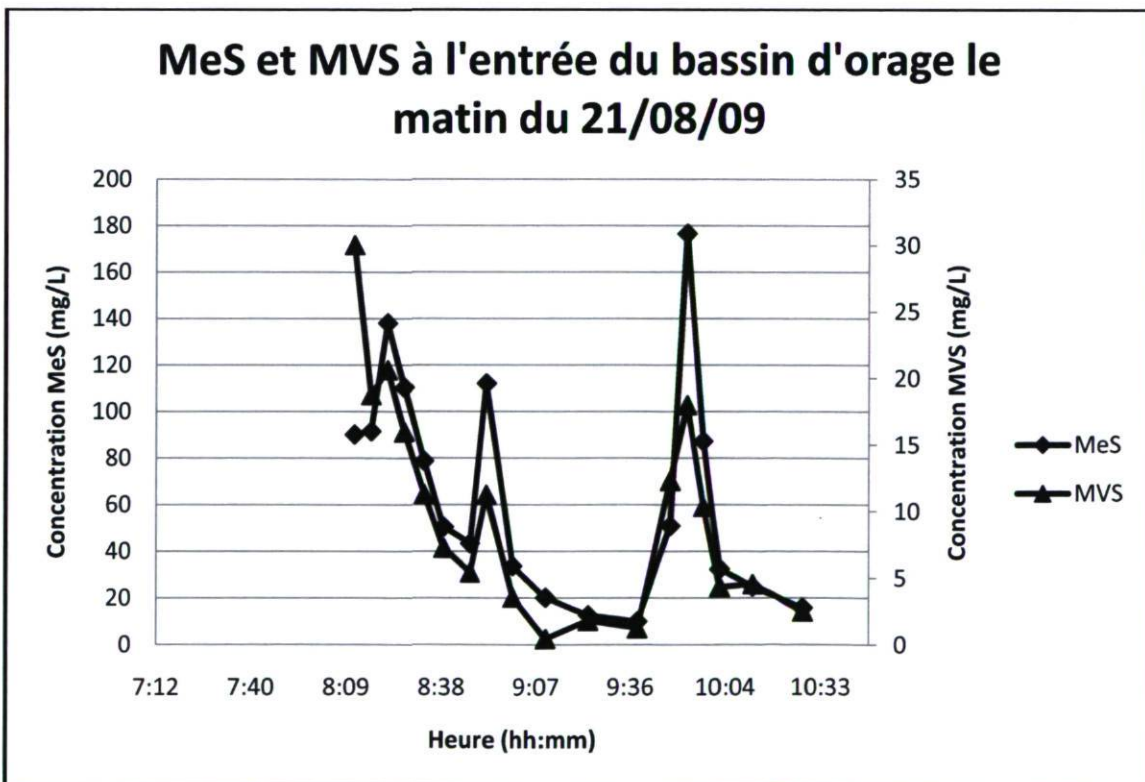
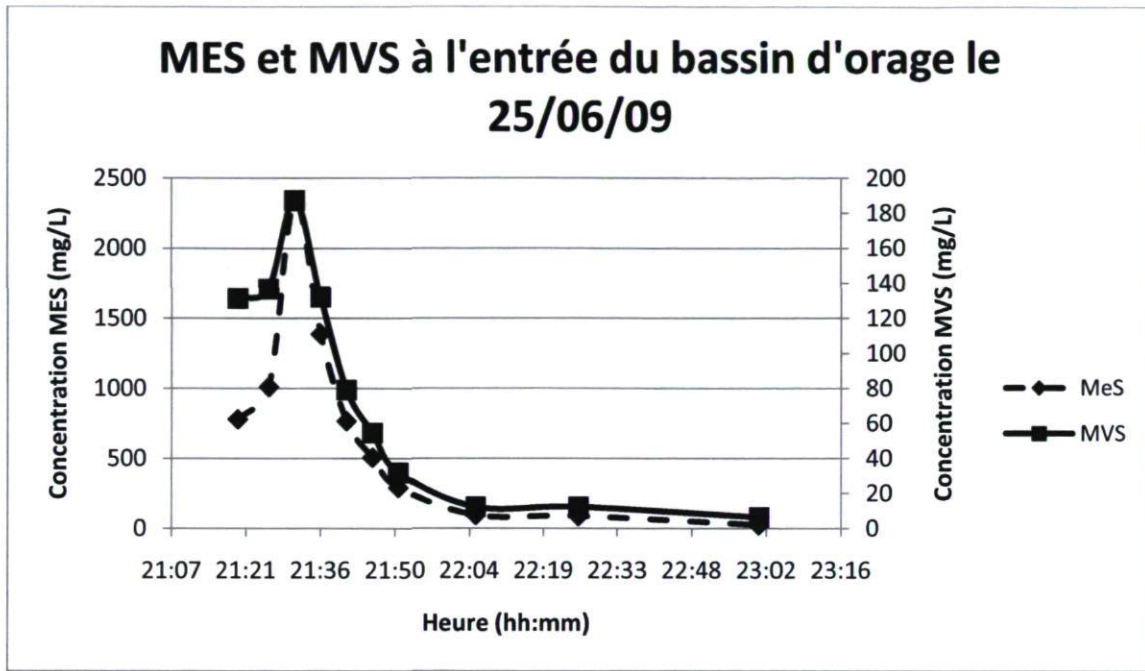
ANNEXE F - Concentrations en MVS des eaux à l'entrée et la sortie du bassin d'orage



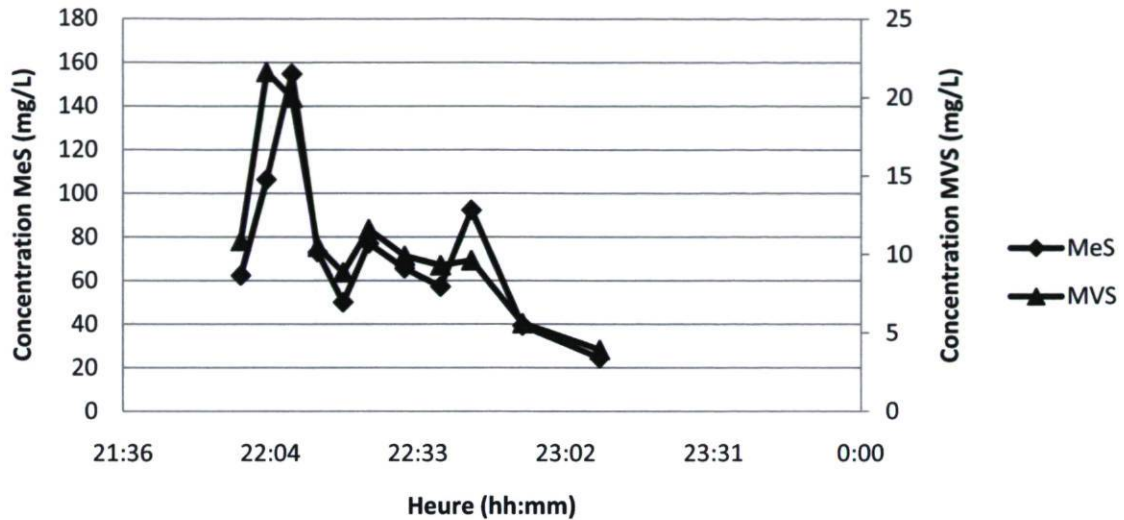
MVS à l'entrée et la sortie du bassin d'orage du 18/09/09 au 23/09/09



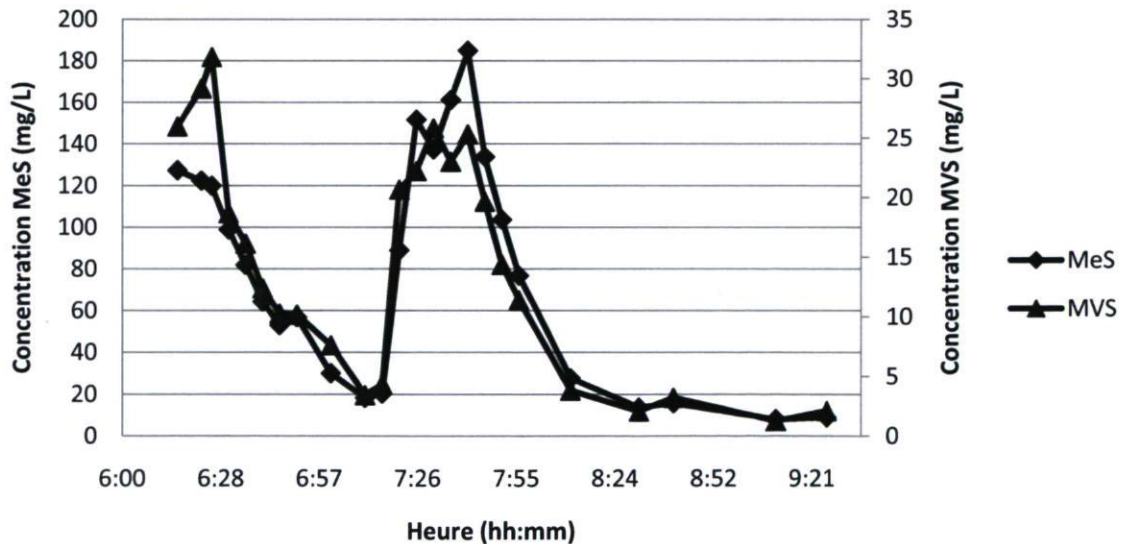
ANNEXE G - Concentrations en MVS et MeS des eaux à l'entrée et la sortie du bassin d'orage



