



RAPPORT PHASE 2

DECANTATION DES REJETS PLUVIAUX URBAINS EN BASSIN DE RETENUE : METROLOGIE, MODELISATION, EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES SEDIMENTS

A. TORRES, J.-L. BERTRAND-KRAJEWSKI

Institut National des Sciences Appliquées (INSA) de Lyon, France
Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale (LGCIE)

Date : 5/09/2007

INTRODUCTION

Les campagnes de mesure effectuées depuis le début des années 1970 sur les réseaux d'assainissement ont montré que de nombreux polluants étaient présents sous forme majoritairement particulaire dans les rejets se produisant par temps de pluie. Les recherches sur les rejets urbains de temps de pluie ont montré que les particules en suspension constituent le principal vecteur des polluants et que la décantation peut être un moyen efficace de traitement (Marsalek *et al.*, 1992 ; Randall, 1982 cité par Matthews *et al.*, 1997 ; Chebbo *et al.*, 2003). Les bassins de retenue se sont imposés au cours des dernières décennies comme des éléments urbains de gestion des effluents de temps de pluie (Aires *et al.*, 2003). Malgré la reconnaissance de l'intérêt de l'étude de la décantation et les efforts déjà réalisés par plusieurs laboratoires de recherche, certaines questions restent encore aujourd'hui à résoudre. Par exemple : Quelle est l'évolution physico-chimique et biologique de la phase particulaire des polluants, et comment la prendre en compte en vue d'une meilleure gestion des bassins de retenue-décantation ? Comment mesurer et modéliser la décantation et les flux de polluants dans des bassins de retenue-décantation pour avoir une représentation aussi réelle que possible des phénomènes, en vue d'une meilleure conception et gestion de ces ouvrages ?

Pour essayer de répondre à ces questions, l'équipe de recherche en Hydrologie Urbaine du laboratoire LGCIE de l'INSA de Lyon a proposé le sujet de thèse « Métrologie et modélisation des flux d'eau et de polluants et de la décantation de la phase particulaire des eaux pluviales en bassin de retenue-décantation ».

A partir des résultats obtenus pendant une première phase financée en partie par la DRAST du Ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer (voir note de synthèse et rapport d'avancement de décembre 2005), une 2^{ème} phase a été réalisée. Ce rapport présente les résultats de l'action de recherche pour la période 2006-2007.

PRESENTATION DU TRAVAIL REALISE

RESUME

Après une première phase du travail financée en partie par la DRAST du Ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer (voir note de synthèse et rapport d'avancement de décembre 2005), une 2^{ème} phase a été réalisée. Dans cette phase trois grands axes ont été développés : (i) Expérimentation : le travail sur les protocoles, et en particulier le protocole VICAS, et les stratégies d'échantillonnage a été poursuivi. L'application de ces stratégies et protocoles a été mise au profit des campagnes de suivi des événements pluvieux, et en particulier ce qui concerne la décantation ; (ii) Analyse et traitement des données : dû à la complexité des phénomènes étudiés et à la grande quantité d'information utilisée, une série de méthodes a été développée, visant à mieux interpréter les résultats obtenus et à mieux utiliser les données existantes ; (iii) Modélisation : les résultats obtenus lors des deux axes préalablement décrits ont été utilisés pour mettre en place (étalonnage/validation) des modélisations hydrodynamiques des phénomènes observés.

Les principaux résultats obtenus lors de cette phase du travail sont les suivants : (i) une forte hétérogénéité des caractéristiques physico-chimiques des sédiments décantés a été observée, rendant difficile toute généralisation ; (ii) des liens possibles entre l'hétérogénéité spatiale des résultats et le comportement hydrodynamique du bassin ont été mis en évidence ; (iii) des modèles hydrodynamiques en 2D et 3D permettent de reproduire les observations et pourraient être utilisés comme outils de gestion de l'ouvrage.

OBJECTIFS DU PROJET

Les quatre objectifs principaux sont :

- 1) Définir, mettre en place et valider un dispositif métrologique expérimental permettant de mesurer les flux de polluants particuliers décantés dans un bassin de retenue-décantation lors des événements pluvieux.
- 2) A partir d'une étude bibliographique approfondie des modèles antérieurs et des données expérimentales acquises sur site, mettre au point, tester et valider un (ou plusieurs) modèles de

décantation en 3D, permettant 1) de mieux définir la métrologie (emplacement et fréquence des échantillonnages, etc.) et 2) de reproduire les observations.

- 3) Après calage et validation du modèle, évaluer son aptitude à la prévision et au calcul du rendement de décantation de l'ouvrage.
- 4) Etudier l'évolution physique, chimique et biologique des polluants particuliers après décantation et leur traitabilité ultérieure.

OBJECTIFS DE LA PHASE 2 ET ETAT D'AVANCEMENT

- définition des protocoles et des stratégies d'échantillonnage dans le fond du bassin afin de suivre l'évolution physico-chimique et biologique des polluants : cet objectif a été totalement réalisé.
- validation finale du protocole VICPOL de mesures des vitesses de chutes des polluants, avec prise en compte des incertitudes de mesure : le protocole VICAS a été privilégié pendant la recherche pour plusieurs raisons : (i) le protocole VICAS est le protocole français de référence, pour lequel il existe une vaste expérience rapportée dans la littérature ; (ii) ce protocole est plus adapté à notre étude (vitesse de chute des MES et non des autres polluants) ; (iii) le protocole VICAS fournit des courbes de vitesses de chute plus précises (chaque courbe est définie par minimum 10 points, au lieu de 5 pour le protocole VICPOL. Une étude plus approfondie sur le protocole VICAS, comprenant l'étude des incertitudes, son applicabilité et sa fiabilité pour le cas des sédiments déposés au fond d'un bassin de retenue, ainsi que ses modes opératoires, a donc été réalisée.
- modélisation hydraulique 2D et 3D complète du bassin : cet objectif a été totalement réalisé.
- campagnes de suivi des événements pluvieux et de la décantation, ainsi que premières campagnes de suivi de l'évolution physico-chimique et biologique des polluants : cet objectif a été totalement réalisé.
- analyse préliminaire de l'hétérogénéité des caractéristiques des sédiments décantés au fond de l'ouvrage : cet objectif a été totalement réalisé.

SITE EXPERIMENTAL

Le bassin de retenue-infiltration Django Reinhardt a été construit en 1975 par la Communauté Urbaine de Lyon pour recueillir les eaux pluviales de la zone industrielle de Chassieu (185 ha). Il a été

réaménagé successivement en 1985, en 2002 et en 2004. Il est composé de deux sous-bassins reliés par une canalisation de 60 cm de diamètre : un sous-bassin de retenue-décantation qui sert de pré-traitement à l'amont du sous-bassin d'infiltration. Le radier du sous-bassin de retenue-décantation est revêtu d'une couche de bitume assurant son étanchéité et possède une cunette d'environ 2 m de largeur et 20 cm de profondeur permettant l'écoulement des débits de temps sec (rejets autorisés d'eaux de refroidissement de certains établissements de la zone industrielle).

Les parois du bassin sont des talus naturels inclinés recouverts d'un film plastique étanche. Le volume du sous-bassin de retenue-décantation est de 32200 m³ et sa surface au sol de 11302 m². Les effluents arrivent dans l'ouvrage par deux collecteurs circulaires de 1.6 m de diamètre (entrées 1 et 2 sur la Figure 1). Pour favoriser la décantation, un muret a été construit en 2004. Les eaux supposées être moins chargées après décantation s'écoulent à travers trois orifices pour être vidangées vers le sous-bassin d'infiltration avec un débit maximal de 350 L/s (Bardin et Barraud, 2004).

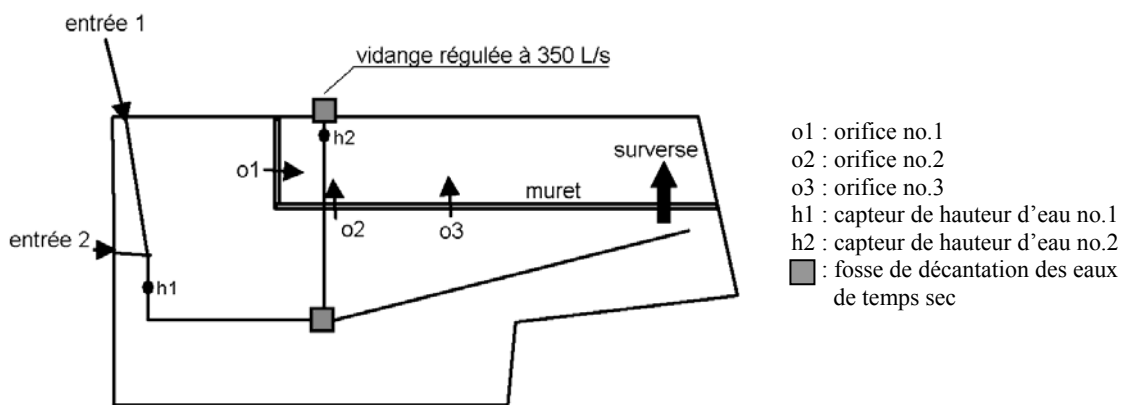


Figure 1. Schéma simplifié du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt (vue de dessus)

MÉTHODOLOGIE

- Expérimentation : (i) protocoles et stratégies d'échantillonnage au fond du bassin (annexe 1) ; (ii) étude détaillée du protocole VICAS (annexe 2) ; (iii) campagnes de suivi des événements pluvieux et de la décantation (annexe 3) ; (iv) mesurages en continu (annexe 4).

- Analyse et traitement des données et des résultats expérimentaux : (i) hétérogénéité des caractéristiques des sédiments décantés au fond de l'ouvrage (annexe 5) ; (ii) exploitation des données en continu (annexe 6).

- Modélisation des flux : (i) modélisation 2D (annexe 7) ; (ii) modélisation 3D (annexe 8).

CHRONOGRAMME D'ACTIVITES

ACTIVITES		2005	2006												2007								
		D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	
Expérimentation	protocoles et stratégies d'échantillonnage		X	X				X			X	X		X									
	étude du protocole VICAS	X	X	X			X		X	X				X	X			X		X	X		
	campagnes				X	X													X	X			
	mesurages en continu	X	X	X	X			X							X	X		X					
Analyse et traitement des données et des résultats expérimentaux	hétérogénéité des caractéristiques des sédiments décantés						X			X							X		X				
	exploitation des données en continu				X	X		X			X		X		X	X		X		X		X	X
Modélisation	modélisation 2D	X			X	X	X		X			X	X	X			X		X	X	X	X	X
	modélisation 3D				X						X	X			X	X		X				X	

CONCLUSIONS

Des protocoles et des stratégies d'échantillonnage au fond du bassin ont été étudiés, mis au point et établis. Des campagnes de suivi des événements pluvieux et de la décantation ont été effectuées suivant ces protocoles et ces stratégies d'échantillonnage. Les résultats montrent une hétérogénéité importante des caractéristiques pour un même événement pluvieux à différents emplacements. Des simulations hydrodynamiques montrent des liens possibles entre l'hétérogénéité spatiale des résultats et le comportement hydrodynamique du bassin lors des événements pluvieux.

Une série de méthodes ont été développées afin d'exploiter les données en continu disponibles. Après une étude des technologies plus récentes de mesurage en continu, la spectrométrie UV-visible apparaît comme une technologie appropriée aux conditions expérimentales et opérationnelles propres des réseaux d'assainissement. Une méthode pour étalonner un capteur UV-visible a été développée. Ceci apporte une perspective intéressante pour améliorer l'acquisition des données en termes de précision et fiabilité.

Les résultats expérimentaux et les données en continu ont servi au travail d'étalonnage/validation de modèles hydrodynamiques en 2D (code Rubar20) et 3D (logiciel Fluent). Les résultats de comparaison entre les résultats numériques et expérimentaux montrent la capacité des modèles à reproduire les observations. Les valeurs des paramètres retenues après la phase de calage et utilisées pour la vérification des résultats issus de la modélisation de l'hydrodynamique seront conservées pour simuler, dans une étape ultérieure, les processus de décantation au sein de l'ouvrage. Les résultats des simulations seront ensuite confrontés i) aux données disponibles de turbidité (corrélée aux concentrations en matières en suspension) ou provenant des spectromètres UV-visibles installés en entrée et sortie d'ouvrage, ii) à la localisation des zones de dépôt et iii) aux flux de sédiments décantés estimés au moyen de 12 pièges à sédiments placés en fond de bassin. L'objectif final est de proposer des améliorations de conception et de gestion des bassins de retenue-décantation d'eau pluviales.

REFERENCES

- Abdi, H. (2003). Partial least squares (PLS) regression. In: *Encyclopedia of social sciences research methods*. M. Lweis-Beck, A. Bryman, T. Futing (eds). Thousand Oaks, CA (USA): Sage, 7p.
- Adamsson Å., Stovin V., Bergdahl L. (2003). Bed shear stress boundary condition for storage tank sedimentation. *Journal of Environmental Engineering*, 129(7), 651-658.
- Aires N., Chebbo G., Tabuchi J.-P., Battaglia P. (2003). Dépollution des effluents urbains de temps de pluie en bassins de stockage-décantation. *TSM*, 12, 70-86.
- Aji S., Tavolaro S., Lantz F., Faraj A. (2003). Apport du bootstrap à la régression PLS : application à la prédiction de la qualité des gazoles. *Oil & Gas Science and Technology*, 58(5), 599-608.
- Bardin J.-P., Barraud S. (2004). *Aide au diagnostic et à la restructuration du bassin de rétention de Chassieu*. INSA de Lyon - URGC Hydrologie Urbaine. Villeurbanne (France) : Rapport pour le compte de La Direction de l'Eau du Grand Lyon, juin 2004, 62 p.
- Bertrand-Krajewski J.-L. (2004). TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables. *Water Science and Technology*, 50(11), 81-88.
- Bertrand-Krajewski J.-L. (2001). *Détermination des vitesses de chute des polluants en phase particulière des rejets urbains par ajustement numérique de la courbe M(t) pour le protocole VICTOR*. Villeurbanne (France): INSA de Lyon - URGC Hydrologie Urbaine, rapport de recherche, mars 2001, 63 p.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Bardin J.-P. (2002). Uncertainties, performance indicators and decision aid applied to stormwater facilities. *Urban Water*, 4(2), 163-179.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Laplace D., Joannis C., Chebbo G. (2000). *Mesures en hydrologie urbaine et assainissement*. Paris (France): Technique et Documentation, juin 2000, 794 p. ISBN 2-7430-0380-4.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Winkler S., Saracevic E., Torres A., Schaar H. (2007). Uncertainties of laboratory and in sewer measurements of COD in raw sewage. *Proceedings of Novatech 2007*, Lyon, France, 24-27 June, vol 3, 1433-1440.
- Cemagref (2004). *Logiciel Rubar 20. Notice d'emploi*. Lyon (France) : Cemagref, Département Gestion des Milieux Aquatiques, Unité de Recherches Hydrologie-Hydraulique, Mai 2004, 64 p.
- Chancelier J.P., Chebbo G., Lucas-Aiguier E. (1998). Estimation of settling velocities. *Water Research*, 32(11), 3461-3471.
- Chebbo G. (1992). *Solides des rejets pluviaux urbains - Caractérisation et traitabilité*. Thèse de doctorat : Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris (France), 400 p. + annexes.
- Chebbo G., Bertrand-Krajewski J.-L., Gromaire M.-C., Aires N. (2003). Répartition des polluants des eaux urbaines par classes de vitesses de chute. Partie A : description des protocoles de mesure. *TSM*, 12, 50-58. ISSN 0299-7258.
- Dantas Filho H. A., de Souza E. S., Visani V., de Barros S. R., Saldanha T. C., Araújo M. C., Galvao R. K. (2005). Simultaneous Spectrometric Determination of Cu²⁺, Mn²⁺ and Zn²⁺ in Polivitaminic/Polimineral Drug Using SPA and GA Algorithms for Variable Selection. *J. Braz. Chem. Soc.*, 16(1), 58-61.
- Filzmoser P., Reimann C., Garrett R.G. Multivariate outlier detection in exploration geochemistry. *Computers and Geosciences*, Vol. 31, pp. 579-587, 2005.
- Gromaire M.C., Chebbo G. (2003). *Mesure de la vitesse de chute des particules en suspension dans les effluents urbains, protocole VICAS, manuel de l'utilisateur*. CEREVE, novembre 2003, 70 p.
- Gromaire M.-C., Saad M., Chebbo G. (2003). Répartition des polluants des eaux urbaines par classes de vitesses de chute. Partie B : analyse des méthodes de mesure. *TSM*, 12, 59-68.
- Gruber G., Bertrand-Krajewski J.-L., de Bénédictis J., Hochedlinger M., Lettl W. (2006). Practical aspects, experiences and strategies by using UV/VIS sensors for long-term sewer monitoring. *Water Practice and Technology* (paper doi10.2166/wpt.2006.020), 1(1), 8 p.
- Hochedlinger M. (2005). *Assessment of combined sewer overflow emissions*. PhD thesis: Faculty of Civil Engineering, University of Technology Graz (Austria), June 2005, 174 p. + annexes.

- Langergraber G., Fleischmann N., Hofstädter F. (2003). A multivariate calibration procedure for UV/VIS spectrometric quantification of organic matter and nitrate in wastewater. *Water Science and Technology*, 47(2), 63-71.
- Marsalek J., Watt W.E., Henry D. (1992). Retrofitting stormwater ponds for water quality control. *Water Poll Res J. Canada*, 27(2), 403-422.
- Matthews R.R., Watt W.E., Marsalek J., Crowder A.A., Anderson B.C. (1997). Extending retention times in a stormwater pond with retrofitted baffles. *Water Quality Research Journal of Canada*, 32(1), 73-87.
- NF ENV 13005 (1999). *Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure*. Paris (France): AFNOR, 113 p. (Guide for the expression of measurement uncertainties – in French).
- Pebesma, E.J. (2005). *The gstat Package, uni- and multivariable geostatistical modelling, prediction and simulation*. Version 0.9-21, 2005/03/29.
- R Development Core Team (2006). R: A language and environment for statistical computing. Vienna (Austria): R Foundation for Statistical Computing, ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org>
- Rousseeuw P.J., van Driessen K. (1999). A fast algorithm for the minimum covariance determinant estimator. *Technometrics*, 41, 212-223.
- Stovin V.R. (1996). *The prediction of sediment deposition in storage chambers based on laboratory observations and numerical simulations*. PhD thesis: University of Sheffield, UK.
- Stovin V.R., Saul A.J., Drinkwater A., Clifford I. (1999). Field testing CFD-based predictions of storage chamber gross solids separation efficiency. *Water Science and Technology*, 39(9), 161-168.
- Ta C. T. (1999). Computational fluid dynamic model of storm tank. *Proceedings of the 8th Int. Conf. Urban Storm Drainage*, Sydney, Australia, 30 Aug.-3 Sept., 3, 1279–1286.
- Tenenhaus M. (1998). *La régression PLS, théorie et pratique*. Paris (France): Technip, 254 p.
- Tu S.T. (1998). Stochastic modelling and error correlation in dynamic financial analysis. In: *Casualty Actuarial Society Forum, 1998 Seminar on Dynamic Financial Analysis*. Marriott Copley Place, Boston, Massachusetts (USA), July 13-14, 207-219.
- VCCL (2005). *Partial Least Squares Regression (PLSR)*. Virtual Computational Chemistry Laboratory. <http://146.107.217.178/lab/pls/>
- Williamson J.H. (1968). Least-squares fitting of a straight line. *Canadian Journal of Physics*, 46, 1845-1847.
- York D. (1966). Least-squares fitting of a straight line. *Canadian Journal of Physics*, 44, 1079-1086.

COMMUNICATIONS REALISEES SUR LA THEMATIQUE

- Torres A., Bertrand-Krajewski J.-L. (2007). Distribution of settling velocities of particles in urban stormwater: assessment and uncertainties of the Vicas protocol. Proceedings of the 32th IAHR Congress, Venice, Italy, 1-6 July 2007, 9 p.
- Torres A., Hasler M., Bertrand-Krajewski J.-L. (2007). Spatial heterogeneity and inter-event variability of sediment settling distributions in a stormwater retention tank. Proceedings of Novatech 2007, Lyon, France, 24-27 June, vol 2, 673-680. ISBN 2-9509337-8-5.
- Torres A., Lipeme Kouyi G., Bertrand-Krajewski J.-L., Paquier A. (2007). Modélisation 2D de l'hydrodynamique dans un bassin de retenue d'eau pluviale. Actes des 25èmes Rencontres Universitaires de Génie Civil, AUGC, Bordeaux, France, 23-25 mai 2007, 8 p.
- Torres A., Bertrand-Krajewski J.-L. (2006). Amélioration des algorithmes d'étalonnage d'un spectromètre UV-visible pour le mesurage in situ en continu des polluants dans les effluents urbains. Actes des 24èmes Rencontres Universitaires de Génie Civil, AUGC, La Grande Motte, France, 1-2 juin 2006, 8 p.
- Torres A., Bertrand-Krajewski J.-L. (2006). De l'estimation en continu de la DCO par spectrométrie UV-visible. Actes du 2° Séminaire Scientifique de l'OTHU, Lyon, France, 25 janvier 2006, 119-134.
- Torres A., Hasler M., Bertrand-Krajewski J.-L. (2006). Hétérogénéité spatiale et événementielle des vitesses de chute des sédiments décantés dans un bassin de retenue d'eau pluviale. Actes des 2° Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine "JDHU 2006", Nantes, France, 17-18 octobre 2006, 59-67.