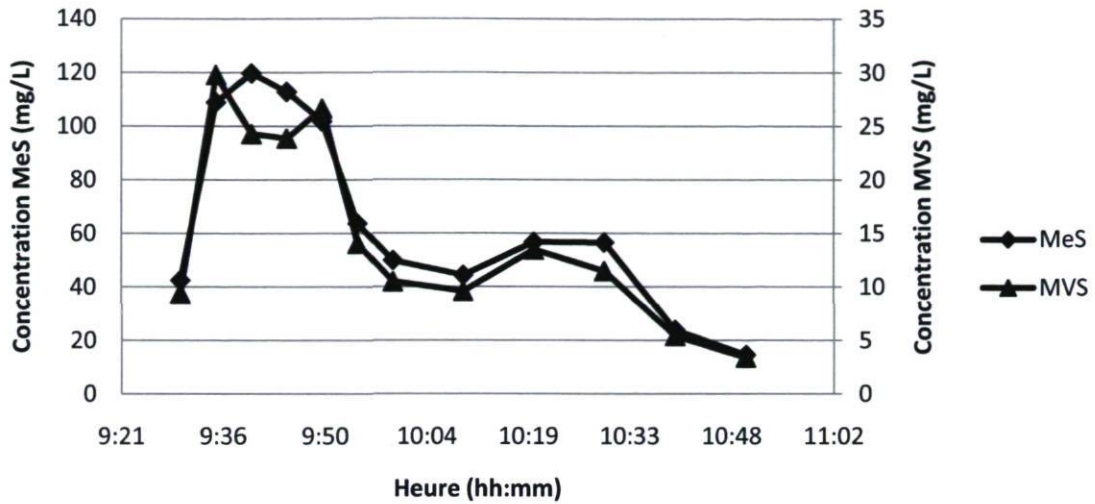
MeS et MVS à l'entrée du bassin d'orage le soir du 21/08/09



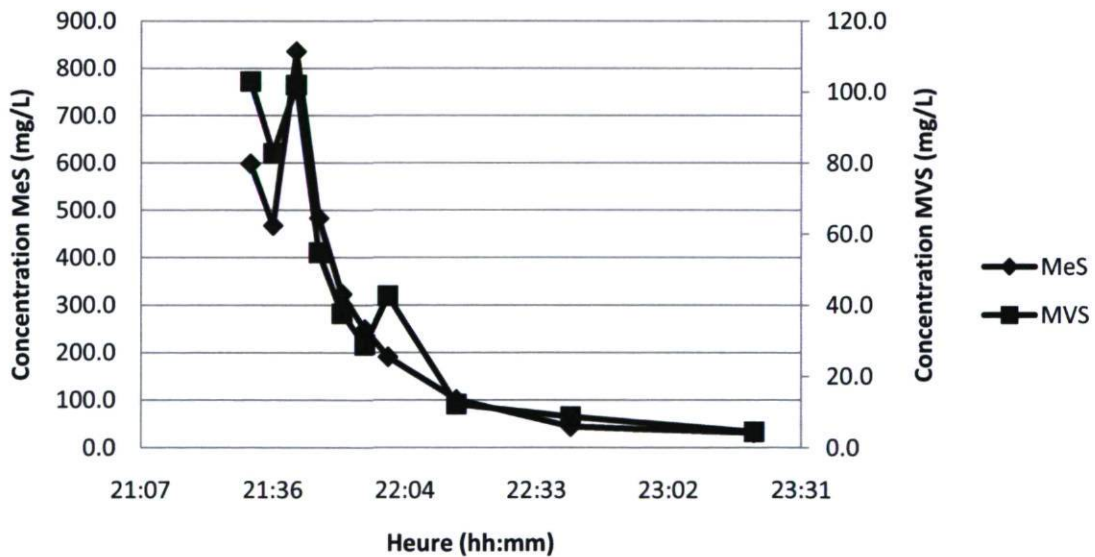
MeS et MVS à l'entrée du bassin d'orage le 18/09/09



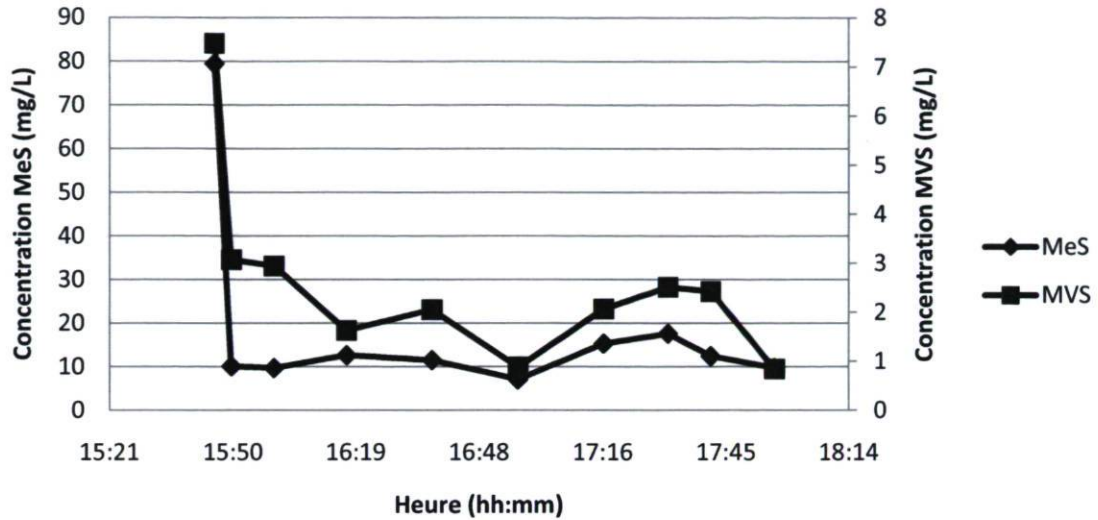
MeS et MVS à l'entrée du bassin d'orage le 22/09/09



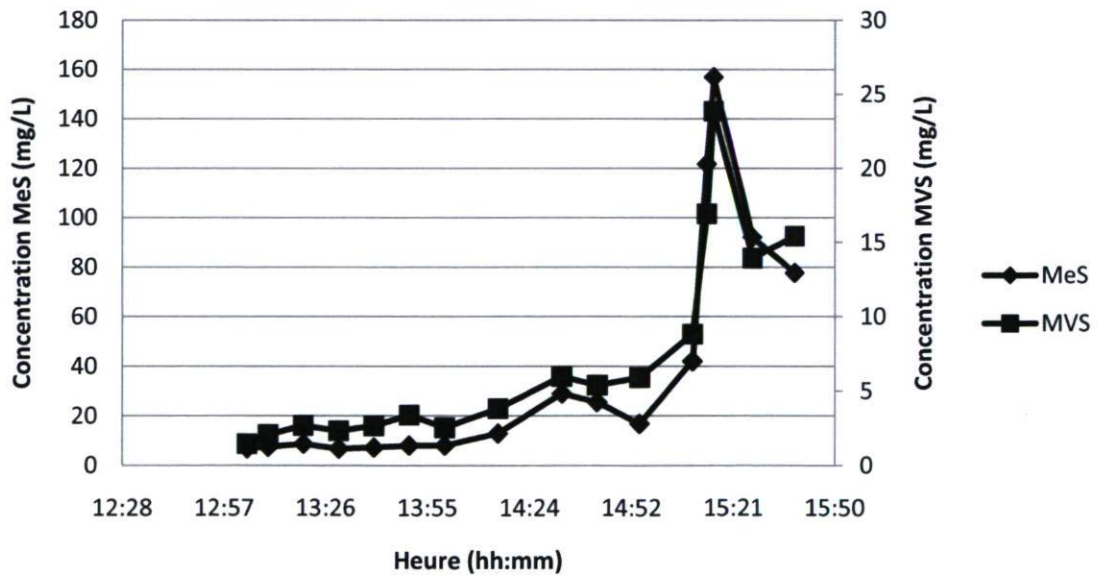
MeS et MVS à la sortie du bassin d'orage le 25/06/09



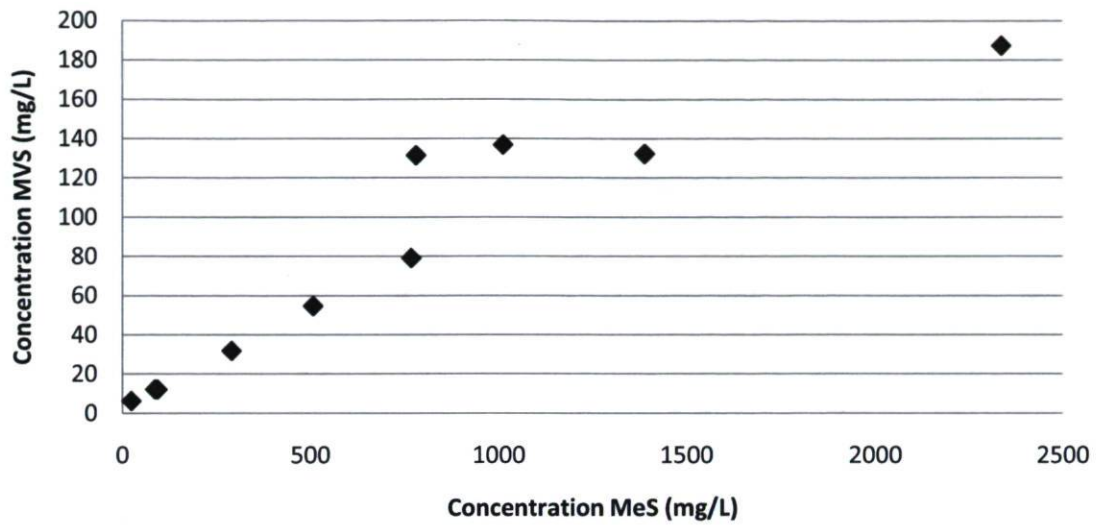
MeS et MVs à la sortie du bassin d'orage le 22/08/09



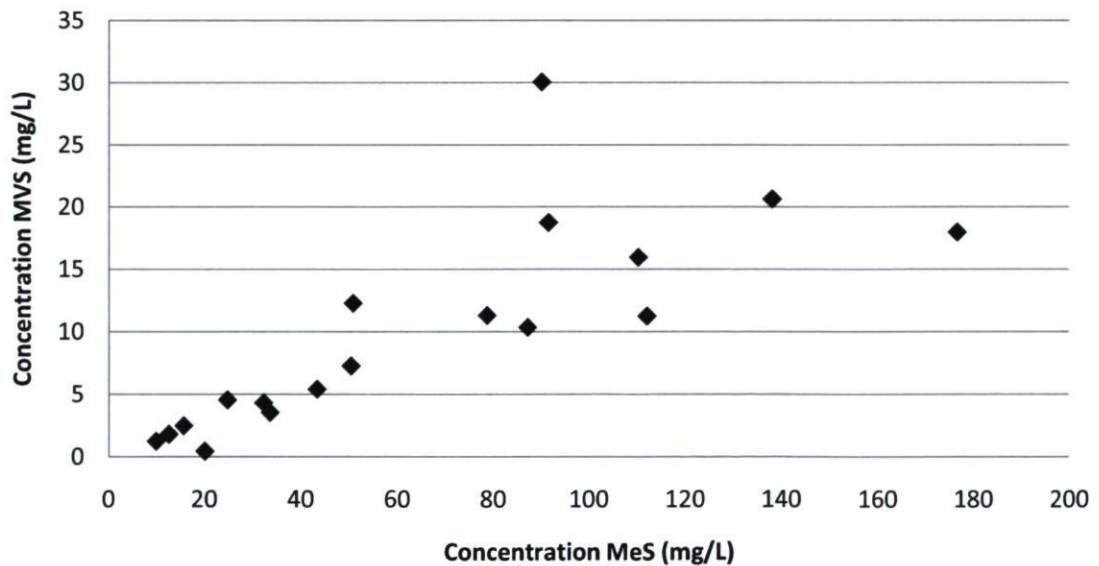
MeS et MVs à la sortie du bassin d'orage le 23/09/09



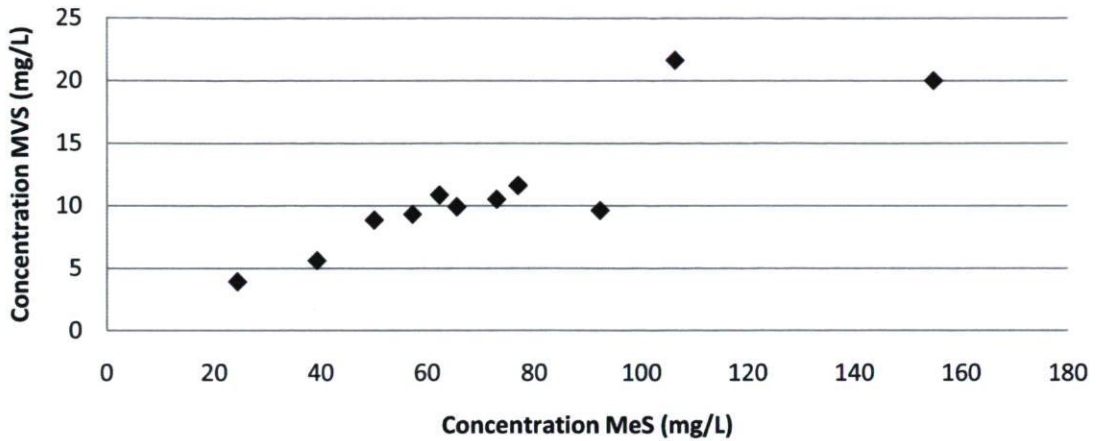
Concentrations MVS vs MeS à l'entrée du bassin d'orage le 25/06/09



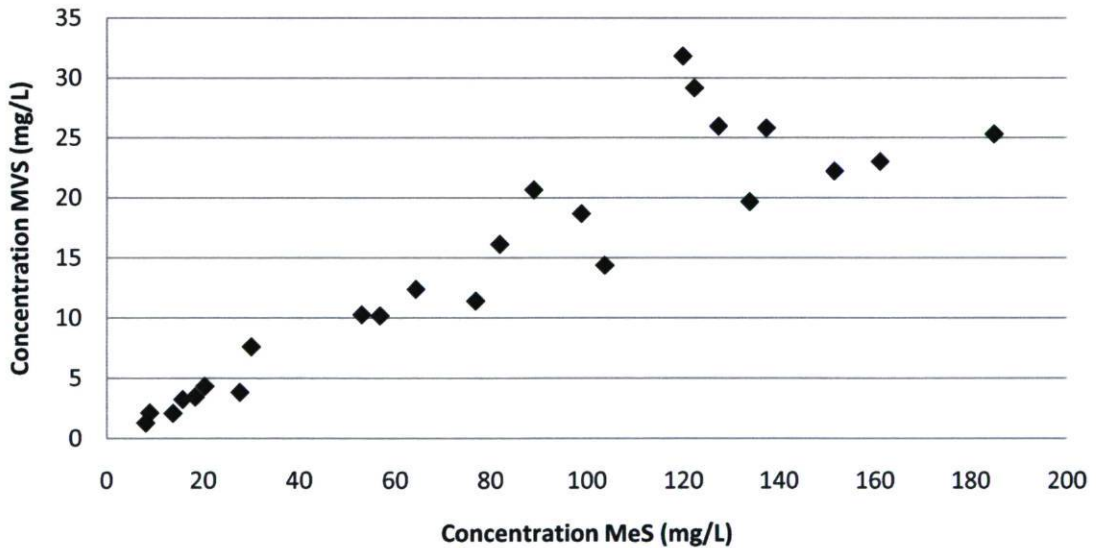
Concentrations MVS vs MeS à l'entrée du bassin d'orage le matin du 21/08/09



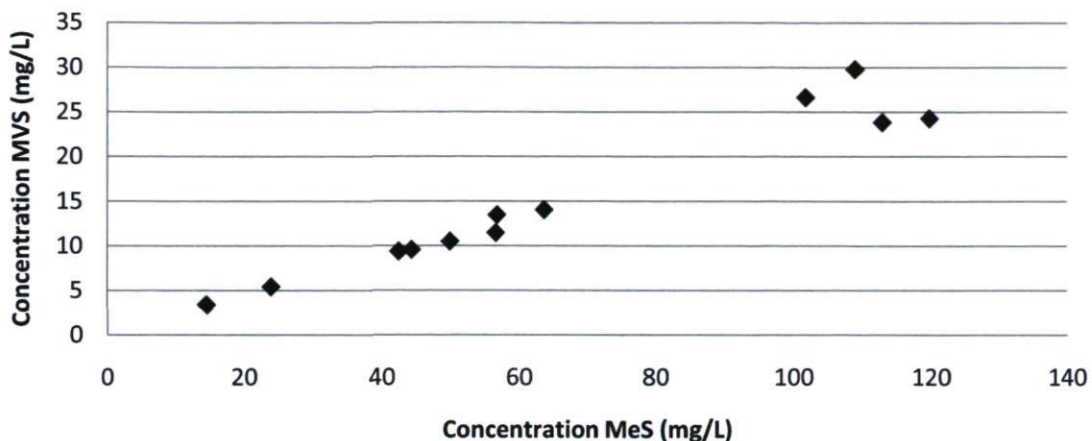
Concentrations MVS vs MeS à l'entrée du bassin d'orage le soir du 21/08/09



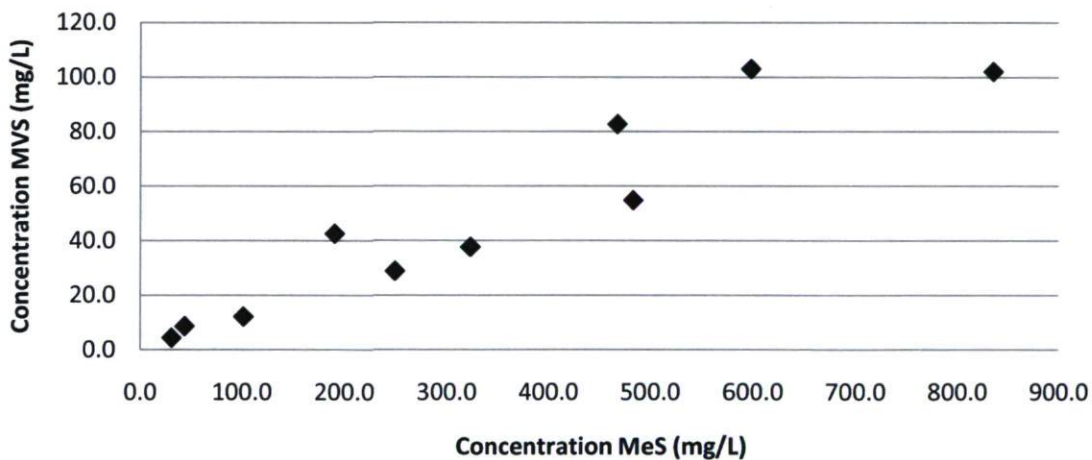
Concentrations MVS vs MeS à l'entrée du bassin d'orage le 18/09/09



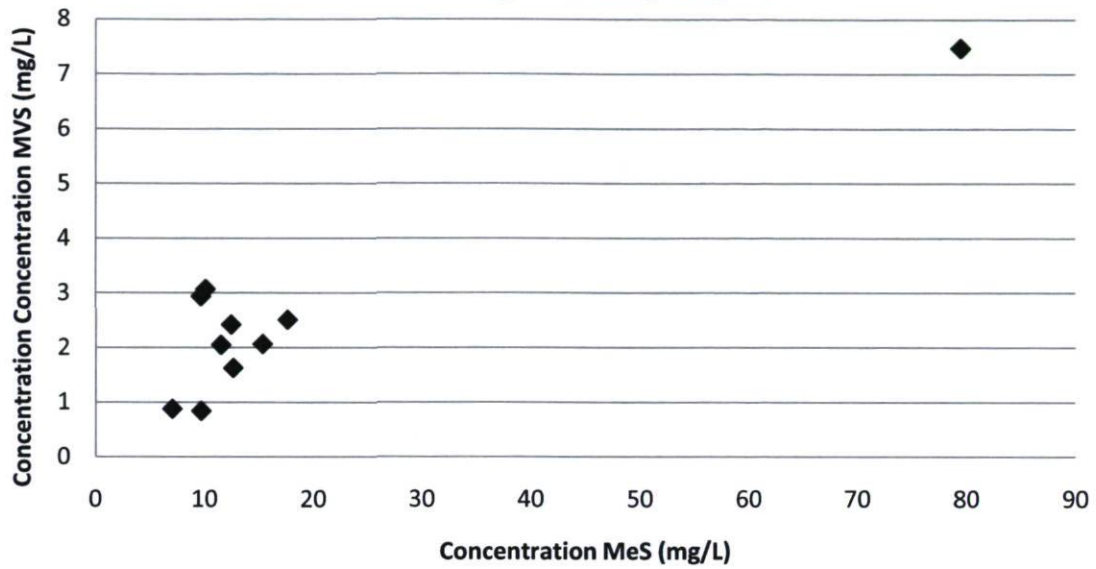
Concentrations MVS vs MeS à l'entrée du bassin d'orage le 22/09/09