ANNEXE 1

Protocoles et stratégies d'échantillonnage dans le fond du bassin

1-1 Stratégies d'échantillonnage dans le fond du bassin

La collecte d'échantillons des solides décantés est effectuée au moyen de pièges à sédiments placés au fond du bassin. A partir de résultats préliminaires de modélisation hydraulique, l'emplacement de 12 pièges a été déterminé en fonction des zones de recirculation, des vitesses d'écoulement et de l'accumulation antérieure des sédiments observée dans le bassin. Les pièges sont numérotés en fonction de leur altitude NGF (les numéros augmentent avec les altitudes) sur la surface du bassin. Chaque piège à sédiment est composé de trois bacs plastiques avec des structures en nid d'abeille de manière à réduire des remises en suspension des particules. Les pièges sont fixés au fond du bassin au moyen de barres de fer (Figure 1-1).

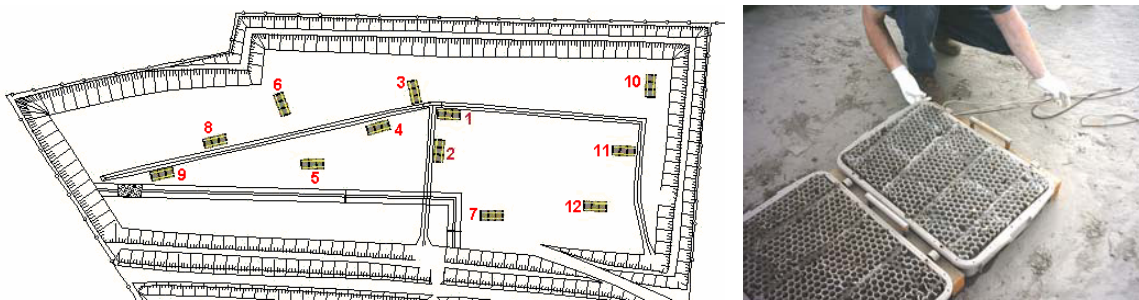


Figure 1-1. Emplacements des 12 pièges à sédiments et collecte des échantillons

Pour chaque événement pluvieux à étudier, le protocole d'échantillonnage conçu comprend 3 étapes : (i) avant l'évènement pluvieux : mise en place des pièges à sédiments au fond du bassin sur les 12 endroits prévus avant l'évènement pluvieux ; (ii) quelques heures après l'évènement pluvieux : analyses physico-chimique d'une partie des sédiments (eau et sédiments) piégés. Les sédiments restants sont laissés à côté du bassin, protégés de la montée des eaux lors d'évènements ultérieurs ; (iii) 1, 2 et/ou 6 mois après l'évènement pluvieux : analyses physico-chimique sur les sédiments laissés de côté afin de constater leur évolution post-décantation.

Les analyses physico-chimiques comprennent : (i) analyse de la granulométrie au moyen d'un granulomètre laser Hydro 2000G ; (ii) détermination des distributions de vitesses de chute au moyen du protocole VICAS (Gromaire *et al.*, 2003) ; (iii) essais de siccité : matières sèches et volatiles (laboratoire d'analyse externe) ; (iv) détermination des métaux : Cadmium total, Cuivre total, Plomb total, Zinc total (laboratoire d'analyse externe) ; (v) détermination des éléments traces organiques : Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), Polychlorobiphényles (PCB) (laboratoire d'analyse externe).

1-2 Le protocole VICAS

Le protocole VICAS (Gromaire et Chebbo, 2003) développé pour les solides en suspension présents dans les eaux de pluie est fondé sur le principe de la suspension homogène, sous l'hypothèse que les particules décantent de manière indépendante les unes des autres, sans former d'agrégats et sans diffusion. Le mesurage est effectué en laboratoire dans une colonne de sédimentation en plexiglas (hauteur = 645 mm, diamètre = 70 mm). Les solides ayant décanté à différents temps t prédéfinies sont récupérés manuellement en bas de la colonne de sédimentation dans des coupelles en aluminium. Après séchage et pesage des masses contenues dans chaque coupelle, l'évolution de la masse cumulée

des solides décantés en fonction du temps $M(t)$ est déterminée. Une analyse théorique du processus de décantation dans la colonne amène à exprimer $M(t)$ selon l'équation suivante :

$$M(t) = S(t) + t \frac{dM(t)}{dt} \quad \text{Eq. 1-1}$$

avec $M(t)$ la masse accumulée de particules ayant décanté en bas de la colonne après la durée t , $S(t)$ la masse accumulée de particules décantées en bas de la colonne après la durée t avec une vitesse de chute supérieure à H/t avec H la hauteur d'eau dans la colonne (Chebbo, 1992; Chancelier *et al.*, 1998).

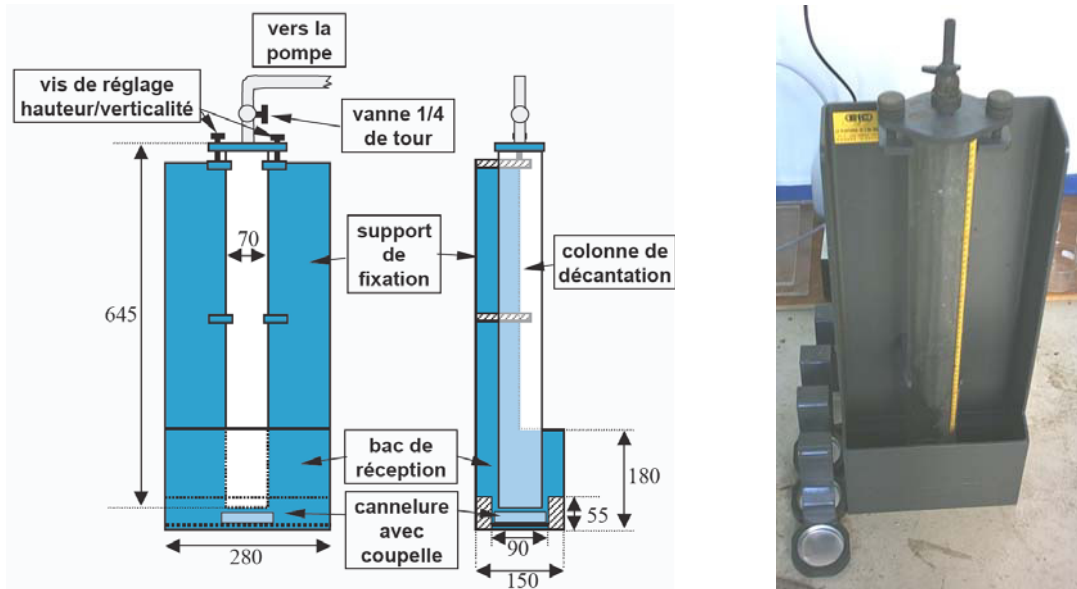


Figure 1-2. Schéma (gauche, Chebbo *et al.*, 2003) et photo (droite, A. Torres) du protocole VICAS

Le protocole permet de déterminer la fonction $S(t)$ et de la transformer de manière à obtenir une fonction $F(V_s)$ représentant la distribution de la fraction cumulée F de masse totale de particules décantées avec une vitesse inférieure à V_s :

$$F(V_s) = 100 \left(1 - \frac{S(t)}{M_{dec} + M_{fin}} \right) \quad \text{Eq. 1-2}$$

avec M_{dec} la masse totale de particules ayant décanté dans la colonne à la fin de l'expérience et M_{fin} la masse de particules qui reste dans la colonne à la fin de l'expérience, avec

$$S(t) = M(t) - t \frac{dM(t)}{dt} \quad \text{Eq. 1-3} \quad \text{et} \quad V_s = \frac{H}{t} \quad \text{Eq. 1-4}$$

ANNEXE 2

Etude détaillée du protocole VICAS

Le protocole VICAS (Gromaire et Chebbo, 2003) (voir annexe 1) permet de déterminer l'évolution de la masse cumulée des solides décantés en fonction du temps $M(t)$. L'objectif du mesurage est de déterminer la courbe $F(V_s)$ indiquant la fraction cumulée F de la masse totale de particules ayant une vitesse de chute inférieure ou égale à V_s , à partir de l'Eq. 2-1 :

$$F(V_s) = 100 \left(1 - \frac{S(t)}{M_{dec} + M_{fin}} \right) \quad \text{Eq. 2-1}$$

avec $S(t) = M(t) - t \frac{dM(t)}{dt}$, $V_s = \frac{H}{t}$, M_{dec} la masse totale décantée et M_{fin} la masse résiduelle dans la colonne à la fin du mesurage. Bertrand-Krajewski (2001) a proposé de représenter la courbe $M(t)$ par une fonction à trois paramètres b , c et d selon l'Eq. 2-2 :

$$M(t) = \frac{b}{1 + \left(\frac{c}{t}\right)^d} \quad \text{Eq. 2-2}$$

La grandeur $F(V_s)$ est donc déterminée à partir des six grandeurs t , b , c , d , M_{dec} et M_{fin} par la relation fonctionnelle :

$$F(V_s) = f_F(t, b, c, d, M_{dec}, M_{fin}) = 1 - \frac{b \left(1 + (1-d) \left(\frac{c}{t}\right)^d \right)}{\left(1 + \left(\frac{c}{t}\right)^d \right)^2 (M_{dec} + M_{fin})} \quad \text{Eq. 2-3}$$

L'incertitude type de $F(V_s)$ peut être calculée à partir de la loi de propagation des incertitudes :

$$u^2(F(V_s)) = \sum_{i=1}^6 \left(\frac{\partial f_F}{\partial x_i} \right)^2 u^2(x_i) + 2 \sum_{i=1}^5 \sum_{j=i+1}^6 \frac{\partial f_F}{\partial x_i} \frac{\partial f_F}{\partial x_j} u(x_i, x_j) \quad \text{Eq. 2-4}$$

Avec $u(x_i)$ l'incertitude type estimée de la variable x_i ; $u(x_i, x_j)$ la covariance estimée entre x_i et x_j , et avec $x_1=b$; $x_2=c$; $x_3=d$; $x_4=t$; $x_5=M_{dec}$; $x_6=M_{fin}$. Toutes les dérivées partielles sont évaluables de manière analytique. Pour évaluer l'incertitude type $u(F(V_s))$ il est nécessaire de connaître les grandeurs t , b , c , d , M_{dec} et M_{fin} , et leurs incertitudes respectives. Les incertitudes des grandeurs t , M_{dec} et M_{fin} sont évaluables à partir de mesurages répétés. Par contre, les incertitudes des paramètres b , c et d ne sont pas évaluables directement. Pour résoudre ce problème, nous avons utilisé la méthode de Monte-Carlo dans un code de calcul développé sous MatLab et appelé UVICAS.

Gromaire et Chebbo (2003) ont proposé le calcul d'un bilan de masse pour évaluer le qualité des résultats issus des mesurages effectués en suivant le protocole VICAS. Ceci avait pour objectif la détection de pertes de particules qui pourraient générer des biais ou des erreurs dans le résultat final. Ce bilan repose sur la comparaison entre la masse initiale introduite dans la colonne, d'une part, et la somme de M_{dec} (masse totale de particules ayant décanté dans la colonne à la fin de l'expérience) et M_{fin} (masse de particules qui reste dans la colonne à la fin de l'expérience), d'autre part. Cependant, ce bilan de masse est difficile à calculer (la masse initiale dans la colonne ne peut pas être mesurée directement), et pas exhaustive. Il a été décidé d'élargir cette approche de manière à prendre en compte toutes les particules impliquées dans l'expérience. En plus de M_{dec} et M_{fin} définies avant, les masses suivantes ont été définies :

M_{ini}	masse initiale total dans le sceau contenant l'échantillon à être versé dans le bac de réception
M_{br}	masse totale de particules qui reste dans le bac de réception à la fin de l'expérience
M_{hom}	masse totale de particules perdue par déposition sur le mélangeur utilisé pour homogénéiser

M_s l'échantillon dans le seau avant d'être versé dans le bac de réception
 masse totale de solides qui restent dans le seau après que l'échantillon soit versé dans le bac de réception.

M_{hom} et M_s sont déterminés après un méticuleux rinçage de tout le matériel avec de l'eau distillée. Le bilan de masse est donc calculé selon l'équation suivante :

$$M_{ini} = M_{dec} + M_{fin} + M_{br} + M_{hom} + M_s + \Delta \quad \text{Eq. 2-5}$$

avec Δ l'erreur dans le bilan de masse.

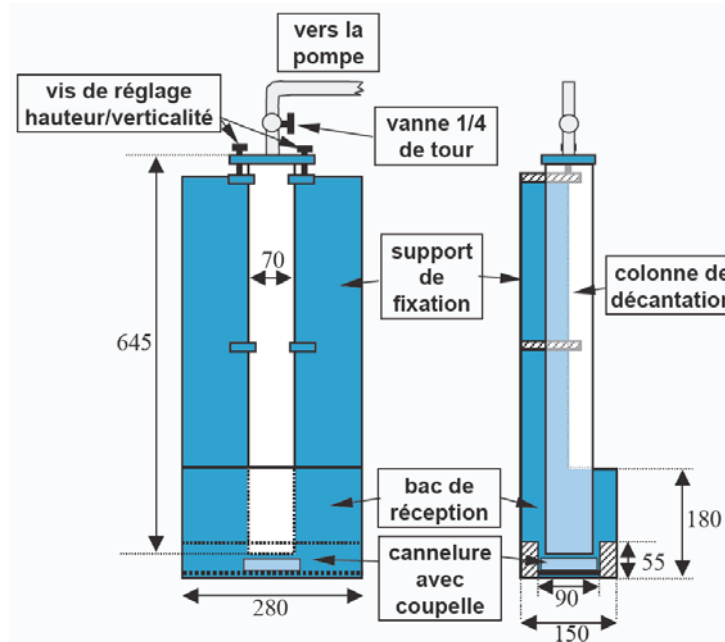


Figure 2-1. Schéma du protocole VICAS (Chebbo *et al.*, 2003)

Des tests de bilan de masse ont été réalisés avec différents échantillons collectés dans le bassin de retenue Django Reinhardt à différentes concentrations. Les résultats sont montrés dans le Tableau 2-1. Le bilan de masse est satisfaisant, avec des erreurs entre 3 et 5 %. Cependant, on observe que les concentrations de particules sont inférieures dans la colonne de décanation que dans le bac de réception. En effet, la plupart de la masse totale initiale de particules est divisée entre le bac de réception M_{br} (plus de 54 %) et la masse décanée M_{dec} (plus de 23 %). Les concentrations de masse pour l'échantillon initial (M_{ini}) et pour l'échantillon contenu dans la colonne au début de l'expérience ($M_{dec}+M_{fin}$) ont été calculées. Le Tableau 2-2 montre les concentrations obtenues.

Tableau 2-1. Résultats des tests de bilan de masse

	Test 1		Test 2		Test 3	
	Masse (mg)	% M_{ini}	Masse (mg)	% M_{ini}	Masse (mg)	% M_{ini}
M_{dec}	3481.2	32 %	1663.9	23 %	83.5	24 %
M_{fin}	87.0	1 %	73.0	1 %	9.0	3 %
M_{br}	6606.8	61 %	3952.3	54 %	202	59 %
M_{hom}	7.3	0 %	6.3	0 %	0.3	0 %
M_s	353.1	3 %	1325.1	18 %	36.5	11 %
Δ	358.6	3 %	346.4	5 %	13.1	4 %
M_{ini}	10894.0	100 %	7367.0	100 %	344.4	100 %

Tableau 2-2. Concentrations en MES pour trois tests de bilan de masse

	Test 1 C (mg/L)	Test 2 C (mg/L)	Test 3 C (mg/L)
M_{ini}	2723.5	1473.4	68.9
$M_{dec}+M_{fin}$	1541.2	750.2	40.0

Le Tableau 2-2 montre des divergences importantes entre les concentrations obtenues. Ceci veut dire que les courbes de vitesses de chute obtenues à partir du protocole VICAS ne sont pas complètement représentatives de l'échantillon initial contenu dans le sceau. Ceci pour s'expliquer par le fait que, pendant le remplissage de la colonne de décantation, toutes les particules dans le bac de réception de n'ont pas la même probabilité d'être entraînées par popage dans la colonne de décantation, dû à une décantation trop rapide dans le bac de réception et à la ségrégation de quelques particules. Par conséquent, les particules avec des fortes vitesses de chute pourraient être moins représentées dans la colonne, en comparaison avec le bac de réception. Donc, les vitesses de chute réelles pourraient être supérieures à celles obtenues avec le protocole VICAS.

De manière à évaluer cette hypothèse, des tests spécifiques ont été réalisés, en modifiant la façon de remplir la colonne VICAS. Pour ces tests, la colonne a été remplie par immersion horizontale dans l'échantillon brute, transféré dans un grand bac. Une fois remplie, la colonne est fermée avec un bouchon. La pompe à vide est ensuite mise en fonctionnement et la colonne a été placée verticalement sur le support de fixation le plus rapidement possible, avec le bac de réception préalablement rempli avec de l'eau potable. Ensuite, le bouchon est retiré et remplacé par la première coupelle en aluminium. Le bouchon est spécialement conçu pour collecter la masse décantée entre l'instant correspondant au replissage de la colonne et l'instant correspondant à la mise en place de la première coupelle en aluminium. Deux tests ont été effectués pour comparer les résultats obtenus avec le protocole VICAS initial et modifié (Figure 2-2). Dans la Figure 2-2 des différences relatives importantes ont été observées entre les deux protocoles VICAS. Pour le test 1, les différences relatives varient de 88 % (v_{80}) à 134 % (v_{20}). Pour le test 2, les différences relatives varient de 78 % (v_{10}) à 105 % (v_{90}). Ces résultats mettent en évidence le biais pour les sédiments déposés dans des bassins de décantation.

Des tests de répétabilité avec le protocole VICAS initial ont été réalisés. Trois sous-échantillons de 5 L chacun ont été constitués à partir d'un échantillon de 25 L. Pour chaque sous-échantillon nous avons mené le protocole pour déterminer leurs courbes de vitesses de chute, en utilisant trois répliques de colonnes de décantation VICAS. Les courbes des vitesses de chute obtenues sont présentées Figure 2-3. Sur cette figure on remarque que les trois expériences produisent des résultats très semblables. Le coefficient de variation des trois campagnes ne dépasse pas 7 %. On peut donc dire que le protocole VICAS présente une très bonne répétabilité.