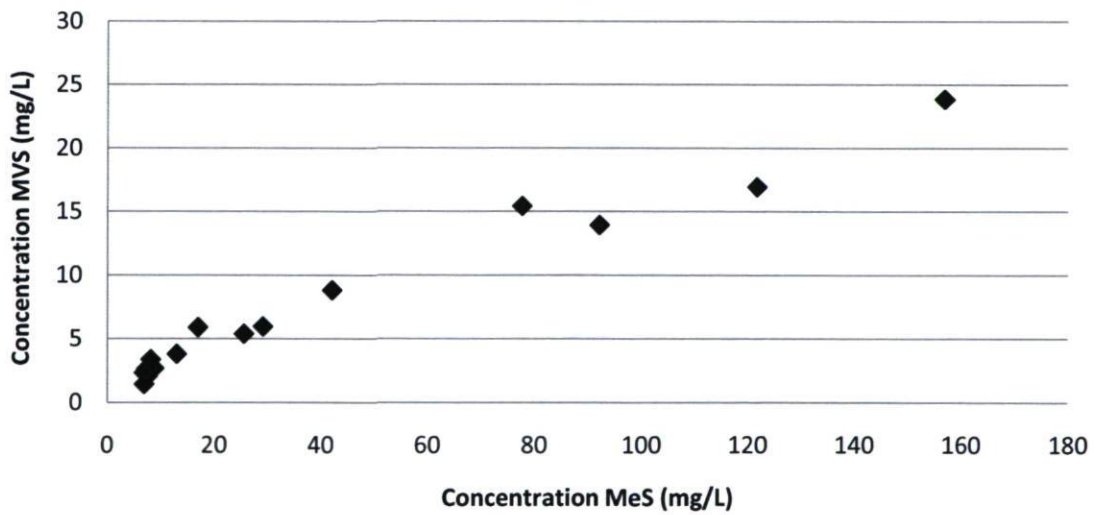
Concentrations MVS vs MeS à la sortie du bassin d'orage le 25/06/09



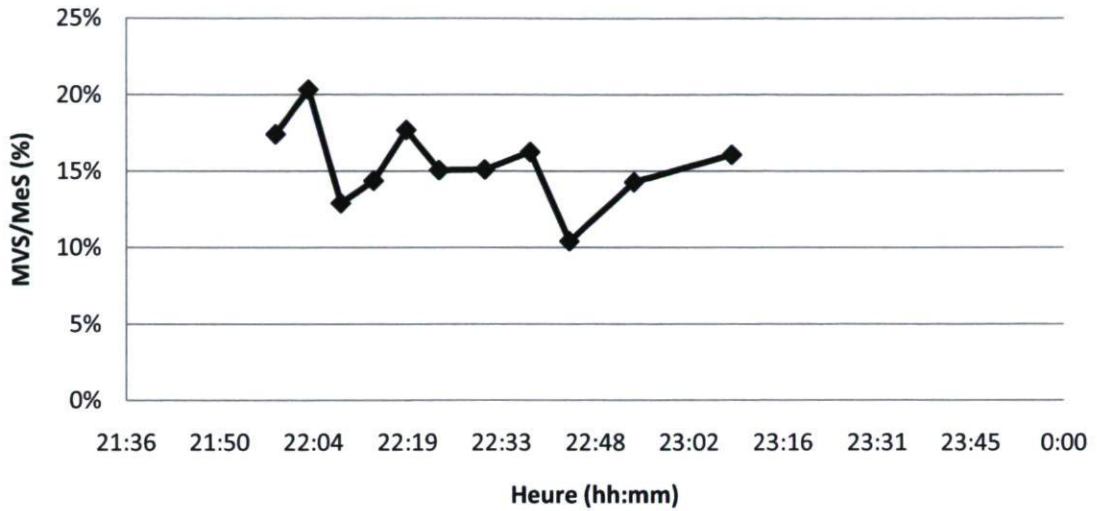
Concentrations MVS vs MeS à la sortie du bassin d'orage le 22/08/09



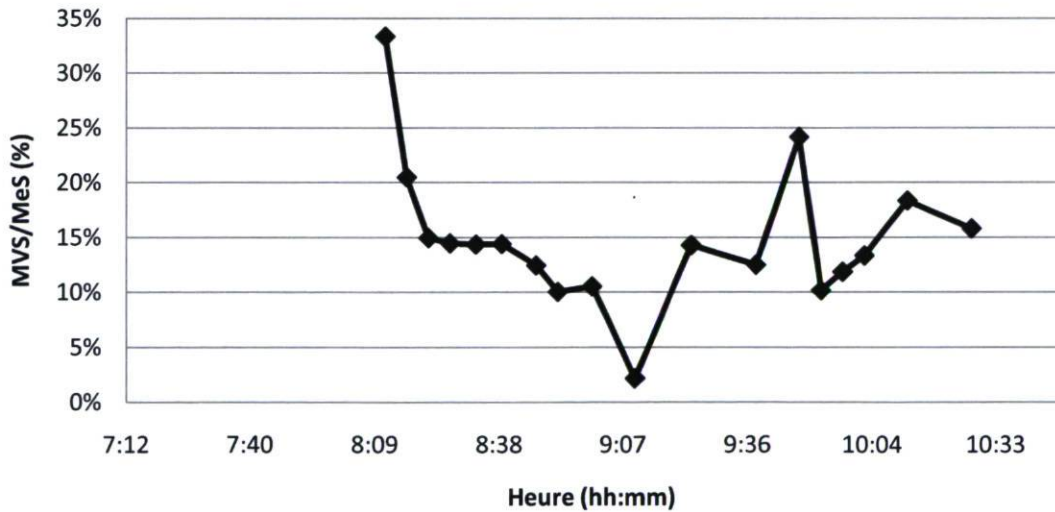
Concentrations MVS vs MES à la sortie du bassin d'orage le 23/09/09



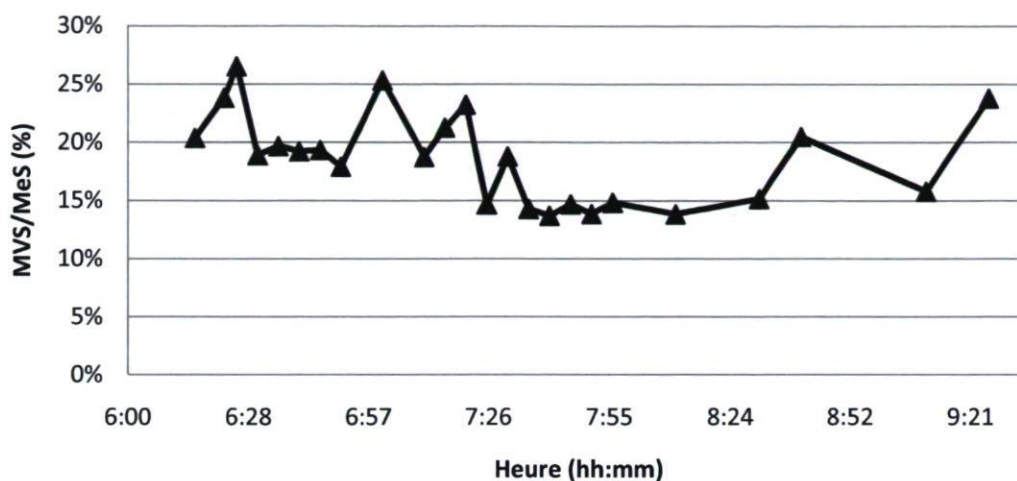
Rapport MVS/MeS à l'entrée du bassin d'orage le soir du 21/08/09



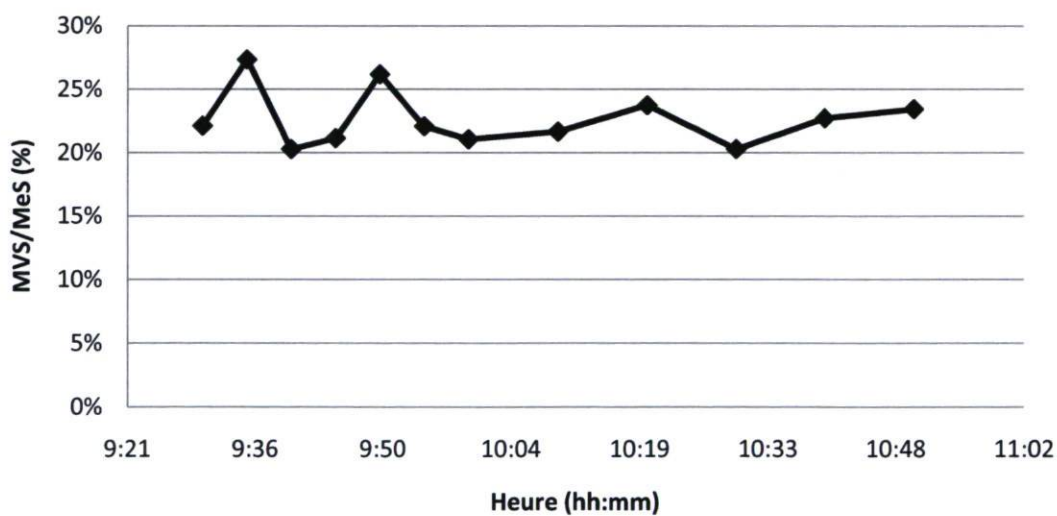
Rapport MVS/MeS à l'entrée du bassin d'orage le matin du 21/08/09



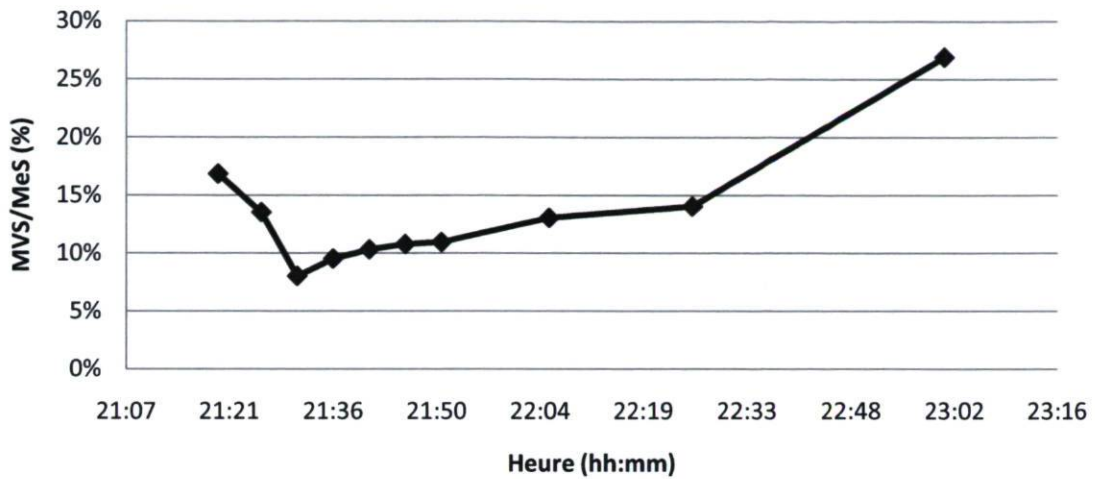
Rapport MVS/MeS à l'entrée du bassin d'orage le 18/09/09



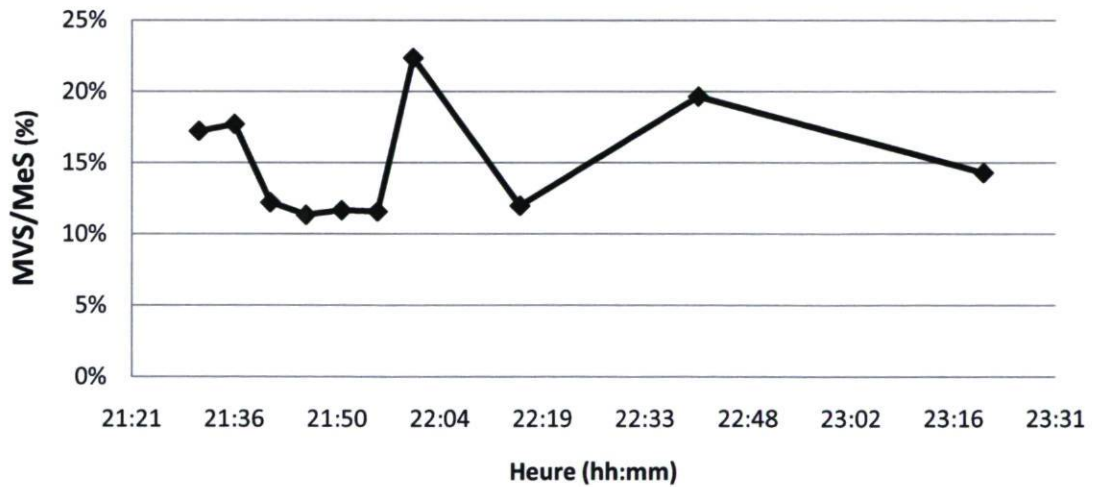
Rapport MVS/MeS à l'entrée du bassin d'orage le 22/09/09



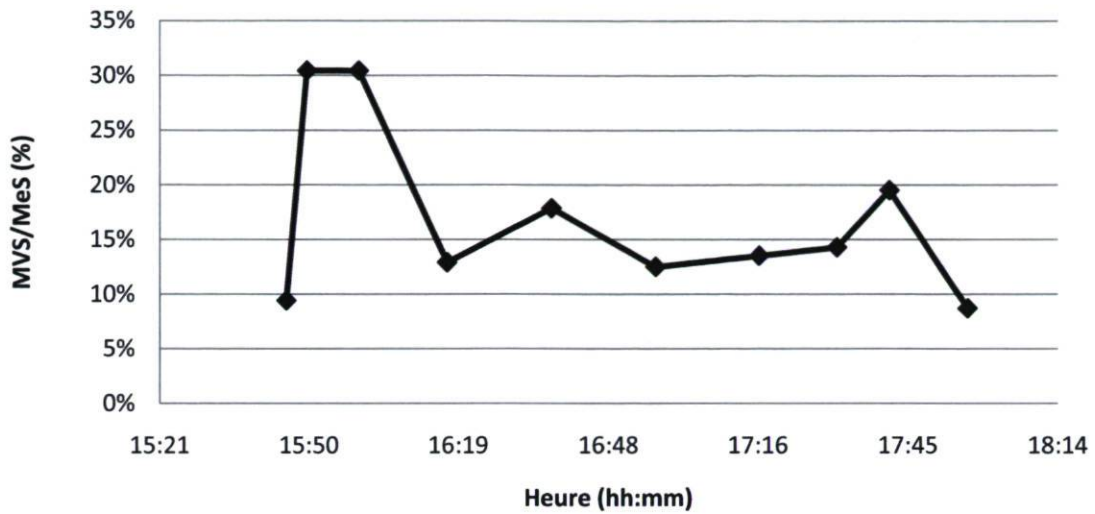
Rapport MVS/MeS à l'entrée du bassin d'orage le 25/06/09



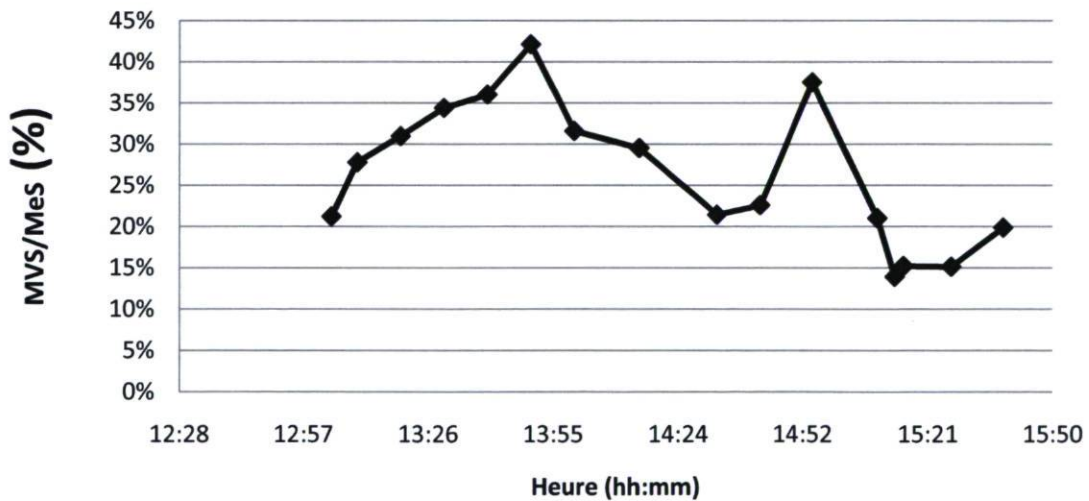
Rapport MVS/MeS à la sortie du bassin d'orage le 25/06/09



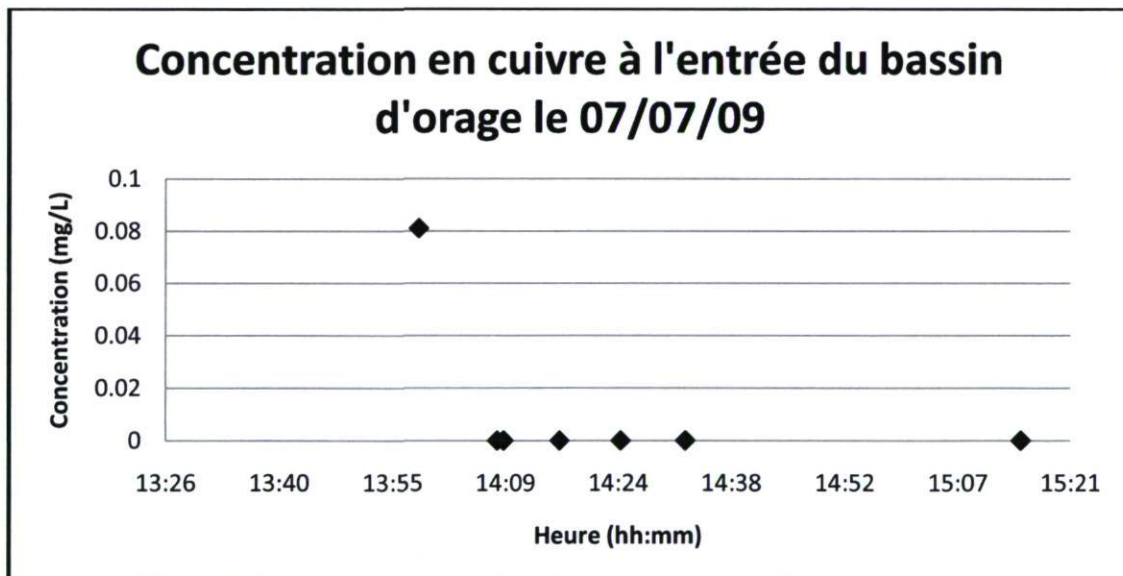
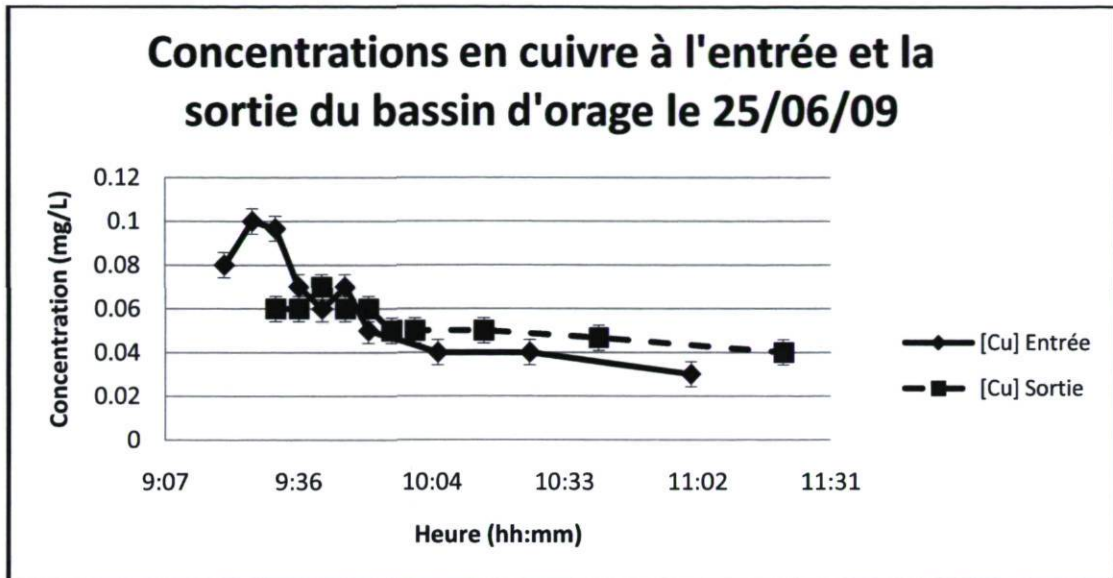
Rapport MVS/MeS à la sortie du bassin d'orage le 22/08/09