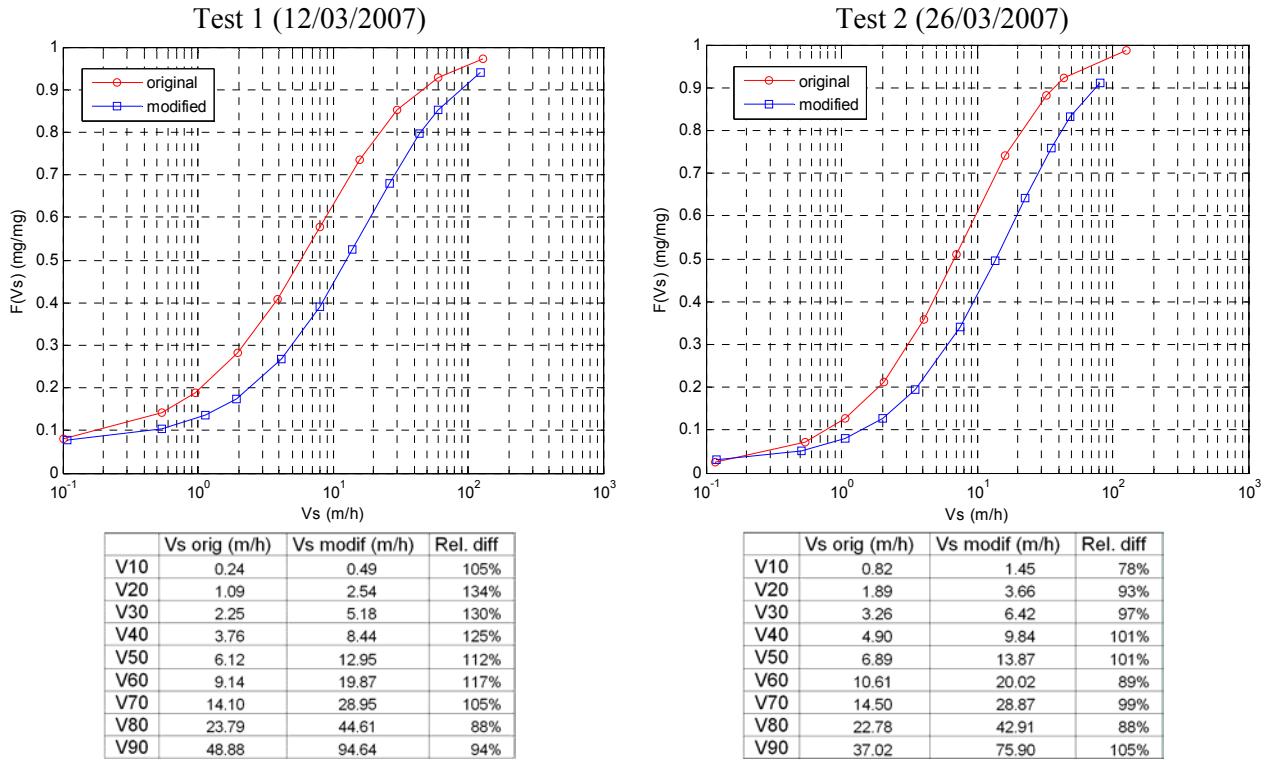


Figure 2-2. Comparaison entre les courbes de vitesse de chute obtenues à partir du protocole VICAS initial et modifié pour deux tests

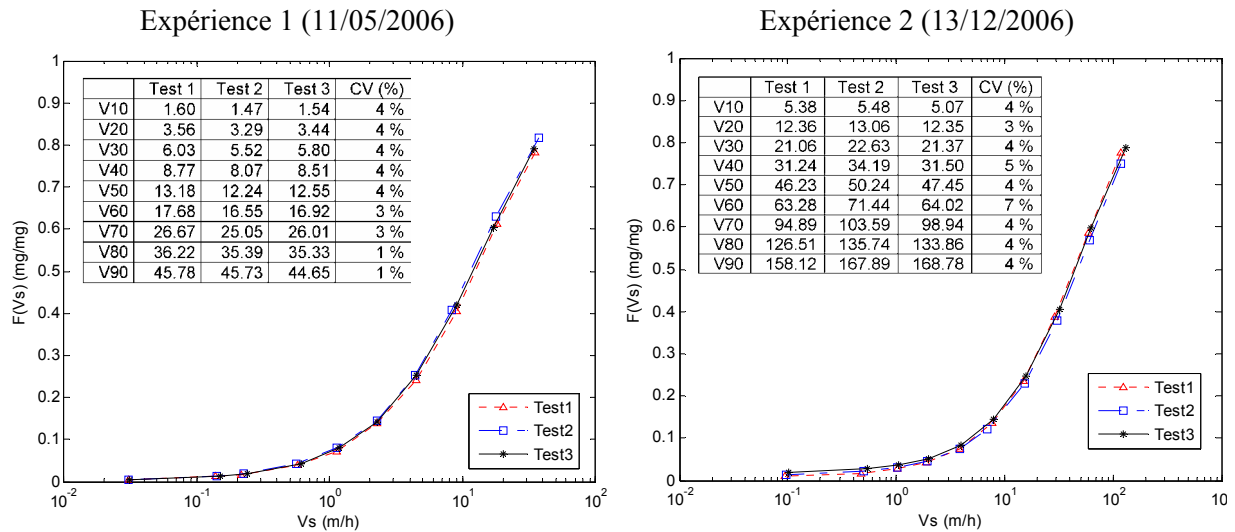


Figure 2-3. Exemple de tests de répétabilité pour le protocole VICAS

L'incertitude sur $F(V_s)$, notée $u(F(V_s))$, a été estimée en appliquant la loi de propagation des incertitudes Eq. 2-6 :

$$u^2(F(V_s)) = \sum_{i=1}^6 \left(\frac{\partial f_F}{\partial x_i} \right)^2 u^2(x_i) + 2 \sum_{i=1}^5 \sum_{j=i+1}^6 \frac{\partial f_F}{\partial x_i} \frac{\partial f_F}{\partial x_j} u(x_i, x_j) \quad \text{Eq. 2-6}$$

avec x_i les 6 variables présentées dans l'Eq. 2-3 ($x_1 = b$, $x_2 = c$, $x_3 = d$, $x_4 = t$, $x_5 = M_{dec}$, $x_6 = M_{fin}$), $u(x_i)$ l'incertitude type associée à la variable x_i et $u(x_i, x_j)$ la covariance de x_i et x_j . Les incertitudes type sont considérées équivalentes aux écart-types.

Le temps t est mesuré manuellement avec un chronomètre. Les solides décantés sont collectés dans des coupelles d'aluminium avec des indices $p = 1$ à 10 aux instants $t_p = 1$ min, 2 min, 4 min, 8 min, 16

min, 32 min, 64 min, 2 h, 4 h et > 12 h. Selon l'expérience, l'incertitude type $u(t)$ est supposée égale à 1 s, i.e. le temps est mesuré avec une précision de $\pm 2u(t) = \pm 2$ s avec un niveau de confiance de 95 %.

Les incertitudes type sur b , c et d ont été évaluées à partir de simulations de Monte Carlo. N jeux de 10 masses élémentaires m_p (m_p est la masse de particules ayant décanté dans la colonne entre les instants t_{p-1} et t_p) ont été générés comme des séries aléatoires corrélées (Tu, 1998), en supposant une distribution normale pour chaque série m_p . La méthode utilisée pour définir le nombre N de jeux de masses élémentaires est expliquée par Bertrand-Krajewski *et al.* (2000, chapitre 5). $N = 800$ jeux ont été générés pour toutes les expériences VICAS. Pour chaque jeu, b , c et d ont été déterminés selon la méthode des moindres carrés. Pour les séries de N valeurs de b , c et d , les moyennes et les écart-types ont été calculés. La Figure 2-4 illustre, pour un exemple, les courbes simulées et les résultats (valeur moyenne et écart-type considéré équivalent à l'incertitude type) obtenus pour b , c et d .

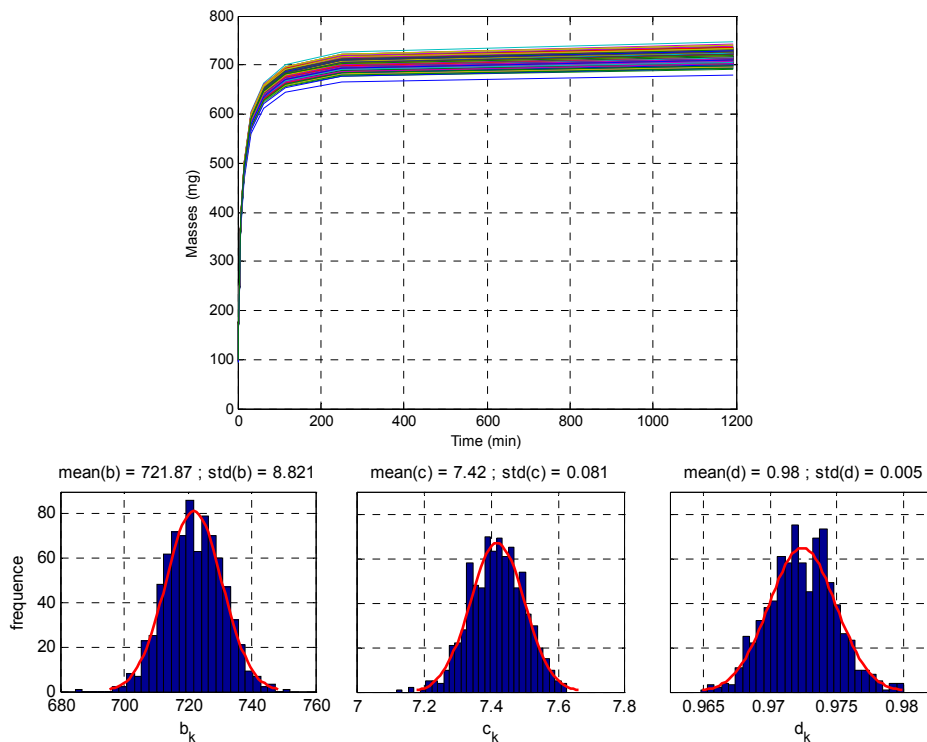


Figure 2-4. Simulation de Monte Carlo pour $N = 800$ jeux de 10 masses élémentaires m_p

Comme $M_{dec} = \sum_{p=1}^{10} m_p$, son incertitude type est calculée à partir des incertitudes type sur chaque

valeur m_p . Un calcul similaire est réalisé pour M_{fin} , qui est déterminé par filtration de l'eau dans la colonne de décantation à la fin de l'expérience, en utilisant plusieurs filtres. L'incertitude type $u(V_s)$ dépend des deux incertitudes type $u(H) = 0.5$ mm et $u(t) = 1$ s.

Tous les calculs ont été appliqués dans un code MatLab appelé UVICAS et utilisé pour chaque expérience. Un exemple des résultats d'incertitude est présenté Figure 2-5. La valeur finale d'incertitude sur $F(V_s)$ décroît pour des valeurs croissantes de V_s : $u(F(V_s))$ varie de 0.4 % pour $V_s = 0.03$ m/h à 0.14 % pour $V_s = 30$ m/h. Dans cet exemple, la vitesse médiane v_{50} a une probabilité de 95 % d'être entre 2.14 et 2.39 m/h. Le programme UVICAS permet l'analyse des différentes sources d'incertitudes et leur évolution pendant les expériences. Pour l'expérience montrée Figure 2-5 (gauche), Figure 2-5 (right) montre les 5 sources principales d'incertitude et leur changement pour les différents instants de décantation t_p . Les sources principales d'incertitude sont b , M_{dec} et M_{fin} et leurs covariances, ce qui a été confirmé pour d'autres expériences.

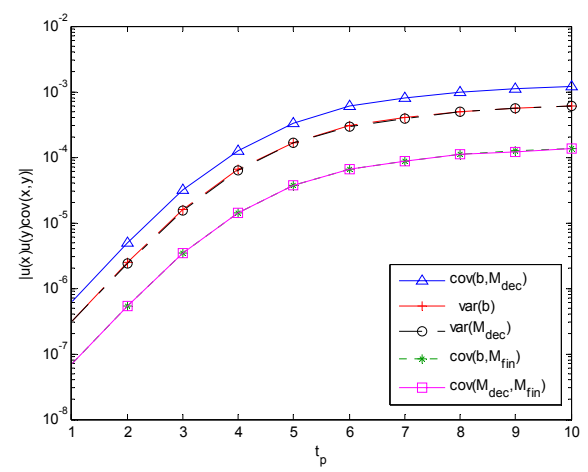
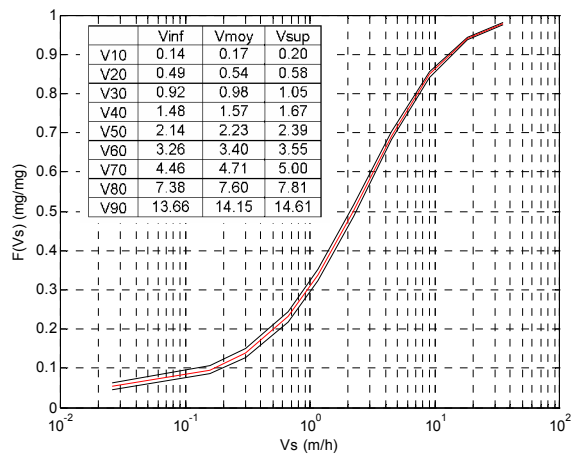


Figure 2-5. Incertitudes sur $F(V_s)$ (gauche) et évolution des 5 sources majeurs d'incertitudes sur $F(V_s)$ (droite) calculées avec le code UVICAS (expérience effectuée le 09/04/2006)

ANNEXE 3

Campagnes de suivi des événements pluvieux et de la décantation

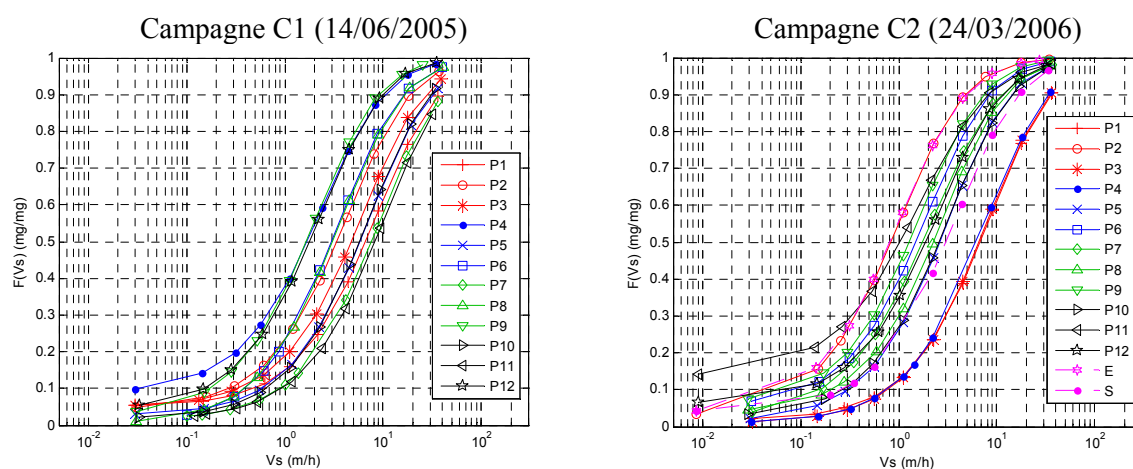
Des campagnes pour déterminer les caractéristiques physico-chimique des sédiments décantés au fond du bassin ont été réalisées selon les protocoles et méthodes décrits en annexe 1. Pour déterminer les courbes de vitesses de chute, cinq campagnes notés C1 à C5 ont été réalisées. L'objectif de ces cinq campagnes de mesure était de déterminer les courbes de vitesses de chute pour les sédiments collectés grâce aux pièges de sédiments notés P1 à P12 (voir annexe 1). Pour les campagne C4 et C5, des courbes granulométriques ont été déterminées pour les sédiments correspondants aux pièges P1 à P12. La siccité et le contenu en métaux lourds et en éléments traces organiques ont été déterminés pour tous les sédiments relatifs aux pièges P1 à P12 pour la campagne C3. Ces mêmes analyses ont été effectuées pour les sédiments relatifs aux pièges P1, P4, P9 et P10 pour la campagne C4, en faisant des triplicats.

3-1 Vitesses de chute des sédiments décantés

Cinq campagnes (C1 à C5) pour déterminer les répartitions des vitesses de chute relatives aux pièges (P1 à P12) fixés au fond du bassin ont été réalisées. Pour les campagnes C2 et C3, les répartitions des vitesses de chute ont été déterminées en entrée (E) et sortie (S) du bassin au moyen de préleveurs automatiques disposés dans les stations de mesures de l'OTHU. La Figure 3-1 montre les résultats des courbes des vitesses de chute pour les 5 campagnes.

On observe une variabilité assez importante des courbes obtenues, avec des vitesses médianes (V_{50}) allant d'environ 0.5 m/h (C4, piège 8) à 16.0 m/h (C3, piège 4). Pour un même événement pluvieux, les courbes de vitesses de chute sont très variables d'un piège à un autre. Pour un piège donné, les courbes varient avec les événements pluvieux.

Une comparaison des courbes de vitesse de chute obtenues pour chaque piège et pour chaque campagne de mesure a été effectuée. Afin de synthétiser les résultats de cette comparaison, les graphiques de la Figure 3-2 montrent les valeurs du décile V_{50} pour chaque piège pour les cinq campagnes (Figure 3-2, gauche), ainsi que le coefficient de variation CV (rapport écart-type / moyenne des cinq campagnes) en fonction du V_{50} (Figure 3-2, droite). On observe que C3 présente les plus grandes valeurs de vitesses de chute. En général, ce sont les pièges 1 à 4 qui présentent les vitesses de chute les plus importantes, suivis des pièges 5, 7, 10 et 11. Les pièges 6, 8, 9 et 12 présentent les vitesses de chute les plus faibles.



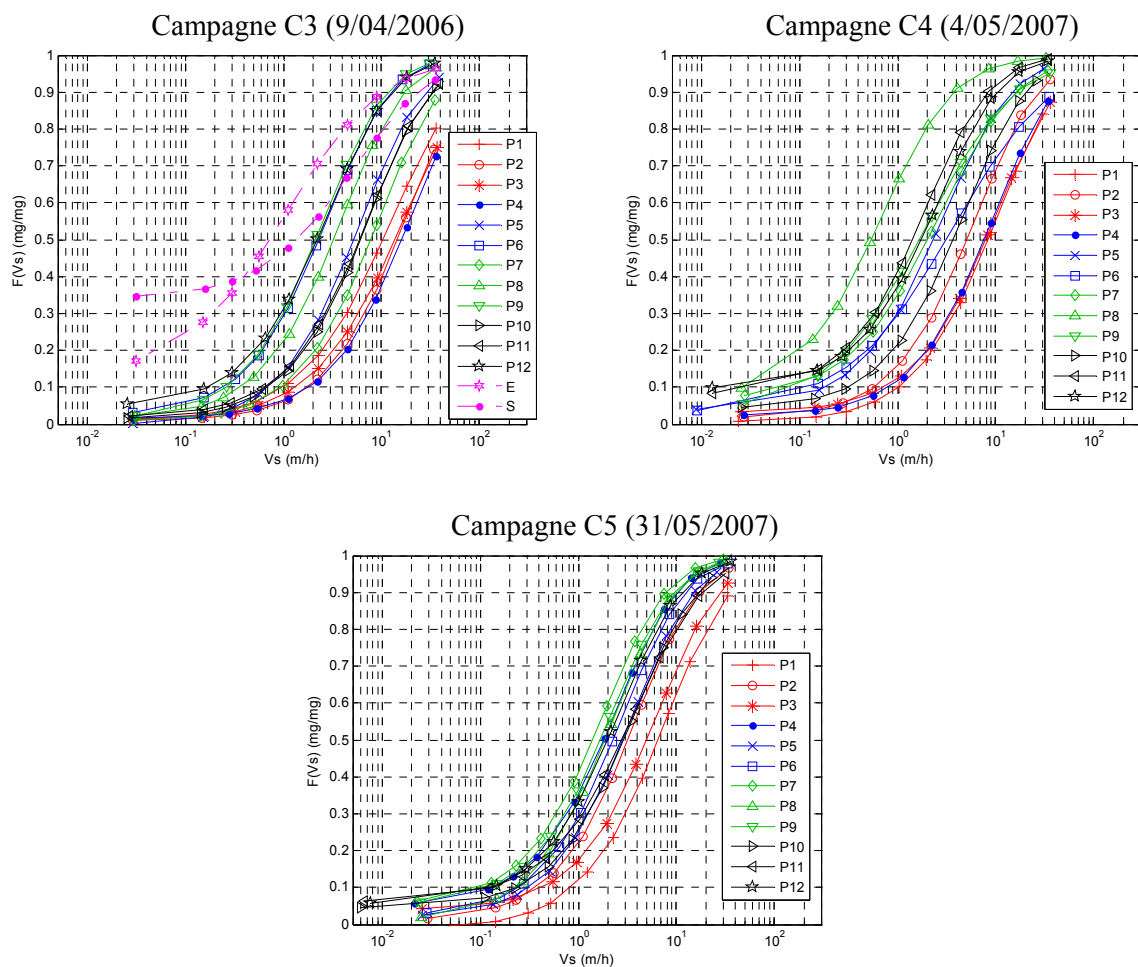


Figure 3-1. Courbes des vitesses de chute pour les cinq campagnes de mesure

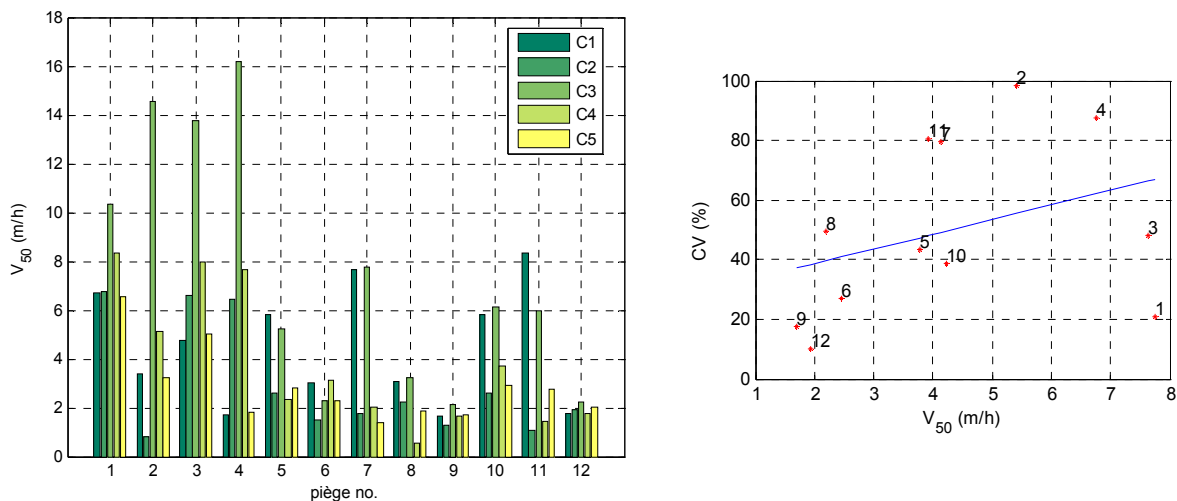


Figure 3-2. Comparaison des déciles V_{50} pour les cinq campagnes de mesure

3-2 Granulométrie des sédiments décantés

Pour les campagnes C4 et C5, des analyses granulométriques sur les échantillons correspondants aux pièges P1 à P12 ont été effectuées. La montre les résultats de ces analyses.

Le diamètre médian (D_{50}) varie environ entre 53 μm (C5, piège 9) à 153 μm (C4, piège 8). L'événement C5 présente une variabilité des courbes granulométriques moins importante que l'événement C4.

Les graphiques de la Figure 3-4 montrent les valeurs du décile D_{50} pour chaque piège pour les campagnes C4 et C5 (Figure 3-4, gauche), ainsi que le coefficient de variation CV (rapport écart-type / moyenne des deux campagnes) en fonction du D_{50} (Figure 3-4, droite). On observe que C4 présente les plus grandes tailles de particules. Quant aux valeurs moyennes, ce sont les sédiments des pièges 11 et 12 qui présentent les plus petites tailles de particules, ainsi qu'une plus faible variabilité de leurs tailles entre les deux campagnes C4 et C5. Pour les pièges 8 et 9, une conclusion est difficile à faire puisque la variabilité entre les campagnes C4 et C5 est très importante.