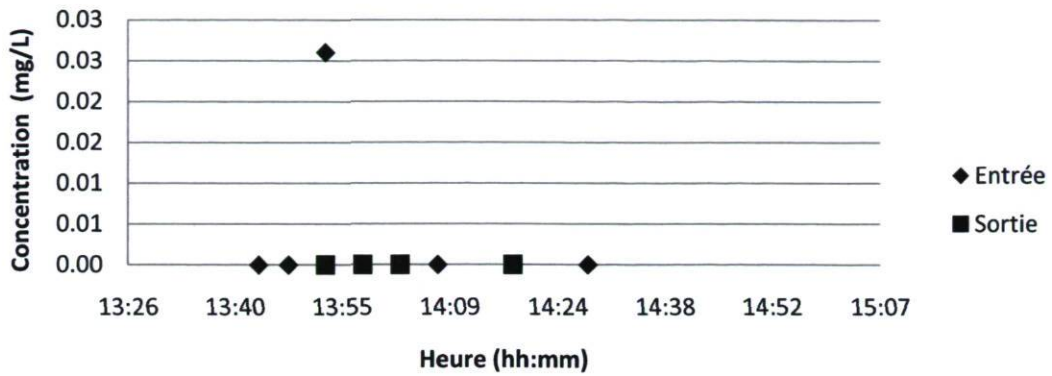
Rapport MVS/MeS à la sortie du bassin d'orage le 23/09/09



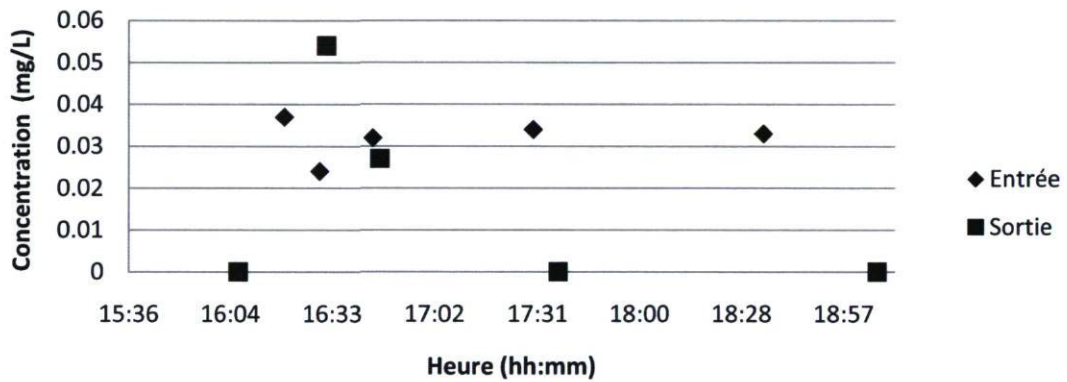
**ANNEXE H - Concentration en métaux (cuivre, zinc et manganèse)
des eaux à l'entrée et la sortie du bassin d'orage**



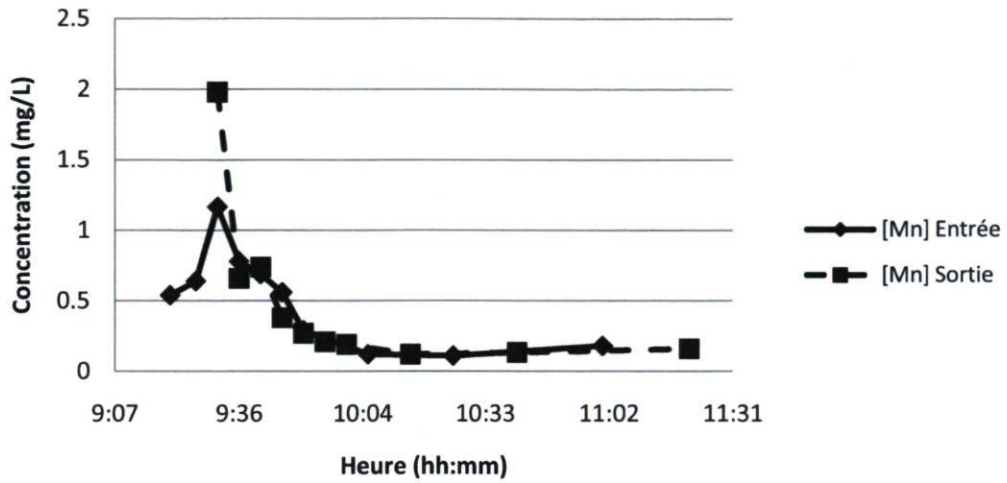
Concentration en cuivre à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 27/07/09



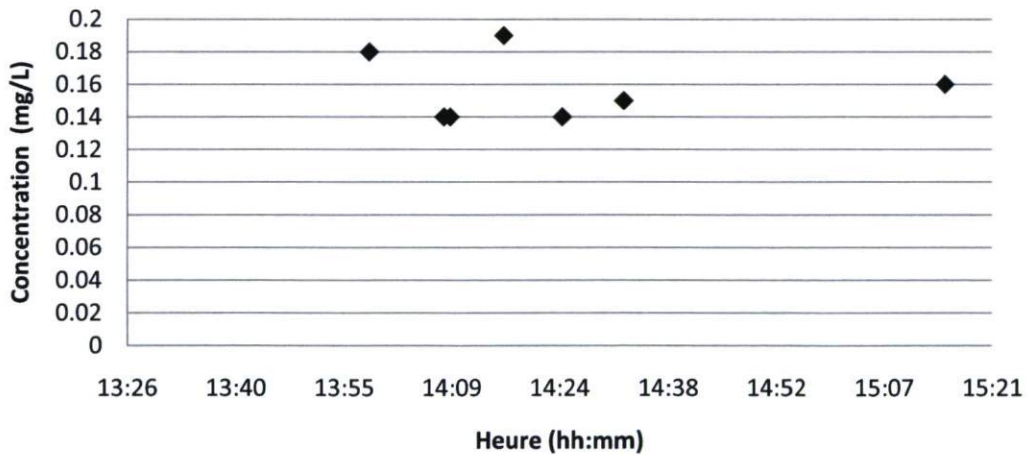
Concentration en cuivre à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 02/08/09



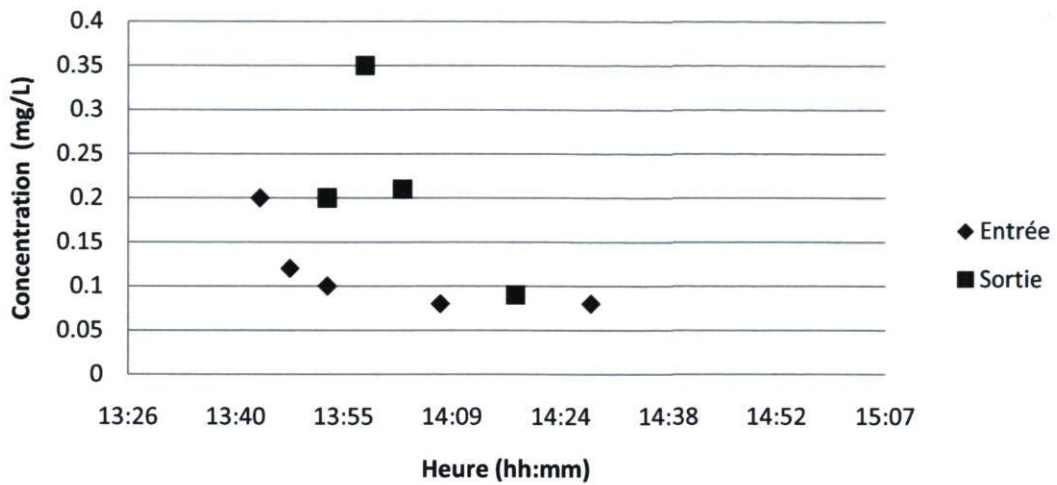
Concentrations en manganèse à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 25/06/09



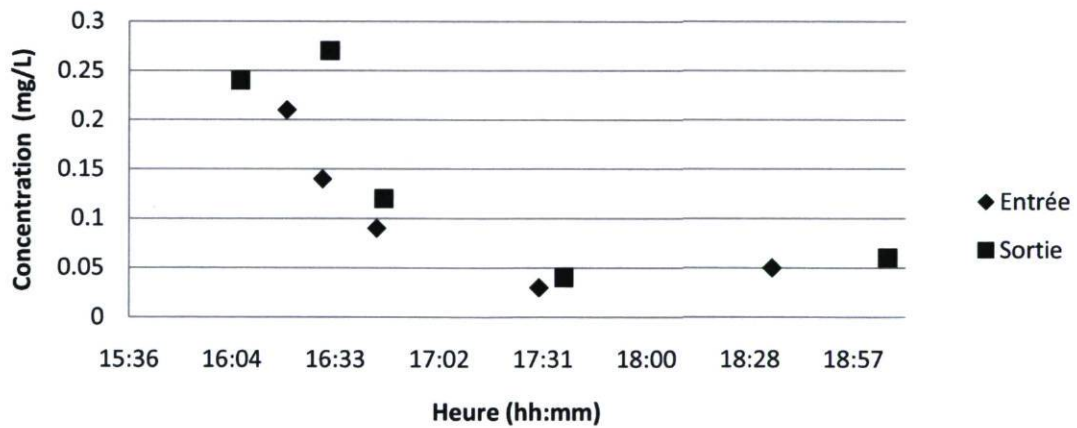
Concentration en manganèse à l'entrée du bassin d'orage le 07/07/09



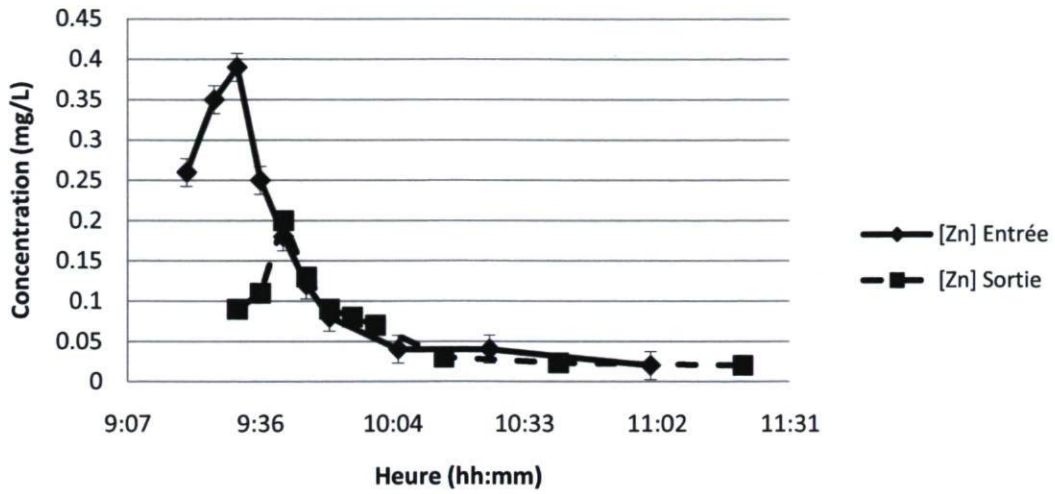
Concentration en manganèse à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 27/07/09