La Figure 3-5 montre les valeurs de V_{50} en fonction de D_{50} pour tous les pièges des campagnes C4 et C5. On ne remarque pas une tendance évidente exprimant une relation entre les valeurs médianes des vitesses de chute et de diamètre des particules.

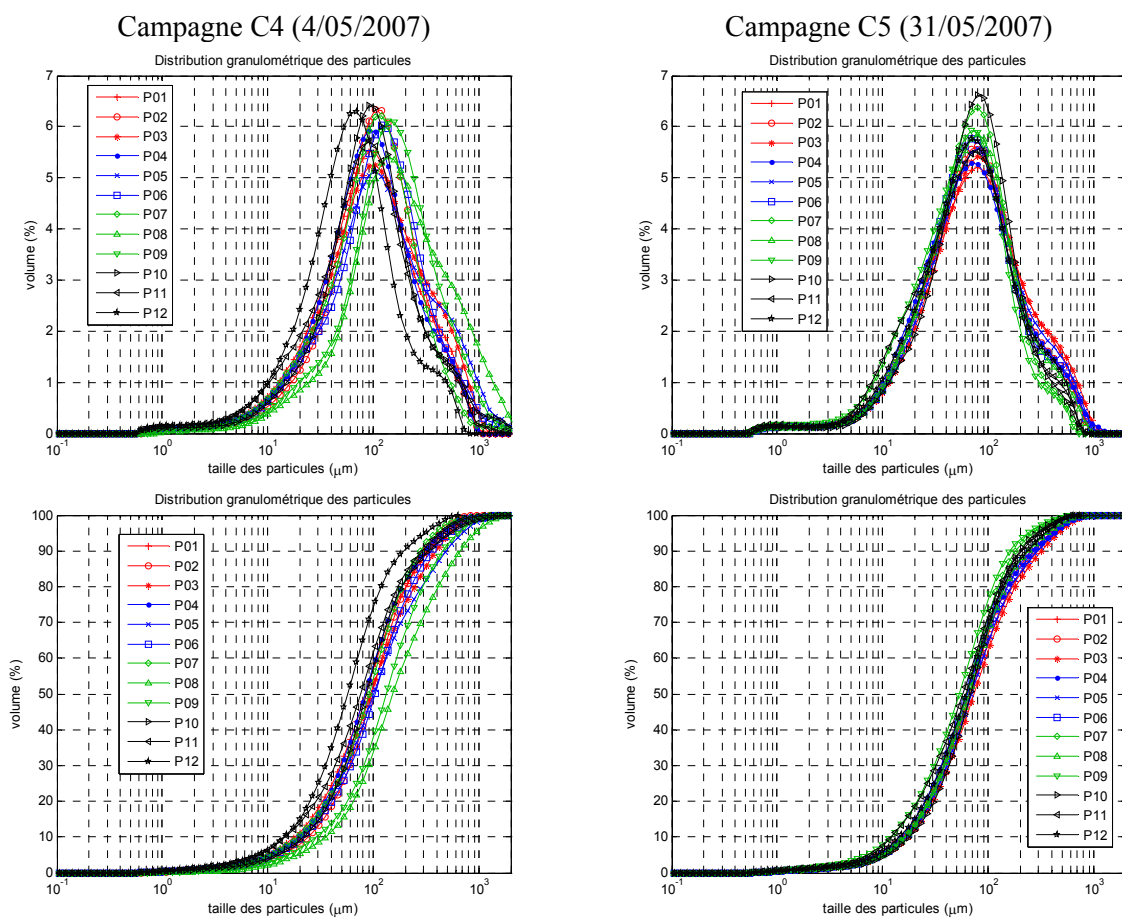


Figure 3-3. Distributions granulométriques des particules relatives aux sédiments des campagnes C4 (droite) et C5 (gauche)

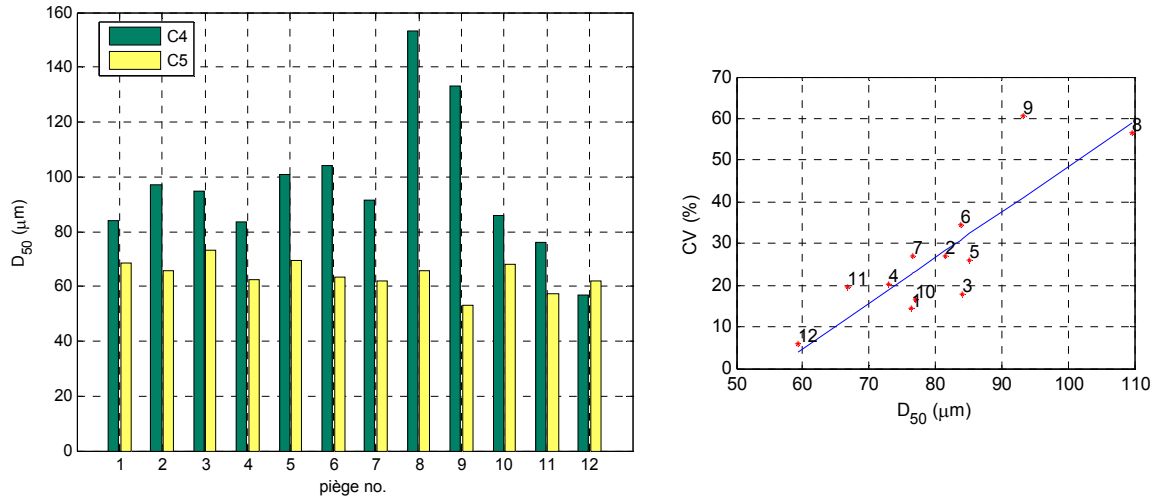


Figure 3-4. Comparaison des déciles D_{50} pour les campagnes de mesure C4 et C5

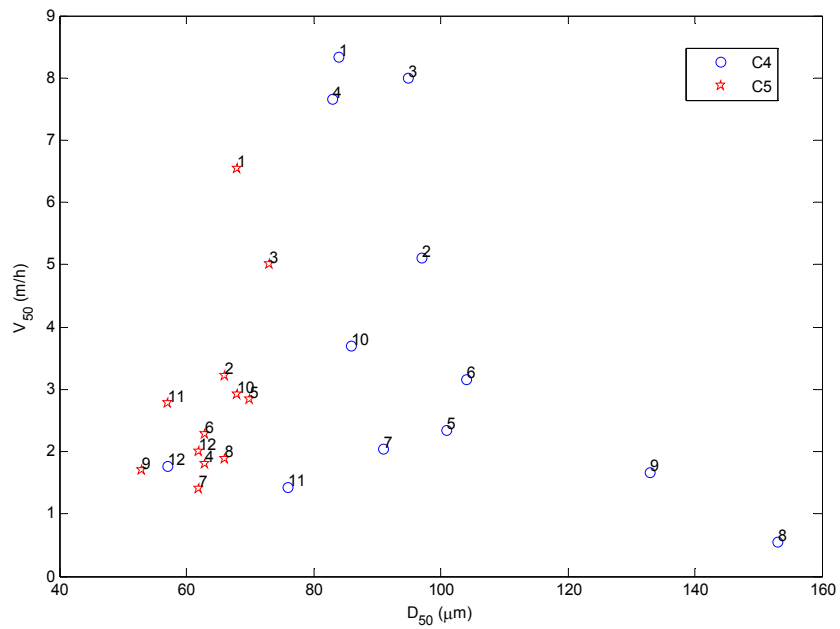
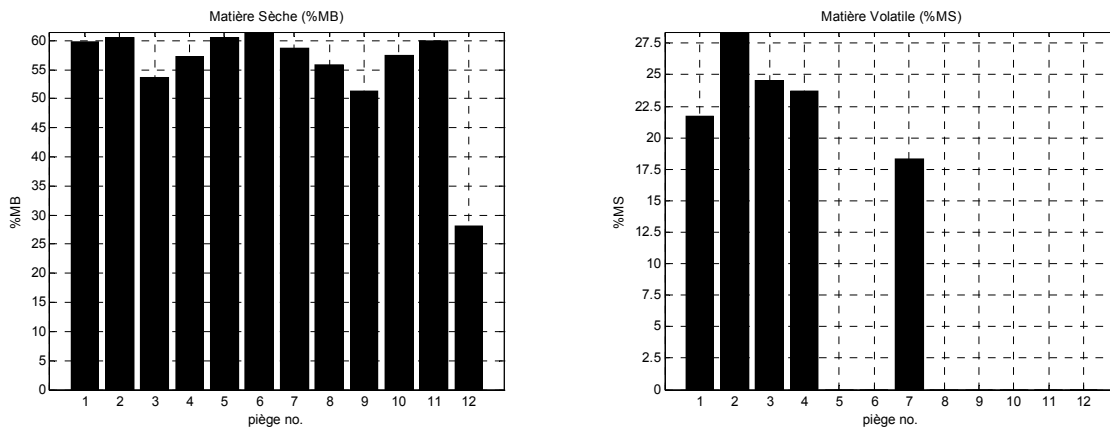


Figure 3-5. Comparaison des déciles V_{50} et D_{50} pour les campagnes de mesure C4 et C5

3-3 Siccité des sédiments

La Figure 3-7 montre les résultats des analyses de siccité pour la campagne C3.



* : analyses non réalisées pour les pièges 5, 6 et 8 à 12

Figure 3-6. Siccité des sédiments, campagne C3 (%MB : pourcentage de matière brute ; %MS : pourcentage de matière sèche)

La Figure 3-7 montre les résultats des analyses de siccité pour la campagne C4.

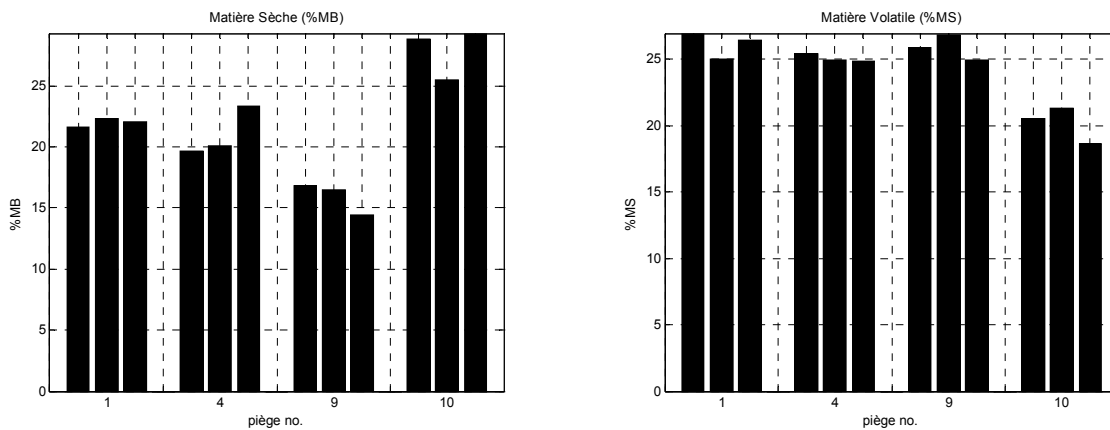


Figure 3-7. Siccité des sédiments, campagne C4 (%MB : pourcentage de matière brute ; %MS : pourcentage de matière sèche)

3-4 Métaux lourds présents dans les sédiments

Les résultats des analyses de métaux lourds sur les sédiments prélevés lors de la campagne C4 sont montrés Figure 3-9.

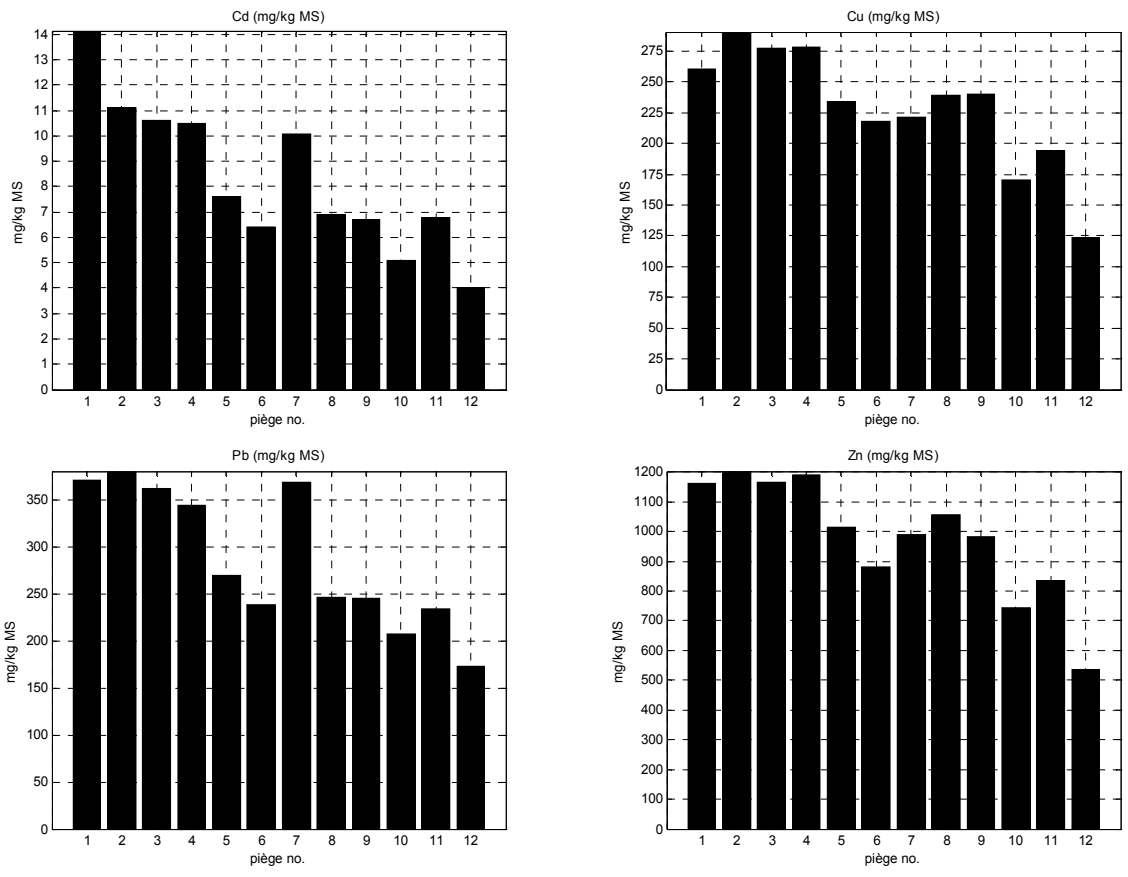
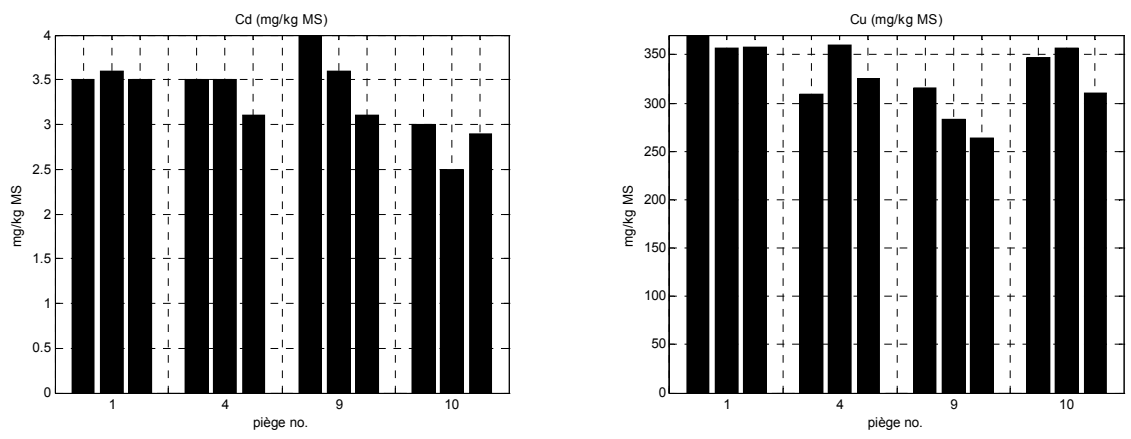


Figure 3-8. Teneurs en Cadmium (Cd), Cuivre (Cu), Plomb (Pb) et Zinc (Zn) sur les sédiments, campagne C3 (MS : matière sèche)

Les résultats des analyses de métaux lourds sur les sédiments prélevés lors de la campagne C4 sont montrés Figure 3-9.



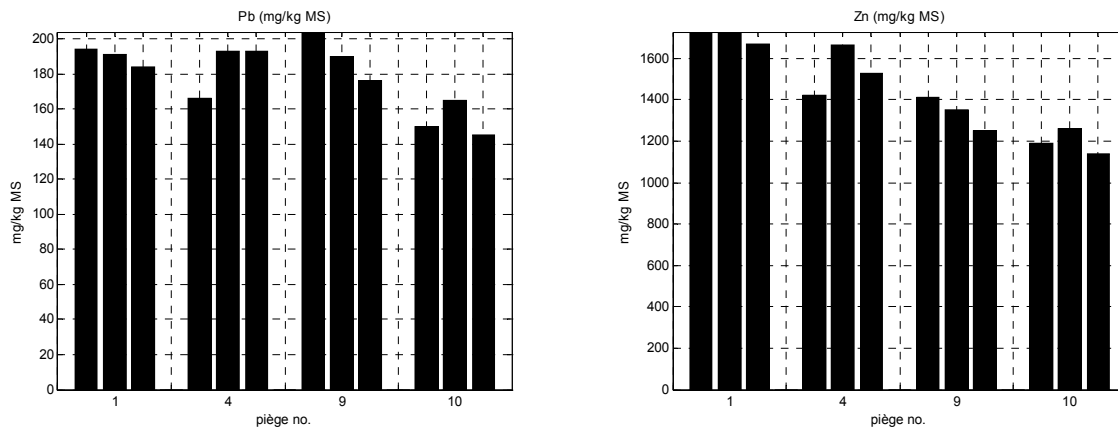


Figure 3-9. Teneurs en Cadmium (Cd), Cuivre (Cu), Plomb (Pb) et Zinc (Zn) sur les sédiments, campagne C4 (MS : matière sèche)

3-5 Eléments traces organiques présents dans les sédiments

Les résultats des HAP sur les sédiments prélevés lors de la campagne C3 sont montrés Figure 3-12.

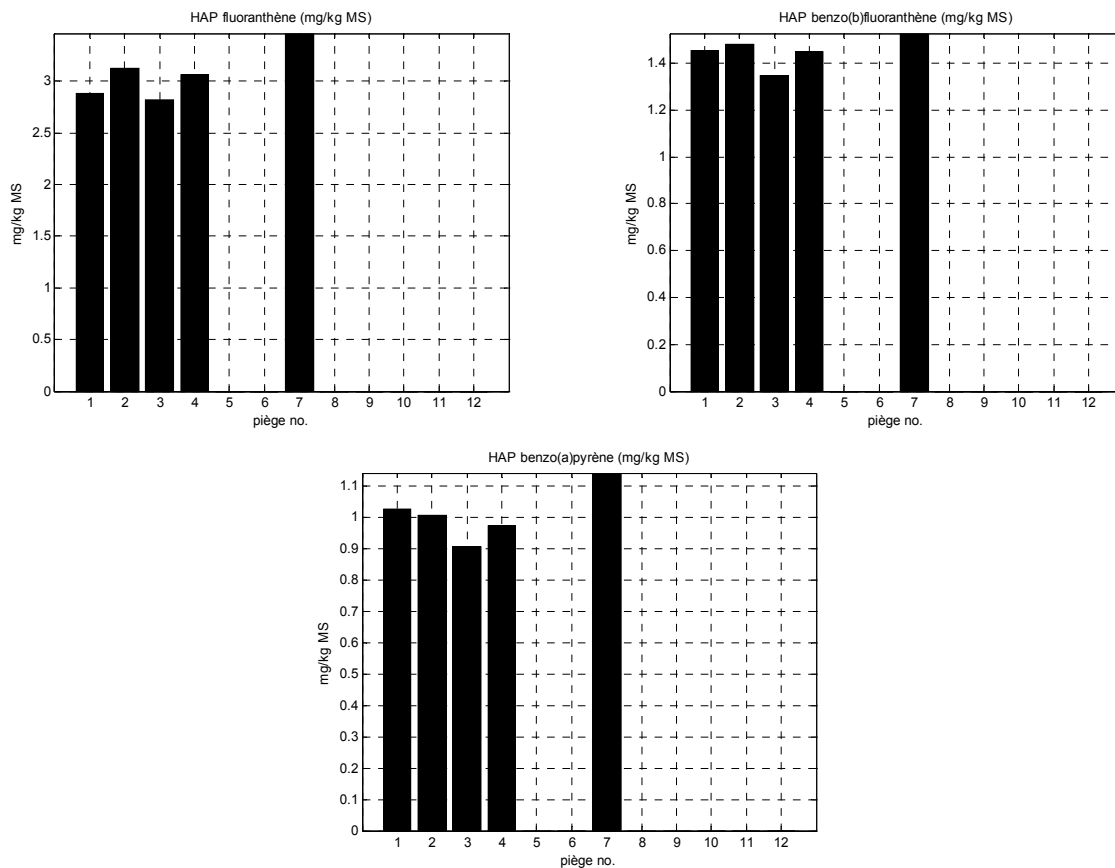


Figure 3-10. Teneurs en HAP sur les sédiments, campagne C3 (MS : matière sèche)

Les résultats de la somme des 7 PCB analysés (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 et PCB 180) sur les sédiments prélevés lors de la campagne C3 sont montrés Figure 3-13.