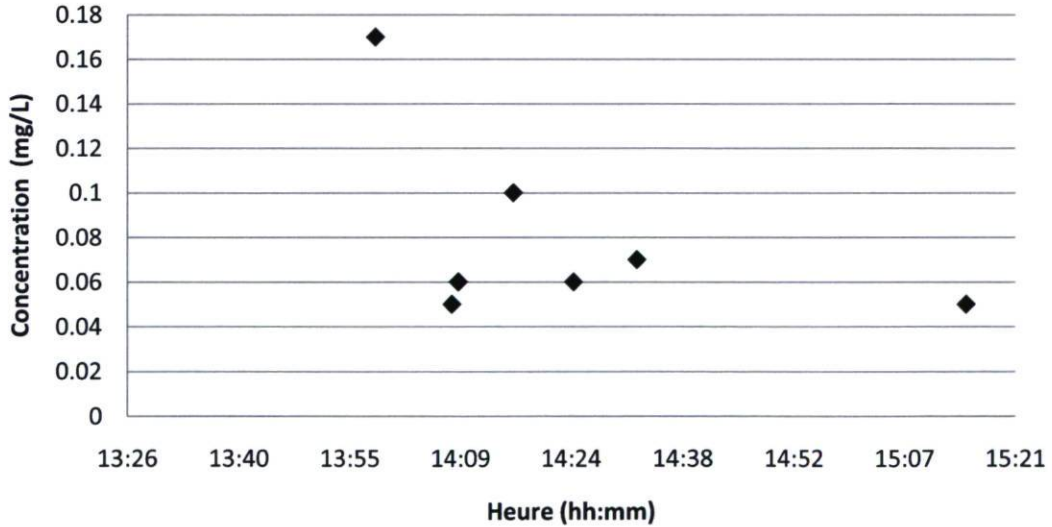
Concentration en manganèse à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 02/08/09



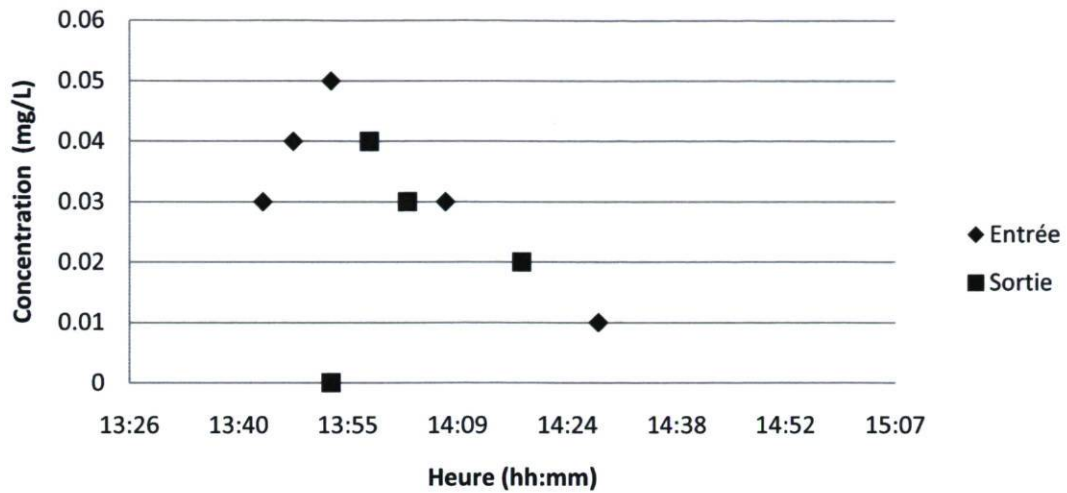
Concentration en zinc à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 25/06/09



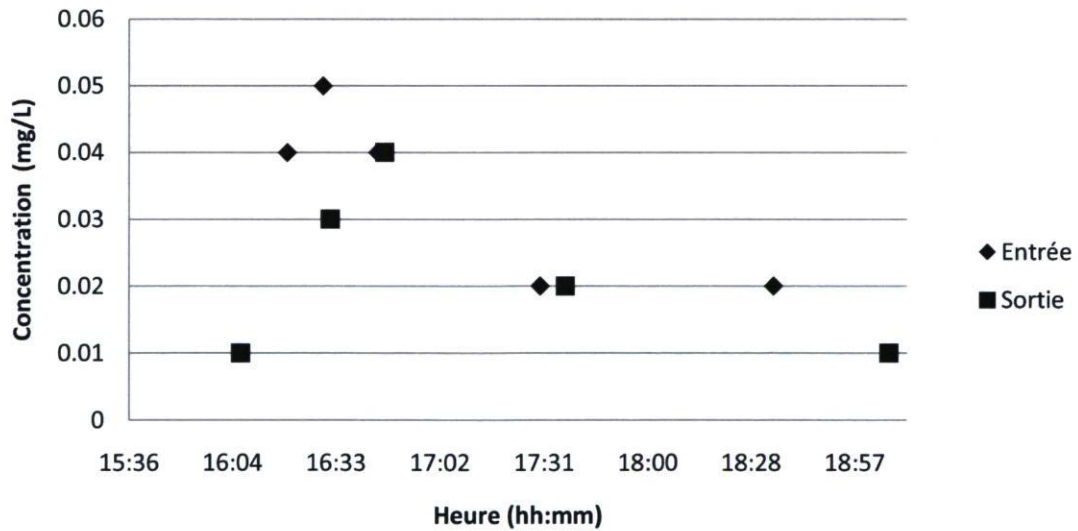
Concentration en zinc à l'entrée du bassin d'orage le 07/07/09



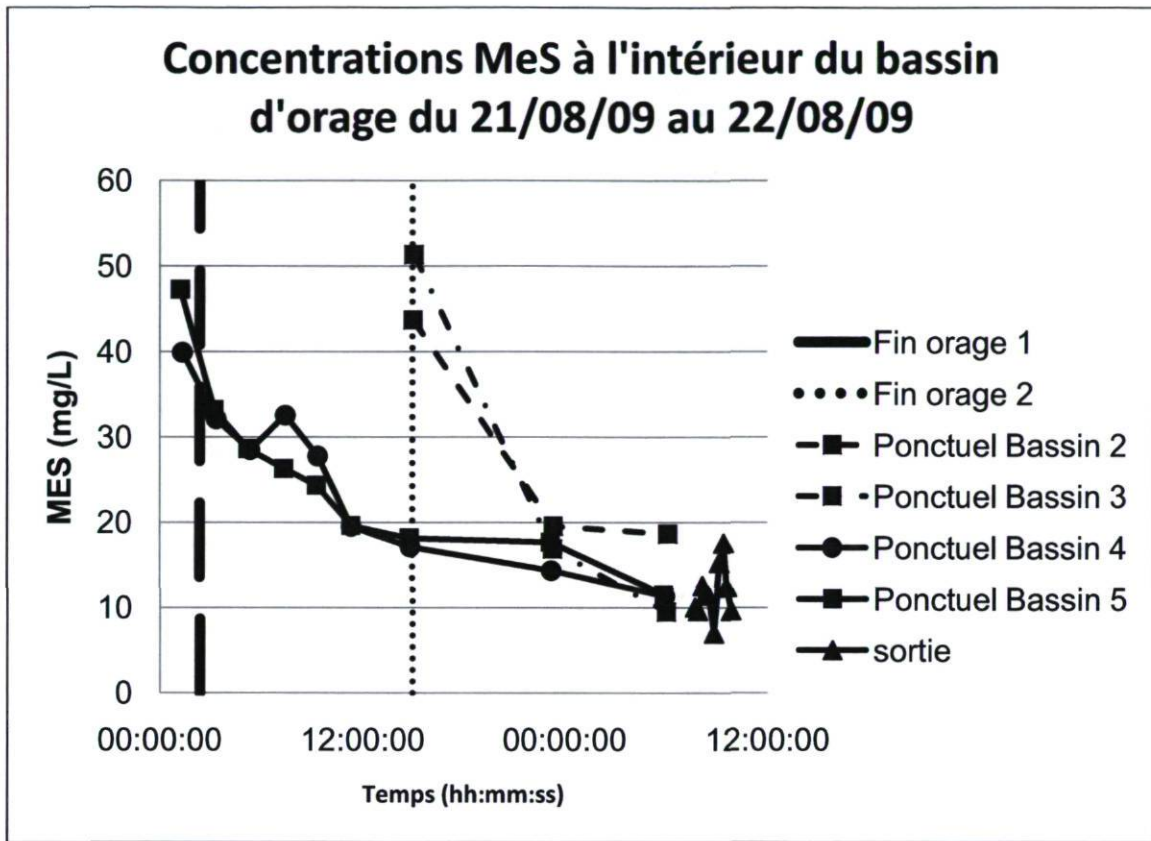
Concentration en zinc à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 27/07/09