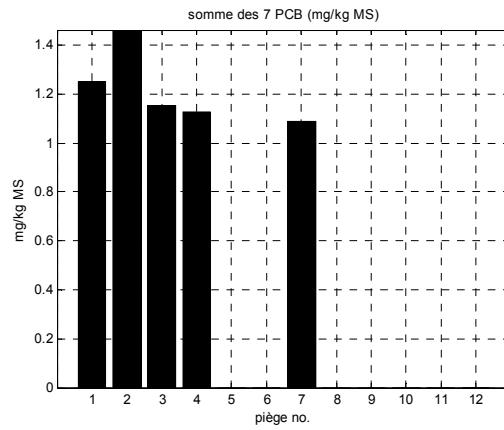


Figure 3-11. Teneurs en PCB, campagne C3
(MS : matière sèche)

Les résultats des HAP sur les sédiments prélevés lors de la campagne C4 sont montrés Figure 3-12.

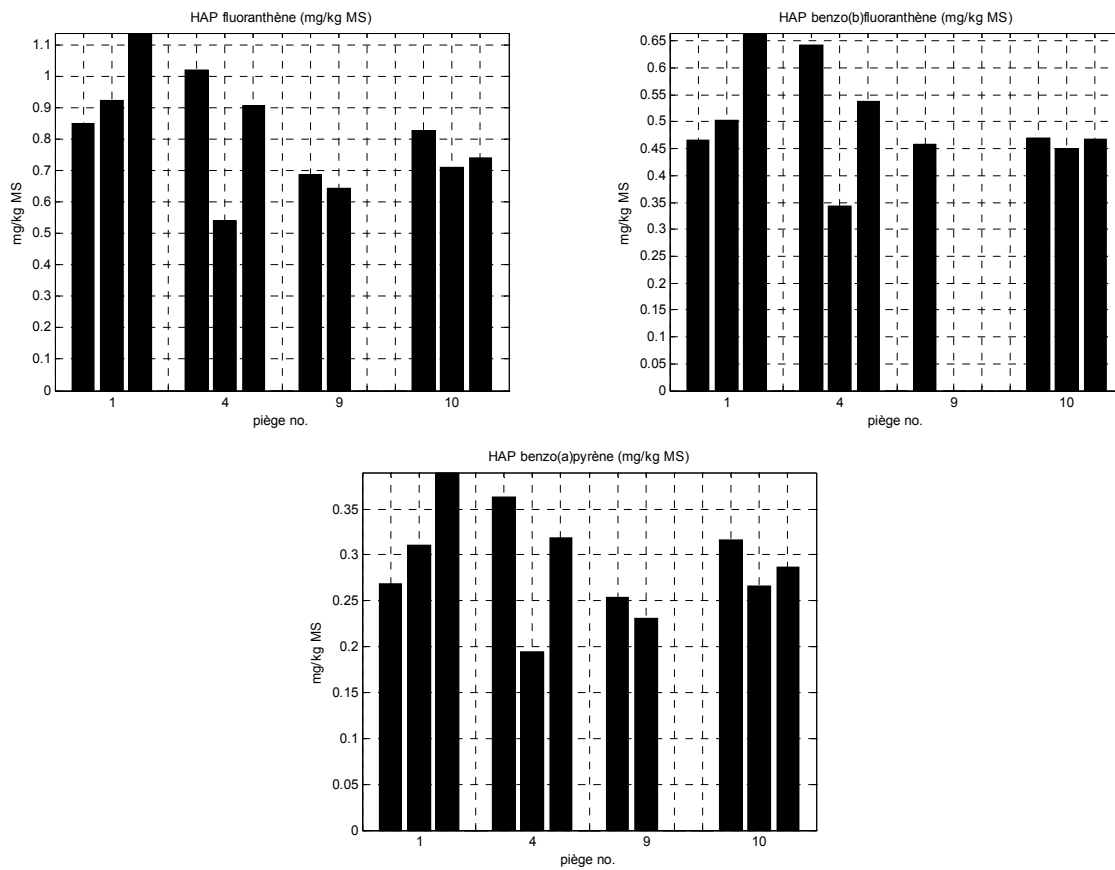


Figure 3-12. Teneurs en HAP sur les sédiments, campagne C4
(MS : matière sèche)

Les résultats de la somme des 7 PCB analysés (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 et PCB 180) sur les sédiments prélevés lors de la campagne C4 sont montrés Figure 3-13.

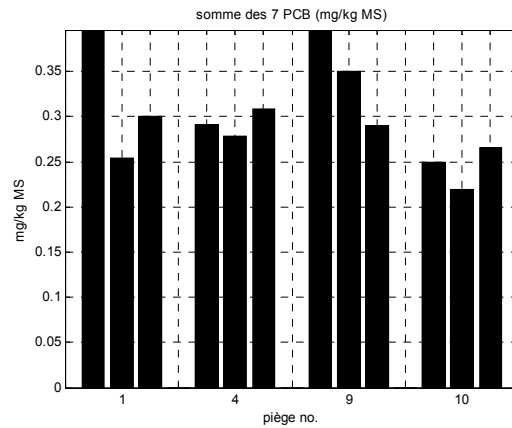


Figure 3-13. Teneurs en PCB, campagne C4
(MS : matière sèche)

3-6 Evolution des caractéristiques physico-chimiques des sédiments décantés

Une partie des sédiments relatifs à la campagne C3 a été laissée à côté du bassin, protégée de la montée des eaux. Un mois et demi après, nous avons réalisé des analyses physico-chimiques sur ces échantillons afin de constater leur évolution post-décantation. Une comparaison graphique des résultats obtenus est montrée Figure 3-14 à Figure 3-18.

Des courbes de vitesse de chute relatives aux analyses du 24/05/2006 ont été déterminées par le protocole VICAS. Ceci permet une comparaison avec les courbes respectives déterminées lors de la campagne de mesure C3 (10/04/2006) (Figure 3-14). Les vitesses de chute obtenues pour les échantillons du 24/05/2006 diminuent par rapport à celles obtenues pour les échantillons du 10/04/2006. Pour les vitesses médianes (V_{50}) nous observons une diminution de 50% (de 15.13 m/h à 7.60 m/h) pour le piège 2, de 10% (de 7.99 m/h à 7.18 m/h) pour le piège 7 et de 29% (de 6.27 m/h à 4.43 m/h) pour le piège 11.

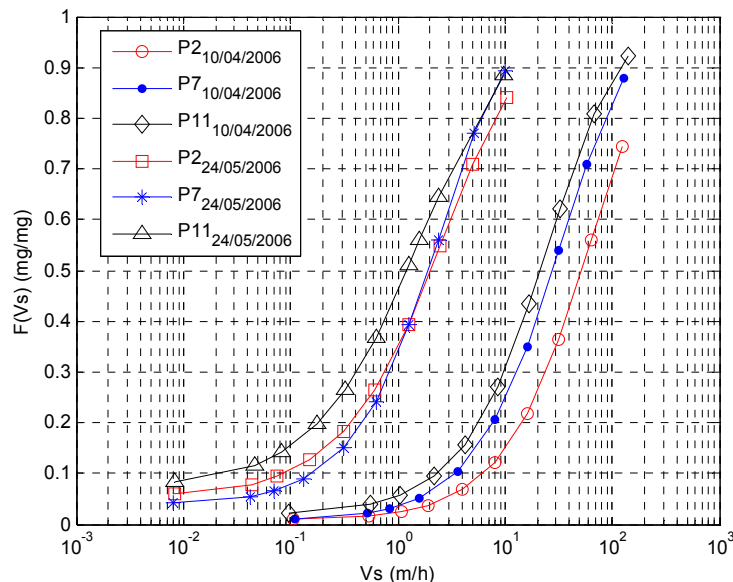
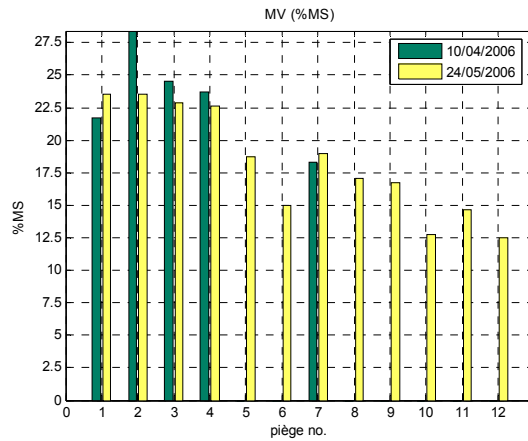


Figure 3-14. Evolution des distributions des vitesses de chute pour les pièges 2, 7 et 11, campagne C3



* : analyses non réalisées pour les pièges 5, 6 et 8 à 12 du 10/04/2006

Figure 3-15. Evolution de la Siccité des sédiments, campagne C3
(%MS : pourcentage de matière sèche)

On obtient en moyenne une teneur en matières volatiles de 23 %MS pour les analyses du 10/04/2006 et de 18 %MS pour les analyses du 24/05/2006. On constate une variabilité importante des matières volatiles d'un piège à l'autre représentée par un coefficient de variation (rapport écart-type / moyenne de tous les pièges) de 16% pour les analyses du 10/04/2006, et de 23% pour les analyses du 24/05/2006. Cependant, on pourrait dire que la teneur en matières volatiles diminue au fur et à mesure que l'altitude du piège augmente. En comparant les résultats des analyses réalisées le 10/04 avec celles réalisées le 24/05, on constate une augmentation de la teneur en matière volatile de 8.5% et 3.7% pour les pièges 1 et 7 respectivement, et une diminution de 17%, 6.8% et 4.5% pour les pièges 1, 2 et 3, respectivement. Toute généralisation serait donc prématurée.

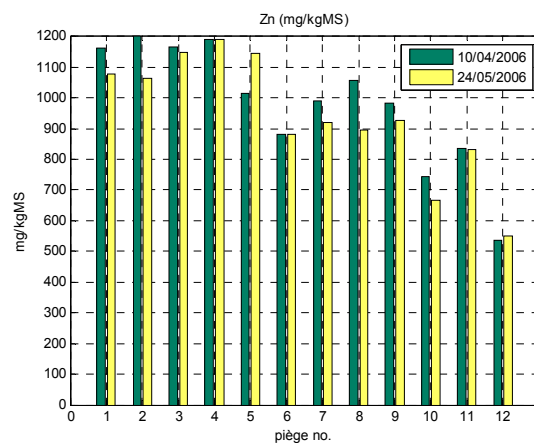
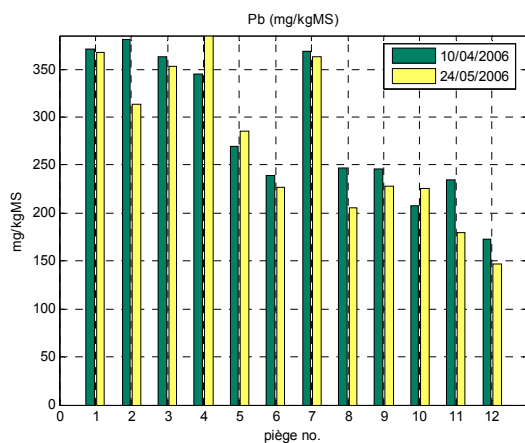
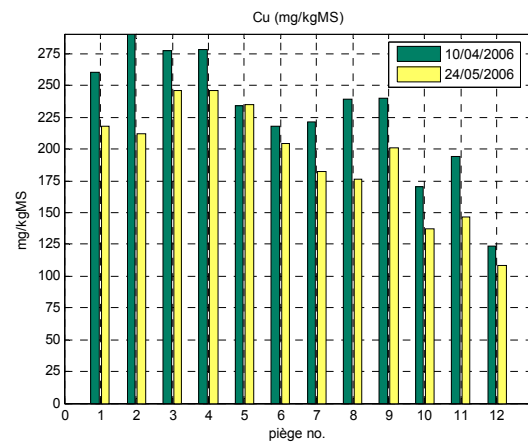
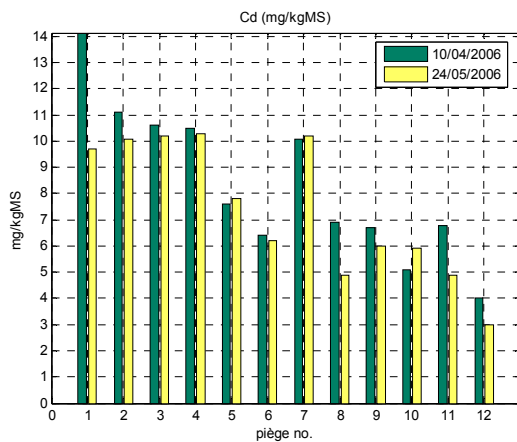
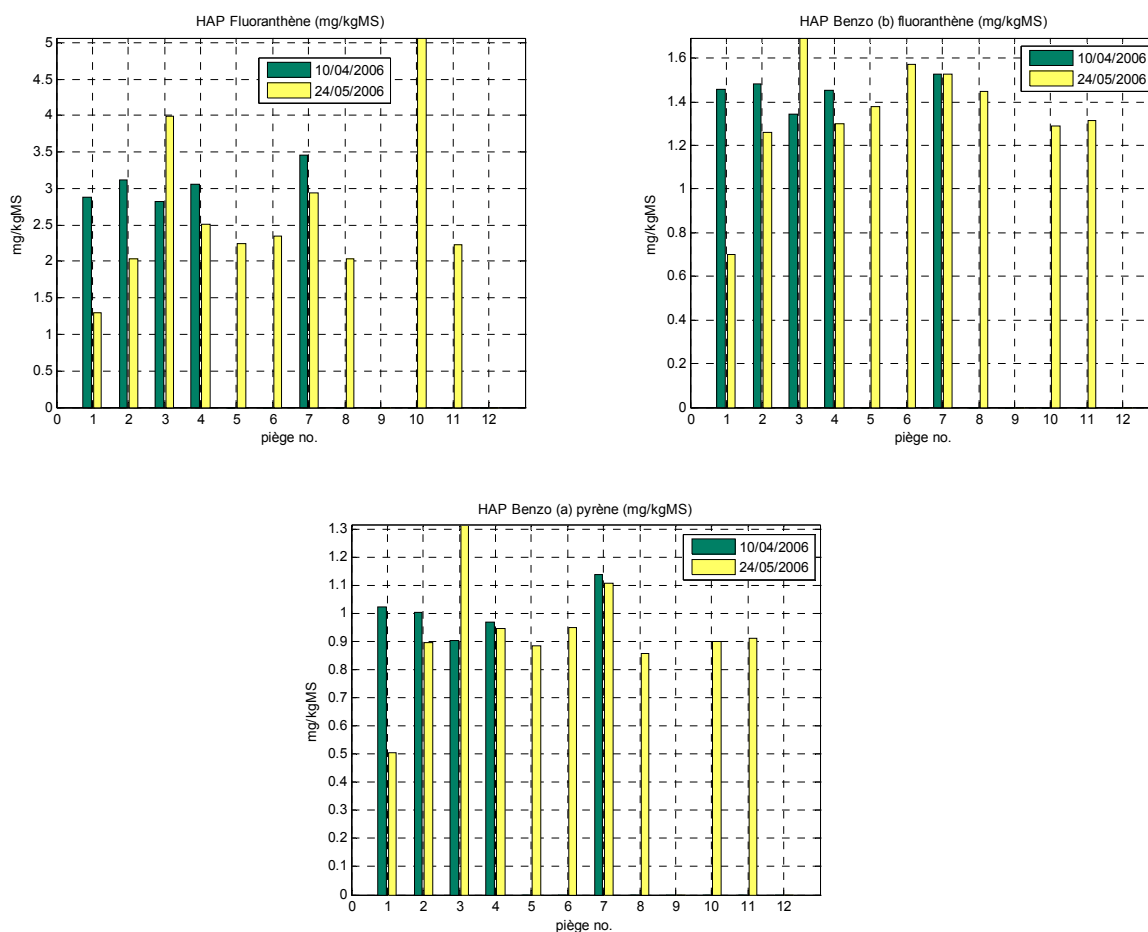


Figure 3-16. Evolution des teneurs en Cadmium (Cd), Cuivre (Cu), Plomb (Pb) et Zinc (Zn) sur les sédiments, campagne C3 (MS : matière sèche)

Les teneurs moyennes en métaux pour les analyses du 10/04/2006 sont de 8.3 mg/kg pour Cd, de 229 mg/kg pour Cu, 287 mg/kg pour Pb et de 980 mg/kg pour Zn. Les teneurs moyennes pour les analyses du 24/05/2006 sont de 7.4 mg/kg pour Cd, de 193 mg/kg pour Cu, 273 mg/kg pour Pb et de 941 mg/kg pour Zn. Nous observons une variabilité importante des teneurs en métaux d'un piège à l'autre représentée par un coefficient de variation allant de 21% pour le zinc à 35% pour le cadmium. Cependant, on constate que les teneurs en métaux ont une tendance à diminuer au fur et à mesure que l'altitude du piège augmente. En comparant les résultats des analyses réalisées le 10/04 avec celles réalisées le 24/05, on constate une diminution de la teneur en cadmium pour la plupart des pièges (à l'exception des pièges 5, 7 et 10), allant de 2% pour le piège 4 à 31% pour le piège 1. De façon similaire, on observe une diminution de la teneur en cuivre pour tous les pièges (à l'exception du piège 5 qui présente une augmentation de 0.3%), allant de 6% pour le piège 6 à 27% pour le piège 2. Quant à la teneur en plomb, nous observons une diminution pour la plupart des pièges (à l'exception des pièges 4, 5 et 10), allant de 1% pour le piège 1 à 24% pour le piège 11. Finalement, on constate une diminution de la teneur en cadmium pour la plupart des pièges (à l'exception des pièges 5 et 12), allant de 0.1% pour le piège 6 à 15% pour le piège 8.

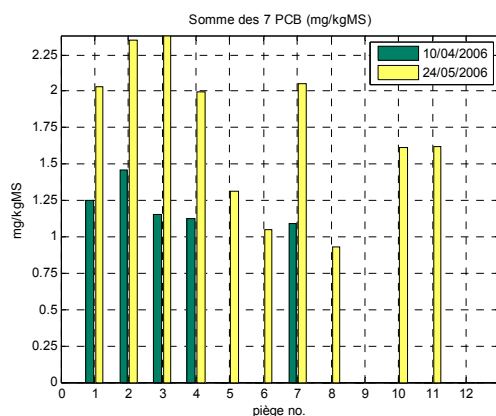


* : analyses non réalisées pour les pièges 5, 6 et 8 à 12 (10/04/2006) ni pour les pièges 9 et 12 (24/05/2006)

Figure 3-17. Evolution des teneurs en HAP sur les sédiments, campagne C3 (MS : matière sèche)

Les teneurs moyennes en HAP pour les analyses du 10/04/2006 sont de 3.07 mg/kg pour Fluoranthène, de 1.45 mg/kg pour Benzo (b) fluoranthène et de 1.01 mg/kg pour Benzo (a) pyrène. Les teneurs moyennes pour les analyses du 24/05/2006 sont de 2.67 mg/kg pour Fluoranthène, de 1.35 mg/kg pour Benzo (b) fluoranthène et de 0.93 mg/kg pour Benzo (a) pyrène. Nous observons une

faible variabilité des teneurs en HAP pour les analyses du 10/04/2006, présentant des coefficients de variation allant de 4.6% pour le Benzo (b) fluoranthène à 8.5% pour le Benzo (a) pyrène. Ceci pourrait être expliqué par la proximité et similarité des pièges étudiés (pièges 1 à 4, et 7). Par contre, pour les analyses du 24/05/2006 nous observons une variabilité importante avec des coefficients de variation allant de 20% pour le Benzo (b) fluoranthène à 41% pour le Fluoranthène. Pour tous les pièges (à l'exception du piège 3) et tous les HAP étudiés nous observons une diminution des teneurs pour les analyses du 24/05 par rapport aux analyses du 10/04, allant de 0.3% pour le piège 7 (Benzo (b) fluoranthène) à 55% pour le piège 1 (Fluoranthène).



* : analyses non réalisées pour les pièges 5, 6 et 8 à 12 (10/04/2006) ni pour les pièges 9 et 12 (24/05/2006)

Figure 3-18. Evolution des teneurs en PCB, campagne C3 (MS : matière sèche)

Les teneurs moyennes de la somme de 7 PCB sont de 1.216 mg/kg pour les analyses du 10/04/2006, et de 1.734 mg/kg pour les analyses du 24/05/2006. On constate une variabilité importante des teneurs en PCB d'un piège à l'autre représentée par un coefficient de variation allant de 12% pour les analyses du 10/04/2006 et de 30% pour les analyses du 24/05/2006. En comparant les résultats des analyses réalisées le 10/04 avec celles réalisées le 24/05, on constate une augmentation importante (minimum de 61% pour le piège 2).

ANNEXE 4

Mesurages en continu

Depuis quelques années, les progrès et innovations technologiques ont permis de développer des capteurs en continu pour le suivi de la qualité de l'eau *in situ* et en temps réel. Les spectromètres UV-visible effectuent un mesurage de l'absorption de la lumière par les particules dissoutes ou en suspension dans des gammes de longueurs d'onde allant de l'ultraviolet au visible. Le spectromètre commercialisé par la société *s::can*[®], appelé *spectro::lyser*, est un capteur submersible de 60 cm de longueur et 44 mm de diamètre qui mesure l'atténuation de la lumière entre 200 nm et 750 nm (Langergraber *et al.*, 2003 ; Hochedlinger, 2005). Cet appareil est livré avec un étalonnage par défaut établi par le constructeur. Pour une estimation précise des concentrations en polluants, cet étalonnage global peut ne pas être suffisant, et un étalonnage spécifique local doit être effectué (Langergraber *et al.*, 2003). Cet étalonnage local est établi pour chaque polluant en corrélant d'une part des résultats de mesure *in situ* (spectres) fournis par le spectromètre et d'autre part des analyses en laboratoire (concentrations) effectuées sur des échantillons prélevés à proximité de la fente de mesure du spectromètre.

Le capteur *spectro::lyser* a été installé en entrée du bassin de retenue-infiltration Django Reinhardt à Chassieu. Pour étalonner le capteur *spectro::lyser* et exploiter les données, nous appliquons la régression PLS, qui est la méthode la plus utilisée en spectrométrie, car elle est particulièrement utile quand le nombre de descripteurs (variables indépendantes) est comparable ou plus grand que le nombre d'observations et/ou quand il existe des corrélations entre les variables (VCCL, 2005).

Un programme sous MatLab, appelé OPP (OTHU PLS Programme), a été développé. Celui-ci utilise l'algorithme NIPALS (Nonlinear estimation by Iterative Partial Least Squares) originalement conçu par Wold (1966) (cité dans Tenenhaus, 1998) et présenté par Abdi (2003). Le programme OPP utilise le concept de validation croisée (Aji *et al.*, 2003) pour déterminer le nombre optimal de vecteurs latents d'une part, et pour établir les longueurs d'onde à prendre en compte dans le modèle d'autre part. Comme indicateur de la qualité prédictive des modèles, nous avons utilisé la valeur RMSEP (Root Mean-Square Error of Prediction) pour le jeu de données destiné à la validation (Dantas Filho *et al.*, 2005) :

$$RMSEP = \sqrt{\frac{PRESS}{M}} \quad \text{avec} \quad PRESS = \sum_{m=1}^M (y_m - \hat{y}_m)^2 \quad \text{Eq. 4-1}$$

avec y_m la valeur de la concentration de référence pour l'objet de validation numéro m , \hat{y}_m la valeur de la concentration prédite par la PLS pour l'objet de validation numéro m , et M le nombre total d'objets de validation.

Pour étalonner le spectromètre UV-visible *spectro::lyser* avec la méthode proposée, nous avons réalisé 7 campagnes de mesures à l'entrée et à la sortie du bassin de retenue-décantation de Chassieu (Tableau 4-1). L'objectif est d'établir un étalonnage spécifique pour ce site, de manière à estimer les flux de MES et de DCO par temps sec et par temps de pluie.

Tableau 4-1. Synthèse des campagnes de mesure pour l'étalonnage de la sonde *spectro::lyser*

No.	Point	Date	Nature	Nombre échantillons
1	Entrée	28/11/2005	Pluie	8
2		14/12/2005	Sec	8
3		17/01/2006	Pluie	6
4		22/03/2006	Pluie	6
5	Sortie	15/12/2005	Sec	6
6		15/02/2006	Pluie	10
7		22/03/2006	Pluie	6

La Figure 4-1 représente l'ajustement des résultats de MES et DCO fournis par le capteur spectro::lyser en utilisant le programme OPP aux valeurs de MES et DCO de référence en entrée du bassin. Le choix des échantillons destinés à l'étalonnage et au test a été réalisé de manière aléatoire. Certains échantillons ont été éliminés pour l'analyse avec un programme de détection d'outliers multivariés que nous avons développé sous MatLab en utilisant les principes exposés par Filzmoser *et al.*, 2005, en utilisant l'algorithme FAST-MCD présenté par Rousseeuw et Van Driessen, 1999.

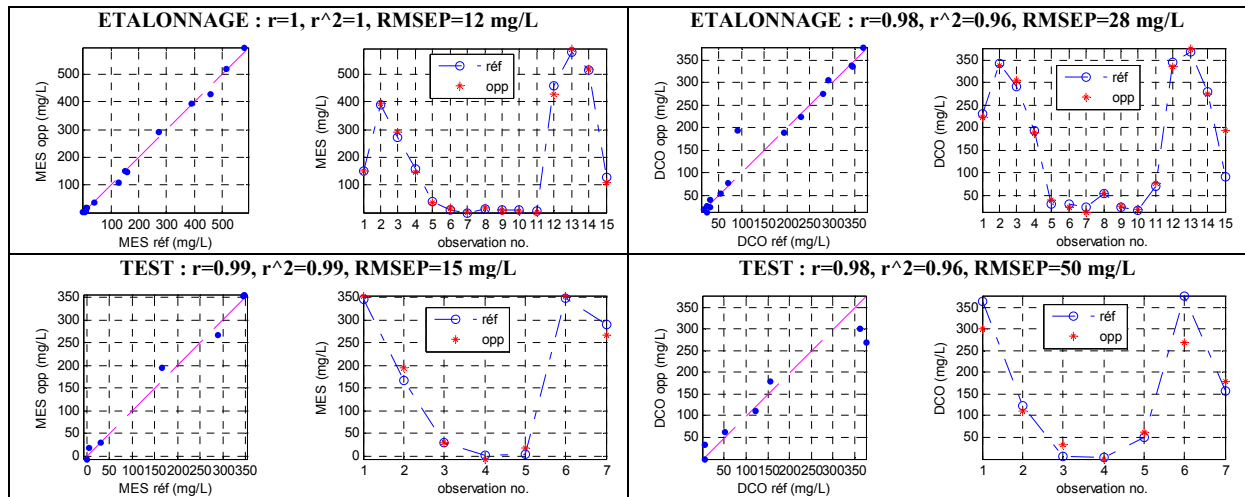


Figure 4-1. Représentation de l'ajustement des résultats de MES (à gauche) et DCO (à droite) fournis par le capteur spectro::lyser en entrée du bassin en utilisant le programme OPP aux valeurs de MES et DCO de référence

Une fois étalonné le capteur, nous pouvons réaliser des mesurages en continu de teneurs en MES et DCO. A titre d'exemple, la Figure 4-2 illustre les mesurages réalisés le 10 avril 2006 en entrée du bassin par pas de temps de 2 minutes.

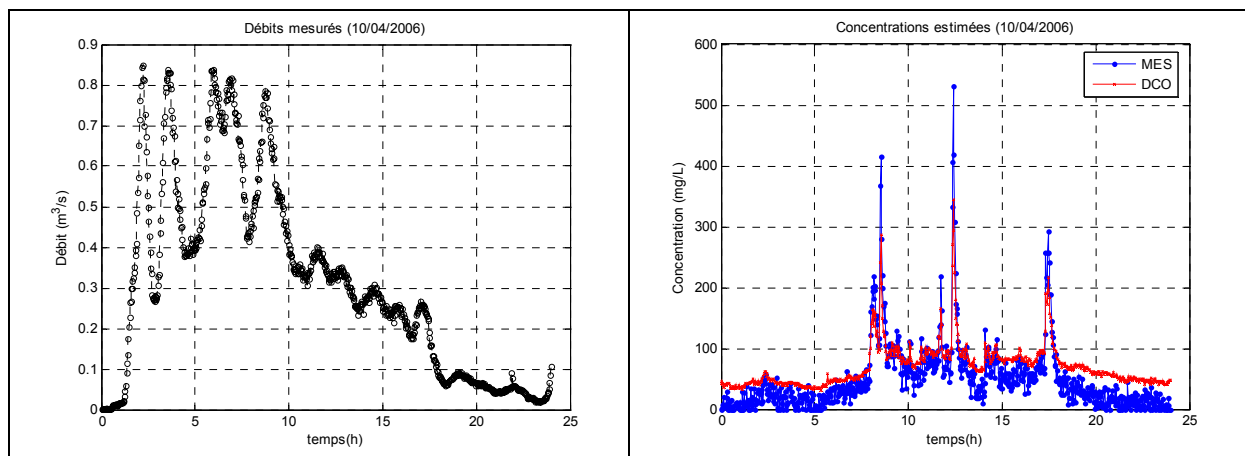


Figure 4-2. Débits mesurés par la station de mesure (à gauche) et résultats des mesurages en continu avec le capteur spectro::lyser (à droite) en entrée du bassin le 10/04/2006

ANNEXE 5

Hétérogénéité des caractéristiques des sédiments décantés au fond de l'ouvrage

Afin d'interpoler sur toute la surface du bassin les résultats de vitesses de chute obtenus à partir des 12 pièges, la librairie GSTAT (Pebesma, 2005) de R (R development core team, 2006) a été utilisée. A titre d'exemple, la Figure 5-1 montre les prédictions effectuées pour la campagne C3 par krigeage ordinaire – modèle variogramme exponentiel avec pépite = 0.85, seuil = 73.99 et portée = 8243.30.

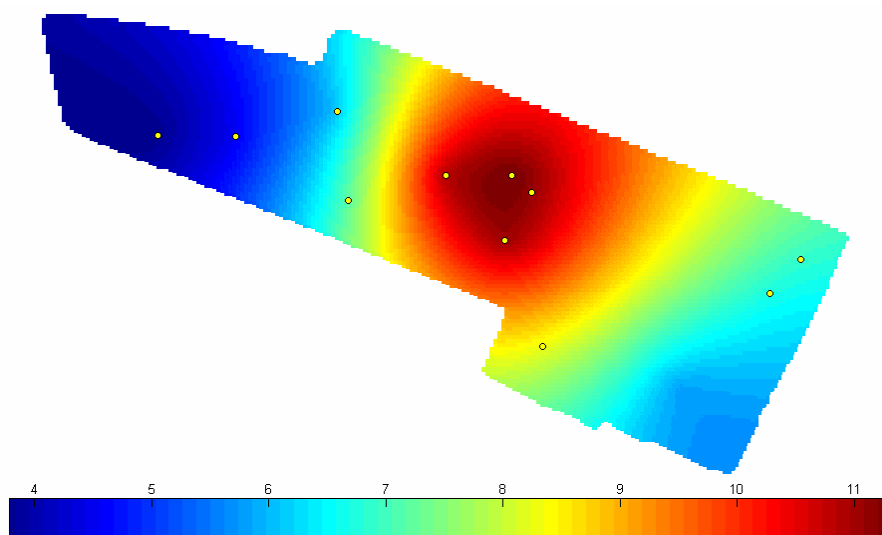


Figure 5-1. V_{50} (m/h) interpolation par krigeage ordinaire en utilisant GSTAT pour la campagne de mesure C3

De manière à vérifier ces résultats, une validation croisée a été appliquée. Les différences entre les valeurs V_{50} observées et prédites sont montrées Figure 5-2. L'écart moyen (RMSE) est de 4.1 m/h. Cette valeur indique que la qualité prédictive du modèle est faible.

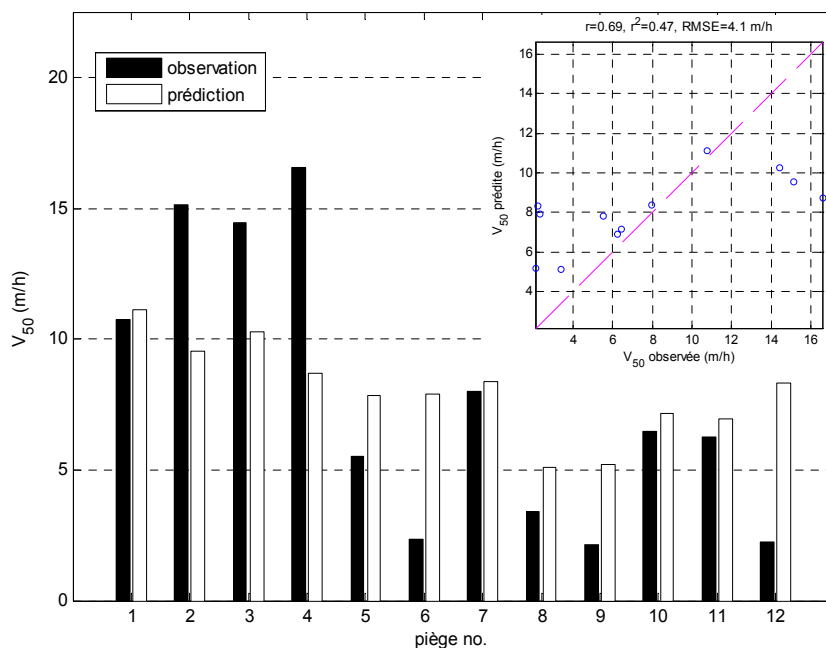


Figure 5-2. Comparaison entre les valeurs V_{50} observées et prédites après une validation croisée pour la campagne C3

De manière à améliorer la qualité prédictive, on a été amené à supposer que la distribution des vitesses médianes de décantation V_{50} sur la surface du bassin dépend du comportement hydrodynamique dans le bassin pendant chaque événement pluvieux. Pour vérifier cette hypothèse, un modèle hydrodynamique appliquant le code CFD Rubar20 a été établie et étalonné pour différents événements pluvieux. Ce modèle a été appliqué aux événements pluvieux relatifs aux différentes campagnes de mesure C1 à C5. Les résultats du modèle hydrodynamique sont fournis en termes de hauteur d'eau, débit, nombre de Froude et vitesse d'écoulement pour chaque maille (modèle avec 5103 mailles de 2 m x 2 m) et pour chaque pas de temps (2 minutes). A titre d'exemple, la Figure 5-3 représente les hauteurs d'eau et les champs de vitesse pour l'instant $t = 16200$ s (4 h 30 min) de la campagne C3. La Figure 5-4 représente pour chaque maille les hauteurs d'eau moyennes simulées pendant toute la durée de l'événement C3.

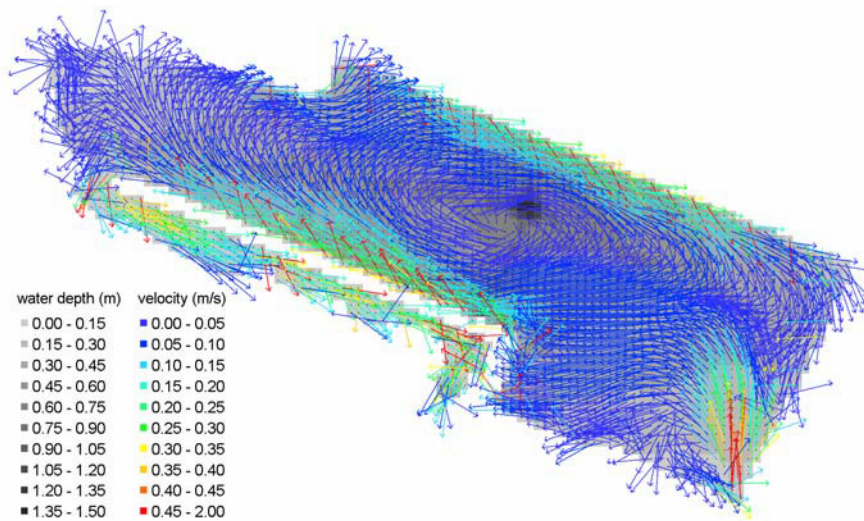


Figure 5-3. Hauteurs d'eau et champs de vitesse obtenus avec Rubar20 pour la campagne C3

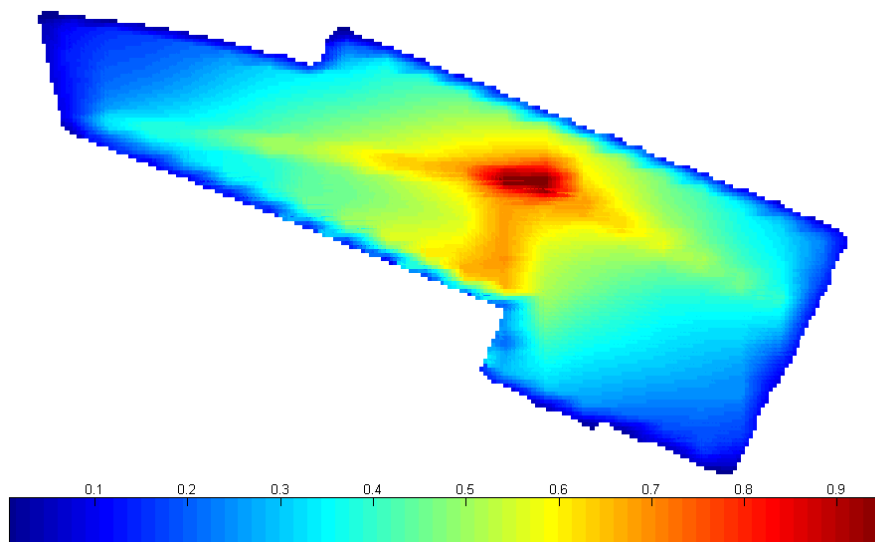


Figure 5-4. Hauteurs d'eau moyennes (m) simulées avec Rubar20 pendant la campagne C3

De manière à comparer les résultats des vitesses de chute avec le comportement hydrodynamique, on a calculé la corrélation entre la valeur moyenne de chaque variable (hauteur d'eau, débit, nombre de Froude et vitesse d'écoulement) pendant chaque événement pluvieux et la vitesse médiane V_{50} , pour

les endroits correspondants à l'emplacement des pièges à sédiments (Tableau 5-1). Le temps t pendant lequel chaque piège est couvert par l'eau a été aussi inclus dans l'analyse.

Tableau 5-1. Matrices de corrélation des résultats hydrodynamiques avec les vitesses médianes de décantation V_{50} pour la campagne C3. (t : temps total pendant lequel le piège est couvert par l'eau (s), h : moyennes des hauteurs d'eau (m); v : moyenne des vitesses d'écoulement (m/s); q : moyenne des débits unitaires (m^2/s); Fr : moyenne des nombres de Froude)

V_{50}					
0.48	t				
0.80	0.70	h			
-0.42	-0.33	-0.55	v		
0.03	0.08	-0.07	0.80	q	
-0.48	-0.50	-0.54	0.69	0.28	Fr

Le Tableau 5-1 indique que la corrélation la plus élevée avec V_{50} est $r(V_{50}, h) = 0.80$. Ce coefficient et la comparaison visuelle entre la Figure 5-1 et Figure 5-4 semble indiquer une relation spatiale entre ces deux variables.

On a utilisé la hauteur d'eau moyenne sur chaque maille du modèle hydrodynamique pour améliorer la prédiction des valeurs V_{50} sur la surface du bassin, par cokrigage – variogramme exponentiel croisé avec pépite = 0.01, seuil = 6.00 et portée = 8243.30. Les résultats sont montrés Figure 5-5.

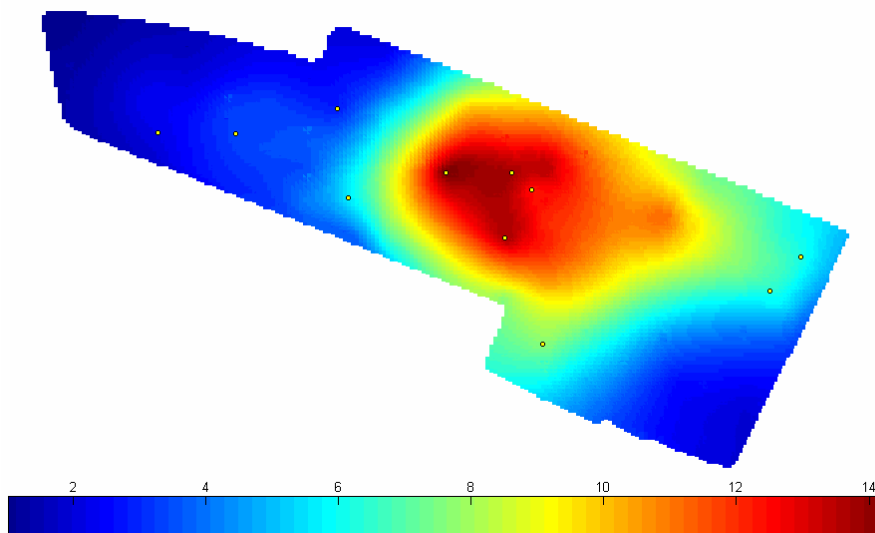
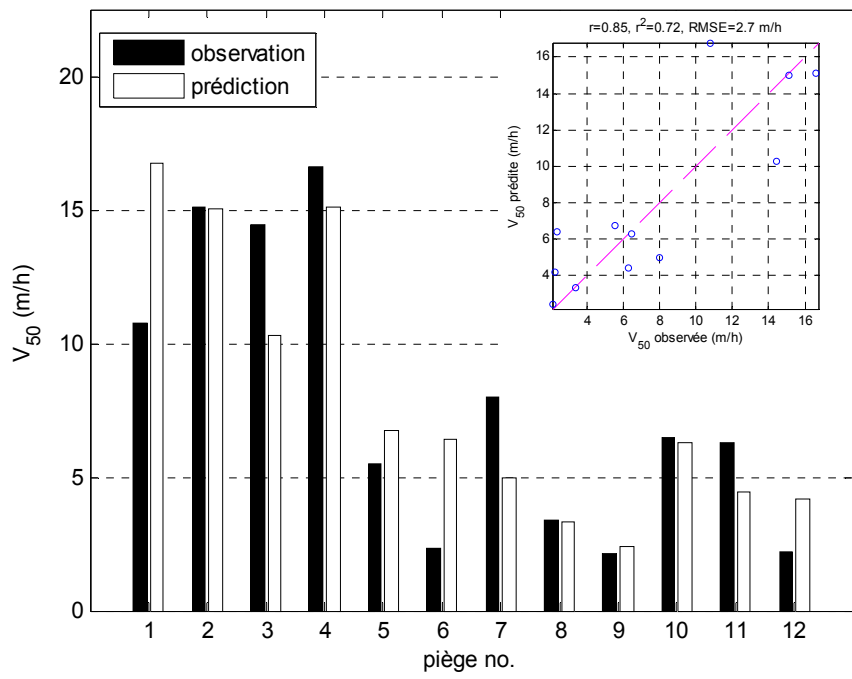


Figure 5-5. Interpolation des valeurs V_{50} (m/h) par cokrigage (covariable: hauteur d'eau moyenne h (m)) en utilisant GSTAT

Comme pour le cas du krigeage ordinaire, une validation croisée a été appliquée. Les différences entre les valeurs V_{50} observées et prédites sont montrées Figure 5-2. L'écart moyen (RMSE) est maintenant de 4.1 m/h. Ceci correspond à une amélioration de 34 % par rapport au krigeage ordinaire. On peut donc considérer que la qualité prédictive améliore en utilisant le cokrigage avec la hauteur d'eau moyenne comme covariable. Par ailleurs, ceci indique un lien entre les vitesses de chute des sédiments décantés et le comportement hydrodynamique pendant les événements pluvieux.