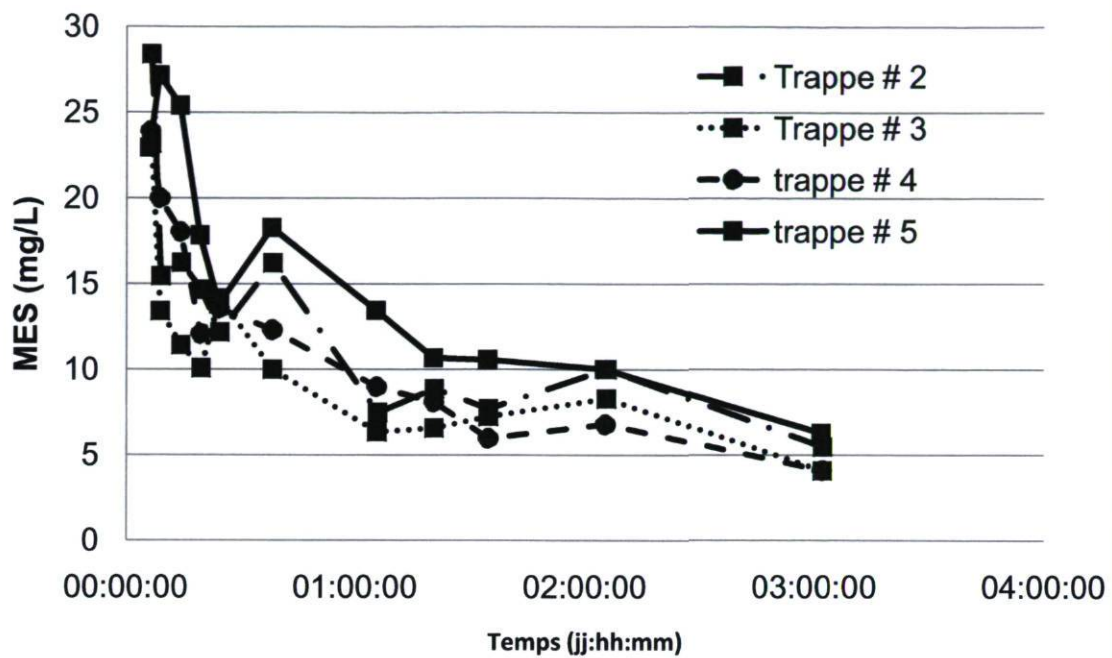
Concentration en zinc à l'entrée et la sortie du bassin d'orage le 02/08/09



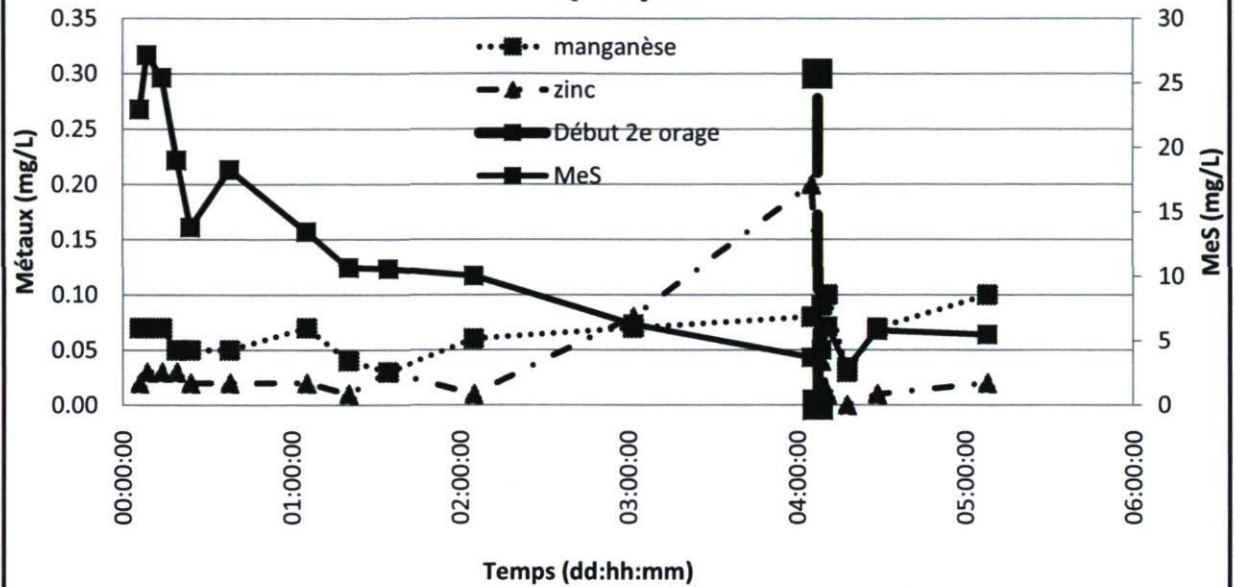
ANNEXE I – Échantillons ponctuels à l'intérieur du bassin lorsque fermé



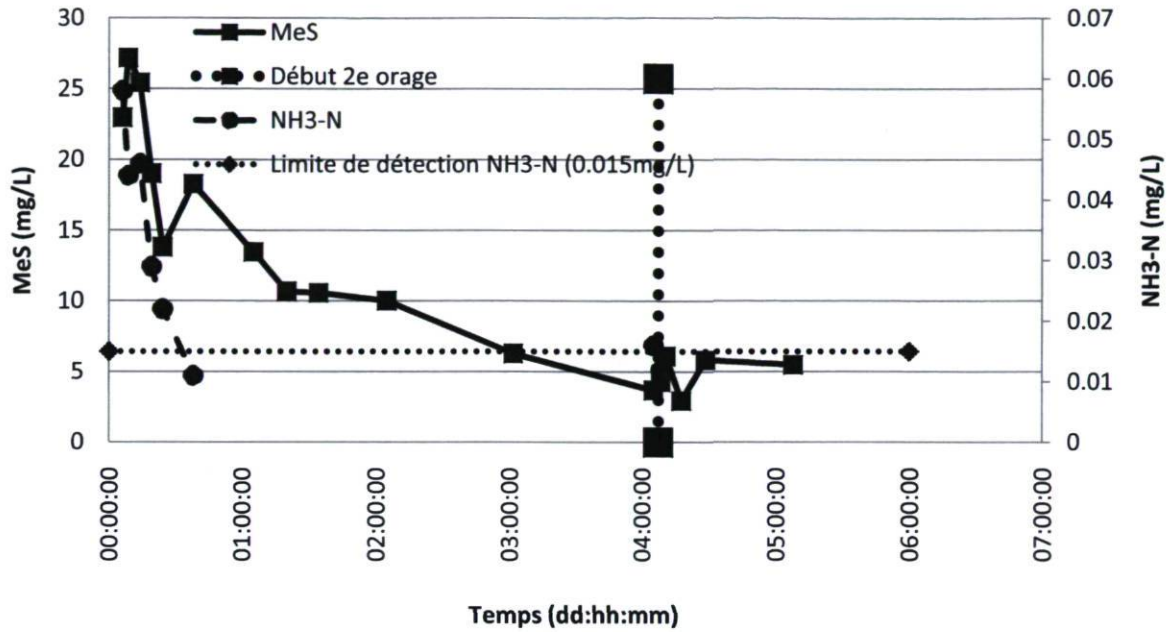
Décantation des MeS dans le bassin d'orage sortie fermée (180909)



Concentrations MeS, manganèse et zinc au point 5 à l'intérieur du bassin d'orage du 18/09/09 au 23/09/09



Concentrations MeS et NH3-N au point #5 du bassin d'orage du 18/09/09 au 23/09/09



ANNEXE J - Résumé des concentrations moyennes et efficacités d'enlèvement

Tableau A- Concentrations moyennes à l'entrée et la sortie du bassin d'orage pour chaque évènement

Date	MeS		Métaux						NH4	
	Entrée	Sortie	Entrée			Sortie			Entrée	Sortie
			Cu	Mn	Zn	Cu	Mn	Zn		
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
13/07/2008	112	86								
28/07/2008	79	77								
06/08/2008	175	138								
18/08/2008	279	276								
14/05/2009	679									
25/06/2009	559	204	0.06	0.4	0.15	0.05	0.35	0.07	0.63	0.44
07/07/2009	139	81	< 0.02	0.17	0.06	< 0.02	0.22	0.04	0.066	0.059
11/07/2009	106									
13/07/2009	61	40								
18/07/2009	51	45	< 0.02	0.08	0.03	< 0.02	0.07	0.03	0.069	0.064
27/07/2009	43	26	< 0.02	0.11	0.04	< 0.02	0.12	0.03		
02/08/2009	35	29	0.02	0.06	0.02	< 0.02	0.08	0.02		
21/08/2009	71	13	< 0.02	0.1	0.04	< 0.02	0.2	0.03	0.053	0.025
21/08/2009	74	13	< 0.02	0.08	0.04	< 0.02	0.2	0.03	0.156	0.025
18/09/2009	79	28	0.02	0.13	0.05	< 0.02	1.09	0.02	0.136	0.011
22/09/2009	62	28	< 0.02	0.13	0.04	< 0.02	1.09	0.02	0.352	0.011

Tableau B- Résumé des concentrations moyennes et efficacités d'enlèvement pour le bassin d'orage avec sortie ouverte

	Unités	Entrée		Sortie		Efficacité d'enlèvement	
		Concentration moyenne	Écart	Concentration moyenne	Écart	Moyenne	Écart
MeS	mg/L	169	33-757	75	17-196	56%	7-78%
Cu Total	mg/L	0.03	<0.02-0.06	<0.02	<0.02-0.05	N/D*	0-17%*
Zn Total	mg/L	0.05	0.02-0.15	0.04	0.02-0.07	20%	0-53%
Mn Total	mg/L	0.14	0.06-0.4	0.17	0.07-0.35	-21%	-33%-13%
dissous	mg/L	<0.02	<0.02-0.08	<0.02	<0.02-<0.02	N/D*	N/D*
Zn dissous	mg/L	0.03	0.02-0.05	0.03	0.02-0.04	-10%	-50%-20%
Mn dissous	mg/L	0.04	0.02-0.07	0.06	0.02-0.12	-50%	-140%-0%
NH3-N	mg/L	0.21	0.066-0.63	0.19	0.059-0.44	10%	7-30%

*N/D : Concentration sous la limite de détection

Tableau C- Résumé des concentrations et masses moyennes et efficacités d'enlèvement pour le bassin d'orage adapté

Campagne	Date		Masse totale à l'entrée	Outlet	% Réduction
				Masse totale à la sortie	
1	08/21/09 – 08/22/09	MeS (g)	24689	5002	80
		Mn (mg)	42.4	92.4	-118
		Zn (mg)	18.5	13.9	25
		NH ₃ -N (mg)	44.3	11.6	74
2	09/18/09 – 09/23/09	MeS (g)	42868	6835	84
		Mn (mg)	77.7	651.8	-739
		Zn (mg)	28.3	12.0	58
		NH ₃ -N (mg)	115.5	6.6	94

Tableau D- Comparaison des efficacités d'enlèvement entre le bassin d'orage avec sortie ouverte et adapté

	% Réduction			
	Bassin d'orage original		Bassin d'orage adapté	
	Moyenne	Écart	Moyenne	Écart
MeS	56	7-78	82	80-84
Zn Total	20	0-53	42	25-58
Mn Total	-21	-33-13	-428.5	-118 to -739
NH₃-N	10	7-30	84	74-94