ANNEXE 6

Exploitation des données en continu

Dans cette étude le suivi et l'exploitation des données en continu représente un facteur très important en ce qui concerne la modélisation des flux polluants dans le bassin lors d'événements pluvieux, ainsi que pour l'évaluation de l'efficacité de rétention de l'ouvrage à court, moyen et long terme.

6-1 Stations de mesure de l'OTHU

Les stations de mesure de l'OTHU en entrée et sortie de l'ouvrage permettent d'acquérir des données par temps sec et par temps de pluie. Le débit entrant est estimé par mesurage simultané de la hauteur d'eau et de la vitesse dans la section d'écoulement. Les autres grandeurs sont mesurées hors du réseau dans un canal expérimental installé dans un bungalow et alimenté par une pompe péristaltique (débit 1 L/s et vitesse d'aspiration 1 m/s) (Figure 6-1). Différents capteurs disposés dans le canal expérimental permettent de mesurer, avec un pas de temps de 2 minutes, la conductivité, la température, le pH et la turbidité. Un préleveur automatique réfrigéré de 24 flacons de 1 L permet de réaliser des prélèvements d'effluents dans le canal expérimental, prélèvements dont les concentrations en polluants sont déterminées ultérieurement en laboratoire. Deux capteurs placés au fond du bassin permettent de mesurer les hauteurs d'eau dans l'ouvrage au même pas de temps (h_1 et h_2 sur la Figure 6-2). Le capteur de hauteur h_2 a été installé au mois de juin 2006.

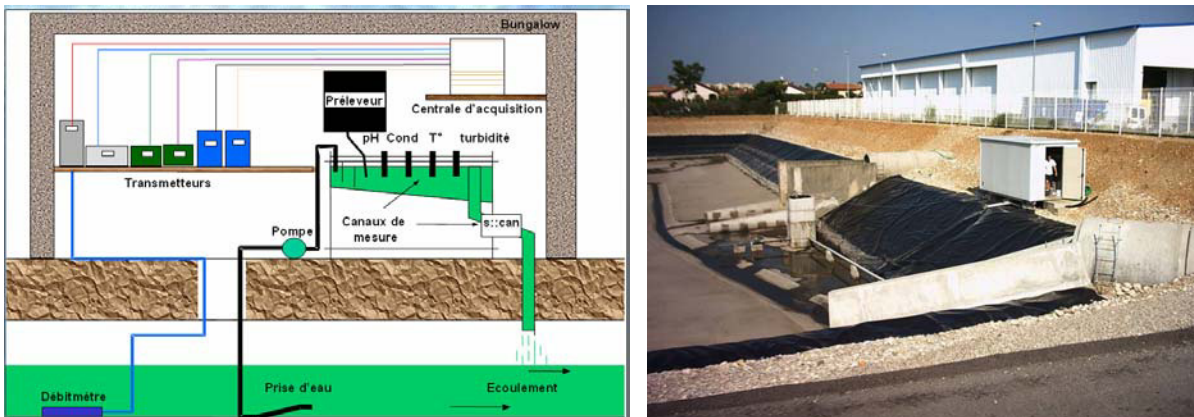


Figure 6-1. Schéma et photographie de la station de mesure installée en entrée du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt à Chassieu

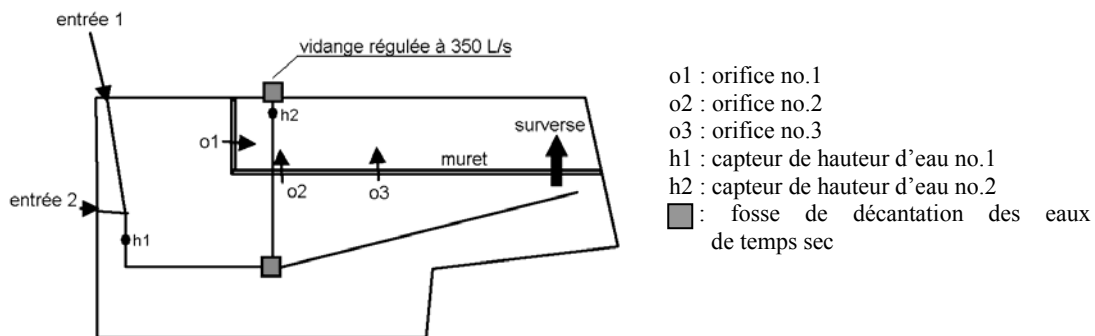


Figure 6-2. Schéma simplifié du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt (vue de dessus)

6-2 Données en continu de débit et hauteur

Les données collectées par ces stations de mesure ont été utilisées pour la modélisation du bassin en 2D et 3D. Les valeurs simultanées du débit Q_s en sortie de bassin et de la hauteur d'eau h_2 ont permis d'établir une

loi hauteur-débit représentée sur la Figure 6-3. Cette loi empirique a été imposée en sortie comme condition à la limite aval du domaine de calcul. La condition à la limite amont (entrée) est un hydrogramme mesuré.

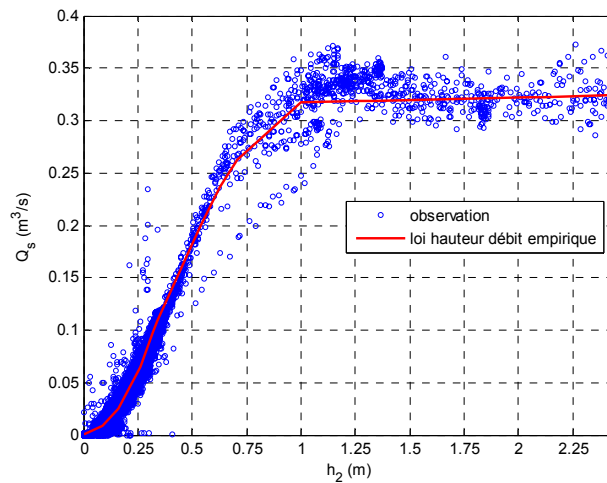


Figure 6-3. Evolution du débit de sortie Q_s en fonction de la hauteur d'eau h_2

Nous avons initialement sélectionné 6 événements pluvieux enregistrés entre juin et décembre 2006 par les stations de mesure de l'OTHU. Le Tableau 6-1 montre les volumes cumulés d'entrée et de sortie, ainsi que la différence en pourcentage (notée ΔV) entre ces volumes pour chaque événement pluvieux choisi.

Date	Identifiant	V_e (m ³)	V_s (m ³)	ΔV (%)
27-juin-06	20060627	10838	9336	14%
06-juil-06	20060706	19126	16695	13%
12-août-06	20060812	9516	7244	24%
17-août-06	20060817	20562	18509	10%
29-août-06	20060829	6026	6065	1%
15-sept-06	20060915	27661	21964	21%

Tableau 6-1. Différences en pourcentage entre les volumes cumulés d'entrée (V_e) et de sortie (V_s) pour les six événements pluvieux choisis

Le calage initial du modèle a été réalisé à partir de l'événement de référence 20060829. En effet, cet événement présente l'écart le plus faible entre les volumes cumulés d'entrée et de sortie (Tableau 6-1). La vérification des résultats numériques a été faite en utilisant les cinq autres événements. Le critère permettant de déterminer les valeurs des paramètres de calage est l'écart moyen EM calculé comme suit :

$$EM = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Y_{i-obs} - Y_{i-sim})^2}{N}} \quad \text{Eq. 6-1}$$

avec : Y_{i-obs} la hauteur h_1 (ou le débit Q_s) mesurée ; Y_{i-sim} la hauteur h_1 (ou le débit Q_s) simulée ; N le nombre de valeurs mesurées au cours de l'événement pluvieux.

6-3 Données en continu de turbidité

Afin d'effectuer une modélisation hydrodynamique des flux polluants, il est nécessaire d'utiliser des données en continu relatifs aux sédiments entrant et sortant du bassin, au même titre que pour les valeurs de débit et hauteur référencées précédemment. Par ailleurs, ces données en continu sont aussi nécessaires pour évaluer l'efficacité de l'ouvrage en termes de rétention de sédiments. Cette évaluation peut se faire à différentes échelles de temps.

Jusqu'à récemment, les charges en matières en suspension (MES) et en demande chimique en oxygène (DCO) étaient estimées exclusivement à partir d'analyses en laboratoire d'échantillons collectés pendant des

événements pluvieux. Cette pratique connaît plusieurs limitations : transport, conservation et préservation, délais pour avoir des résultats, faible représentativité temporelle et spatiale. En effet, dû aux coûts expérimentaux et d'analyse élevés, seulement quelques échantillons peuvent être collectés pour chaque événement (normalement jusqu'à 24 échantillons dû à des contraintes techniques des préleveurs automatiques) et seulement quelques événements par an peuvent être mesurés. Les résultats obtenus ainsi ne fournissent pas d'information précise ni complète en ce qui concerne la dynamique des charges de sédiments (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2002).

Une solution alternative pour résoudre ces difficultés consiste à utiliser des capteurs *in situ* avec des pas d'acquisition de données courts, et capables de fournir des séries temporelles qui puissent être traduites en termes de concentrations en MES et en DCO à travers le temps. Parmi les capteurs existants dans le marché, dû aux conditions particulières auxquelles ils sont soumis dans les réseaux d'assainissement, seulement les turbidimètres et les spectromètres UV-visibles semblent pouvoir être utilisés *in situ* avec un niveau acceptable de fiabilité (Gruber *et al.*, 2006). Cependant, comme ces capteurs ne fournissent pas directement les valeurs en MES ou DCO selon les méthodes normalisées, des méthodes spécifiques doivent être appliquées pour évaluer les concentrations équivalentes en MES et DCO et leurs respectives incertitudes (Bertrand-Krajewski, 2004; Bertrand-Krajewski *et al.*, 2007).

Une série de méthodes a été développée et appliquée pour estimer les charges en MES à partir de mesurages de turbidité *in situ*.

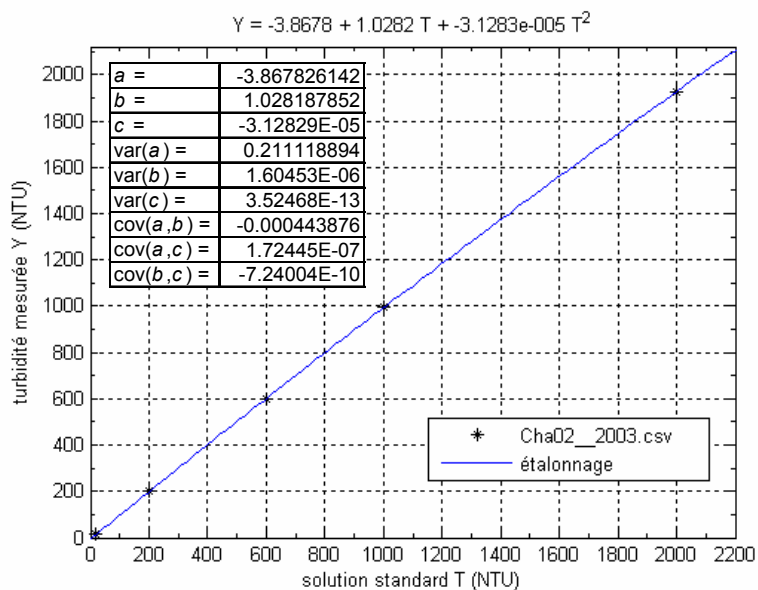
6-3.1 Etalonnage des turbidimètres

Le turbidimètre est étalonné régulièrement *in situ* avec des solutions standard de haute précision certifiées NIST. Pour chaque solution, un minimum de cinq lectures sont utilisées pour établir une fonction d'étalonnage f (Eq. 6-2) représentant la valeur mesurée de turbidité Y en fonction de la valeur réelle T de la solution standard. Cette fonction f est estimée au moyen de moindres carrés linéaires ordinaires. Les incertitudes sur les coefficients estimés b_i et leurs covariances sont aussi calculées.

$$Y = f(T) = \sum_{i=0}^n b_i T^i \quad \text{Eq. 6-2}$$

Depuis 2003, un étalonnage des turbidimètres en entrée et en sortie du bassin se fait chaque année. Les solutions standard utilisées vont de 20 à 2000 NTU avec un intervalle de confiance à 95 % égal à ± 5 % de la valeur théorique, à l'exception de l'année 2007 où l'intervalle de confiance à 95 % est de ± 1 % de la valeur théorique. Pour chaque année, 12 lectures de turbidité par solution standard ont été effectuées. Les figures suivantes montrent à titre d'exemple les résultats des campagnes d'étalonnage réalisées en entrée du bassin de retenue pour chaque année entre 2003 et 2007. Chaque figure correspondant à chaque campagne d'étalonnage contient : (i) la date de réalisation de la campagne d'étalonnage en en-tête ; (ii) un graphique avec en abscisses les valeurs théoriques des solutions standard T (NTU) utilisées, les données expérimentales obtenues avec le turbidimètre Y (NTU) en ordonnées, la courbe d'étalonnage obtenue par moindres carrés linéaires ordinaires et un tableau avec les valeurs de chaque paramètre de la courbe d'étalonnage et leurs variances et covariances; (iii) un tableau en bas du graphique contenant pour chaque solution standard sa valeur théorique, son intervalle de confiance et les 12 résultats expérimentaux obtenus avec le turbidimètre.

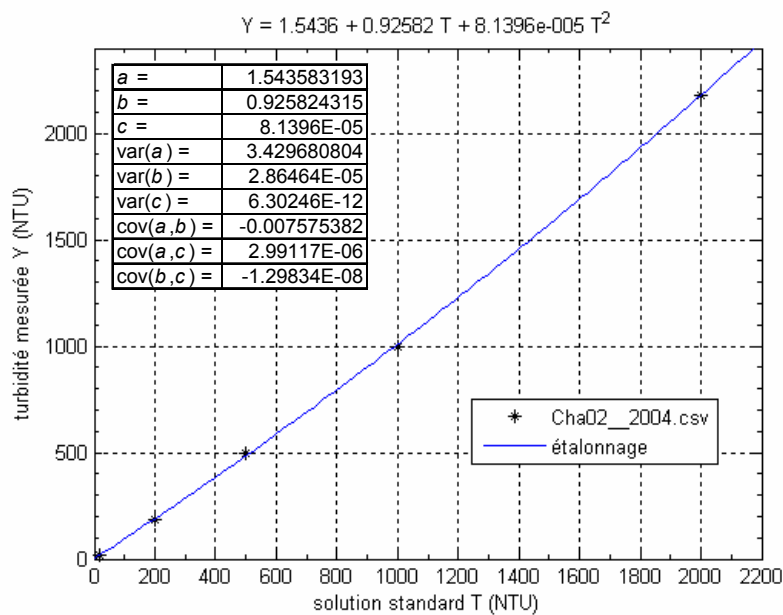
01/12/2003



T	u(T)	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	Y7	Y8	Y9	Y10	Y11	Y12
20	0.5	16.6	16.6	16.6	16.6	17.76	16.6	16.6	16.6	16.6	16.6	16.6	16.6
200	5.0	202.15	202.15	202.15	202.15	202.15	202.15	202.15	202.15	200.19	202.15	200.19	200.19
600	15.0	598.64	598.64	598.64	598.64	598.64	598.64	598.64	598.64	598.64	598.64	599.61	599.61
1000	25.0	995.13	995.13	995.13	995.13	995.13	995.13	995.13	995.13	995.13	995.13	995.13	995.13
2000	50.0	1927.76	1927.76	1928.74	1927.76	1927.76	1925.81	1925.81	1925.81	1925.81	1926.78	1927.76	1927.76

Figure 6-4. Campagne d'étalonnage du turbidimètre réalisée en 2003 en entrée du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt à Chassieu

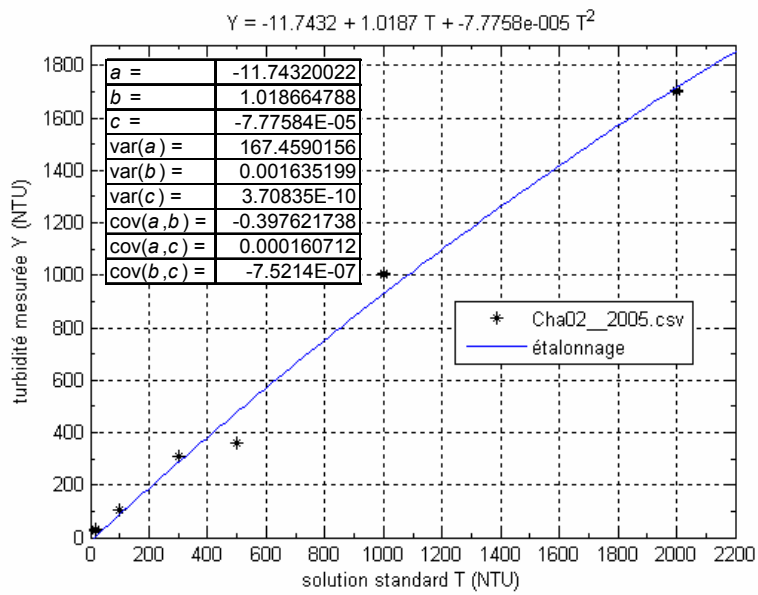
01/09/2004



T	u(T)	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	Y7	Y8	Y9	Y10	Y11	Y12
20	0.5	17.57	17.57	17.57	16.60	17.57	16.60	17.57	16.60	17.57	16.60	17.57	16.60
200	5.0	185.54	185.54	185.54	187.50	187.50	187.50	187.50	187.50	187.50	187.50	187.50	187.50
500	12.5	498.05	500.00	498.05	498.05	498.05	498.05	497.07	498.05	498.05	497.07	498.05	498.05
1000	25.0	1000.01	1000.01	1000.01	1000.01	1000.01	1000.01	1000.01	1000.01	1000.01	1000.01	1000.01	1000.01
2000	50.0	2179.00	2180.00	2181.00	2180.00	2179.00	2180.00	2180.00	2180.00	2180.00	2181.00	2181.00	2181.00

Figure 6-5. Campagne d'étalonnage du turbidimètre réalisée en 2004 en entrée du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt à Chassieu

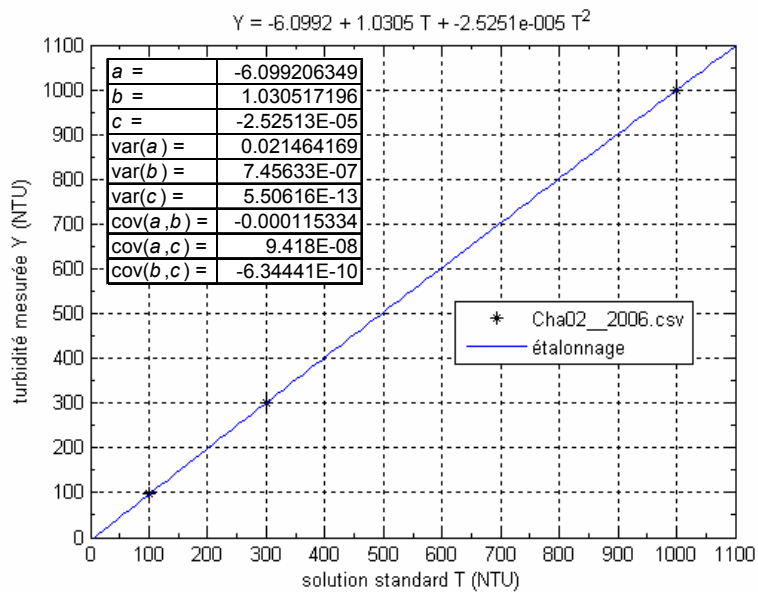
22/02/2005



T	u(T)	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	Y7	Y8	Y9	Y10	Y11	Y12
20	0.5	29.29	28.32	29.29	29.29	28.32	29.29	29.29	28.32	29.29	29.29	28.32	29.29
100	2.5	104.50	104.50	105.47	104.49	104.50	105.47	104.49	104.50	105.47	104.49	104.49	104.49
300	7.5	306.64	306.64	306.64	306.64	306.64	306.64	306.64	306.64	306.64	306.64	306.64	306.64
500	12.5	358.40	359.38	358.40	359.38	359.38	358.40	359.38	359.38	358.40	359.38	359.38	358.40
1000	25.0	1003.92	1004.80	1004.80	1004.80	1004.80	1004.80	1004.80	1004.80	1004.80	1004.80	1004.80	1004.80
2000	50.0	1697.29	1698.26	1699.23	1700.2	1701.17	1702.14	1703.11	1704.08	1705.05	1706.02	1706.99	1707.96

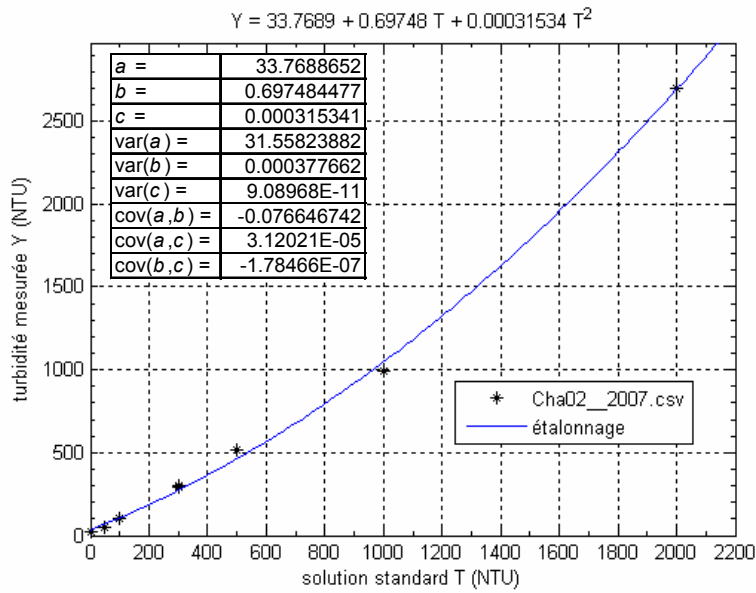
Figure 6-6. Campagne d'étalonnage du turbidimètre réalisée en 2005 en entrée du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt à Chassieu

26/04/2006



T	u(T)	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	Y7	Y8	Y9	Y10	Y11	Y12
100	2.5	96.70	96.70	96.70	96.70	96.70	96.70	96.70	96.70	96.70	96.70	96.70	96.70
300	7.5	300.70	301.70	300.70	300.70	300.70	300.70	300.70	300.70	300.70	300.70	300.70	300.70
1000	25.0	999.00	1000.00	999.00	1000.00	999.00	999.00	999.00	999.00	999.00	999.00	999.00	999.00

Figure 6-7. Campagne d'étalonnage du turbidimètre réalisée en 2006 en entrée du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt à Chassieu



T	u(T)	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	Y7	Y8	Y9	Y10	Y11	Y12
0	0.0	24.41	24.41	24.41	24.41	24.41	24.41	24.41	24.41	24.41	24.41	24.41	24.41
50	0.3	46.87	46.87	46.87	46.87	46.87	46.87	46.87	46.87	46.87	46.87	46.87	46.87
100	0.5	100.58	100.58	100.58	100.58	100.58	100.58	100.58	100.58	100.58	100.58	101.56	101.56
300	1.5	295.90	295.90	295.90	295.90	295.90	295.90	295.90	295.90	295.90	296.87	296.87	296.87
500	2.5	515.63	516.60	519.53	516.60	515.63	515.63	515.63	515.63	515.63	515.63	516.60	516.60
1000	5.0	996.10	996.10	996.10	996.10	996.10	996.10	996.10	996.10	996.10	996.10	996.10	996.10
2000	10.0	2694.37	2694.37	2694.37	2694.37	2700.23	2700.23	2700.23	2700.23	2700.23	2702.18	2702.18	2702.18

Figure 6-8. Campagne d'étalonnage du turbidimètre réalisée en 2007 en entrée du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt à Chassieu

La valeur de turbidité \hat{T} la plus proche de la valeur réelle est estimée à partir de la fonction réciproque f^{-1} (Eq. 6-3). L'incertitude type $u(\hat{T})$ est calculée en prenant en compte les incertitudes sur la valeur mesurée Y et les coefficients b_i de l'Eq. 6-2, selon la loi de propagation des incertitudes (NF ENV 13005, 1999).

$$\hat{T} = f^{-1}(y) \tag{Eq. 6-3}$$

Pour une équation polynomiale d'ordre 2, la fonction réciproque est:

$$\hat{T} = -\frac{b_1 - \sqrt{b_1^2 - 4b_2(b_0 - y)}}{2b_2} \tag{Eq. 6-4}$$

et l'incertitude type est calculée par :

$$u(\hat{T})^2 = \sum_{i=0}^2 u(b_i)^2 \left(\frac{\partial \hat{T}}{\partial b_i} \right)^2 + 2 \sum_{i=0}^1 \sum_{j=i+1}^2 \text{cov}(b_i, b_j) \frac{\partial \hat{T}}{\partial b_i} \frac{\partial \hat{T}}{\partial b_j} + u(y)^2 \left(\frac{\partial \hat{T}}{\partial y} \right)^2 \tag{Eq. 6-5}$$

$$\text{où } \frac{\partial \hat{T}}{\partial b_0} = (b_1^2 - 4b_2(b_0 - y))^{-1/2} \tag{Eq. 6-6} \quad \frac{\partial \hat{T}}{\partial b_1} = -\frac{1}{2b_2} + \frac{b_1}{2b_2} (b_1^2 - 4b_2(b_0 - y))^{-1/2} \tag{Eq. 6-7}$$

$$\frac{\partial \hat{T}}{\partial b_2} = \frac{b_1}{2b_2^2} - \frac{b_0}{b_2} (b_1^2 - 4b_2(b_0 - y))^{-1/2} - \frac{1}{2b_2^2} (b_1^2 - 4b_2(b_0 - y))^{1/2} \tag{Eq. 6-8}$$

$$\frac{\partial \hat{T}}{\partial y} = (b_1^2 - 4b_2(b_0 - y))^{-1/2} \tag{Eq. 6-9}$$

6-3.2 Analyses standard des MES et DCO dans des échantillons instantanés

Pendant plusieurs événements pluvieux, des échantillons instantanés de 1 L ont été collectés et analysés en laboratoire de manière à déterminer leurs concentrations en MES selon des méthodes standard. Trois réplicats sont mesurés de manière à calculer leurs concentrations moyennes en MES et DCO (\overline{MES} et \overline{DCO}) et déterminer leurs incertitudes $u(\overline{MES})$ et $u(\overline{DCO})$. Parallèlement, le turbidimètre est immergé directement dans l'échantillon de 1 L, lequel est homogénéisé en permanence. 50 valeurs de turbidité sont obtenues pour chaque échantillon, et transformés aux valeurs les plus proches aux valeurs réelles de turbidité \hat{T} selon l'Eq. 6-3. La valeur moyenne de turbidité $\overline{\hat{T}}$ et leurs incertitudes type $u(\overline{\hat{T}})$ peuvent donc alors être évaluées pour chaque échantillon étudié. Finalement, des triplets $(\overline{\hat{T}}, \overline{MES}, \overline{DCO})$ et de leurs incertitudes sont disponibles pour le pas suivant.

6-3.3 Détection d'outliers

Les outliers dans des séries de triplets peuvent être dus à des erreurs d'échantillonnage, de manipulation ou d'analyse, à des effets de matrice ou à des événements particuliers avec des caractéristiques hors du commun, etc. Il est important de détecter et éliminer ces outliers avant la détermination de fonctions de corrélation entre la turbidité et les concentrations en MES. Ceci se fait en trois étapes : (i) élimination d'outliers par analyse des triplicats de MES et DCO ; (ii) élimination des valeurs moyennes de turbidité, MES ou DCO ayant des incertitudes type plus grandes que 25 % de la valeurs moyenne mesurée ; (iii) méthode de détection d'outliers multivariés sur les séries de triplets $(\overline{\hat{T}}, \overline{MES}, \overline{DCO})$. L'algorithme, basé sur la méthode proposée par Rousseuw et Van Driessen (1999), permet la détection d'outliers dans les triplets dus à des valeurs aberrantes de turbidité, de MES ou de DCO en considérant globalement tous les triplets à la fois, avec un niveau de confiance de 95 %.

A titre d'exemple, les résultats à la fin de la troisième étape pour l'entrée du bassin sont illustrés Figure 6-9.

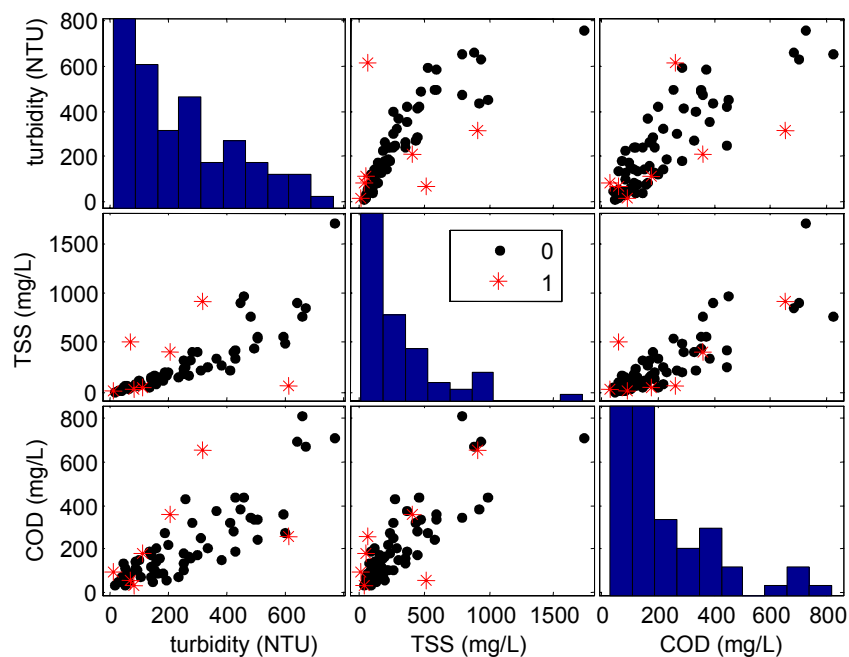


Figure 6-9. Résultats de la méthode de détection d'outliers multivariés pour les données relatives à l'entrée du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt à Chassieu (outliers : croix rouges ; données validées : points noirs)

6-3.4 Détermination de fonctions de corrélation

A partir des triplets validés, la fonction $g(T)$ (Eq. 6-10) est déterminée de manière à estimer les concentrations équivalentes en MES (MES_{eq}) à partir des séries de turbidité.

$$MES_{eq} = g(\hat{T}) = \sum_{i=0}^n c_i \hat{T}_i \quad \text{Eq. 6-10}$$

Les valeurs de MES et turbidité ayant des incertitudes, la méthode des moindres carrés ordinaires ne peut pas être appliquée pour déterminer les fonctions de corrélation. La méthode de moindres carrés proposée par York (1966) et Williamson (1968) pour une ligne droite a été améliorée (Bertrand-Krajewski, 2004) et étendue à des cas de polynômes d'ordre deux et trois pour tenir compte des non linéarités. Cette méthode a été utilisée de manière à avoir des fonctions en entrée et sortie du bassin. A titre d'exemple, la relation définitive $MES=g(T)$ en entrée du bassin est présentée Figure 6-10.

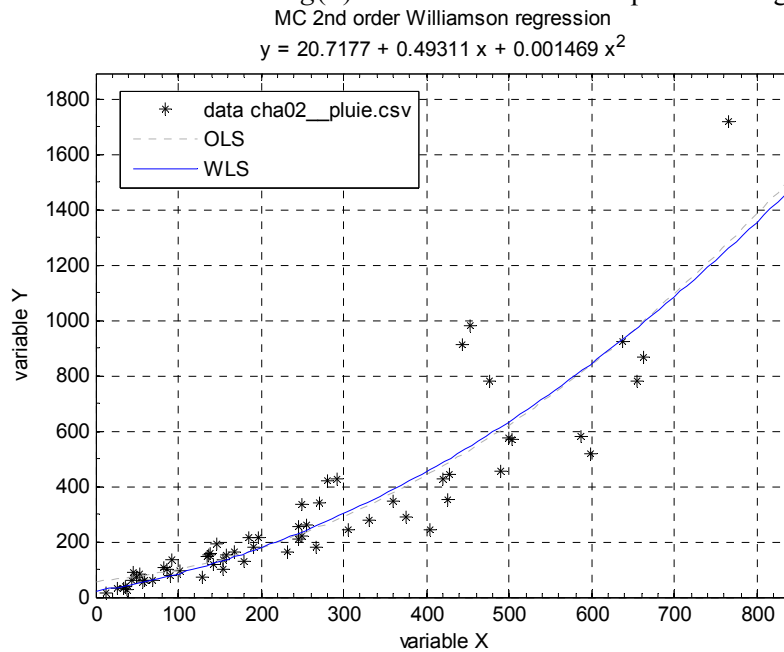


Figure 6-10. Fonction de corrélation $MES=g(T)$ établie en entrée du bassin de retenue Django Reinhardt

ANNEXE 7

Modélisation hydrodynamique en 2D

De nombreux bassins de retenue sont utilisés comme ouvrages de retenue-décantation, mais sans que les phénomènes liés à la décantation soient entièrement compris et modélisés. De nombreuses recherches sont menées depuis plusieurs années en laboratoire sur des modèles réduits afin de mieux comprendre et modéliser les processus de décantation (Stovin, 1996 ; Stovin *et al.*, 1999 ; Ta, 1999 ; Adamsson *et al.*, 2003). Toutefois les résultats obtenus restent difficilement transposables aux bassins réels des systèmes d'assainissement pour plusieurs raisons : complexité des géométries, variabilité des apports et des caractéristiques hydrodynamiques et des solides...

Pour cette étude, nous avons utilisé le code CFD (Computational Fluid Dynamics) Rubar20 (Cemagref, 2004). Ce logiciel a été originalement conçu pour le calcul de propagation d'ondes sur une zone initialement sèche en deux dimensions. Ce logiciel permet tout calcul hydrodynamique fondé sur la résolution des équations de Barré de Saint-Venant bidimensionnelles lorsque les variations temporelles des caractéristiques hydrauliques sont importantes (crues). Le code utilise la méthode des volumes finis appliquée à une grille composée de quadrilatères et de triangles. La définition des conditions aux limites est faite au moyen d'ouvrages hydrauliques (sorties contrôlées, orifices, etc.). Par ailleurs, le logiciel permet de modéliser le transport en suspension à partir d'une équation de convection-diffusion de la concentration couplée aux équations hydrauliques (Cemagref, 2004).

Les valeurs expérimentales de débit et de turbidité sont recueillies au pas de temps de deux minutes en entrée et en sortie de bassin. Deux capteurs placés au fond du bassin permettent de mesurer les hauteurs d'eau dans l'ouvrage au même pas de temps (h_1 et h_2 sur la Figure 7-1). Le capteur de hauteur h_2 a été installé au mois de juin 2006. Les valeurs simultanées du débit Q_s en sortie de bassin et de la hauteur d'eau h_2 ont permis d'établir une loi hauteur-débit, laquelle a été imposée en sortie comme condition à la limite aval du domaine de calcul. La condition à la limite amont (entrée) est un hydrogramme mesuré. Les orifices (voir Figure 7-1) sont représentés comme des ouvrages de type déversoir rectangulaire.

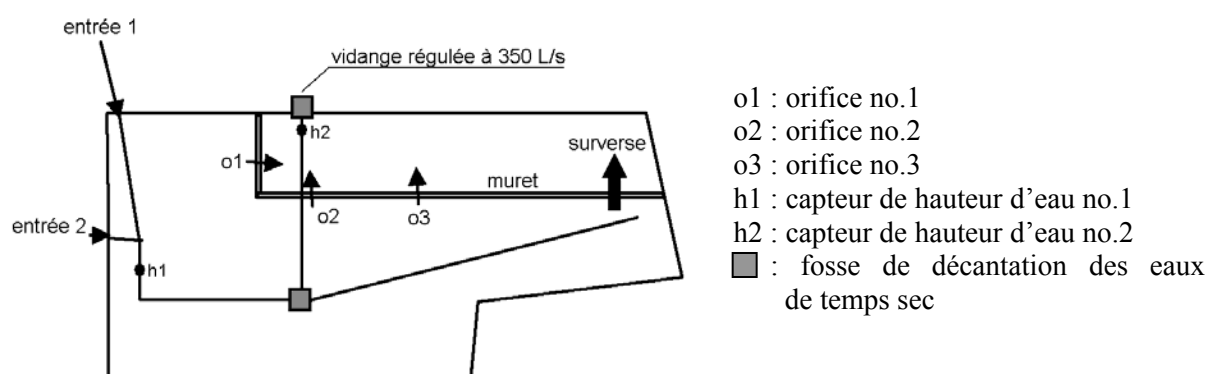


Figure 7-1. Schéma simplifié du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt (vue de dessus)

Le calage initial du modèle a été réalisé à partir d'un événement de référence (noté 20060829). La vérification des résultats numériques a été faite en utilisant cinq autres événements. Le critère permettant de déterminer les valeurs des paramètres de calage est l'écart moyen EM calculé comme suit :

$$EM = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Y_{i-obs} - Y_{i-sim})^2}{N}} \quad \text{Eq. 7-1}$$

avec : Y_{i-obs} la hauteur h_1 (ou le débit Q_s) mesurée ; Y_{i-sim} la hauteur h_1 (ou le débit Q_s) simulée ; N le nombre de valeurs mesurées au cours de l'événement pluvieux.

Les paramètres de calages (pas d'espace, rugosité de Strickler, coefficients de débit pour les orifices, conditions aux limites) les plus pertinents sont ceux qui permettent de minimiser les écarts entre les hauteurs d'eau mesurées et calculées. Le pas de temps est choisi de telle sorte que la condition de Courant (CFL) soit respectée. Plusieurs combinaisons ont été testées. Pour chaque pas d'espace fixé, nous avons testé tous les autres paramètres. Les valeurs des différents paramètres sont regroupées dans le Tableau 7-1.

Pas d'espace	Rugosité	Coefficients de débit pour les orifices	Conditions aux limites
$\Delta x = 1, 2, 4$ m	$K = 30, 40, 50$ m ^{1/3} /s	$\mu = 0.2, 0.32, 0.42$	Définition de l'hydrogramme sur 1, 2, 4 arêtes à l'entrée

Tableau 7-1. Paramètres de calage testés

Les résultats représentés Figure 7-2 ont été obtenus pour un maillage régulier avec un pas d'espace Δx de 2 m, un pas de temps Δt de 0.4 s (CFL = 0.6), une rugosité de Strickler de 30 m^{1/3}/s (constante dans tout le domaine) et des coefficients de débit fixés à 0.2 pour les orifices O₁ et O₃ et à 0.32 pour l'orifice O₂. L'hydrogramme d'entrée a été réparti sur 2 arêtes afin d'obtenir des vitesses d'écoulement réalistes (<5 m/s).

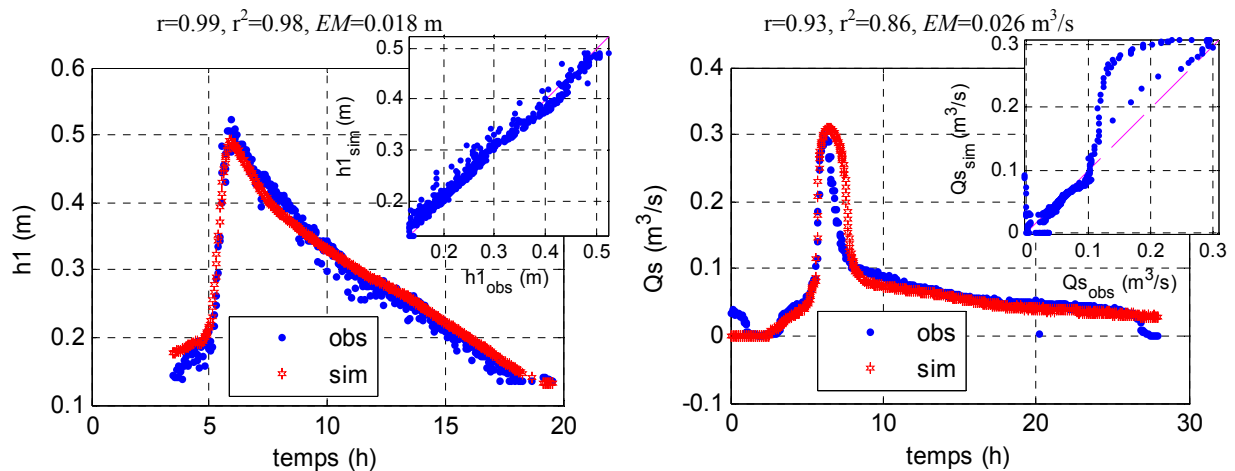


Figure 7-2. Comparaison des hauteurs d'eau et des débits de sortie observés et simulés pour l'événement de référence 20060829

Nous constatons que l'évolution des hauteurs h_1 simulées est la même que celle des hauteurs h_1 mesurées au cours de l'événement 20060829. Le léger décalage entre les débits de sortie simulés et mesurés est dû à une différence des hauteurs h_2 mesurées et simulées à ces instants (7 à 8 h après le début de l'événement pluvieux). En effet, la loi de vidange $Q_s(h_2)$ imposée à la sortie comme condition à la limite aval est une courbe moyenne passant par la majorité des points expérimentaux. Par conséquent, certains points particuliers, liés à certains événements ou à certains instants au cours des événements, peuvent ne pas suivre l'évolution globale du débit de sortie Q_s en fonction de la hauteur h_2 .

Les résultats numériques ont ensuite été vérifiés en exploitant les données des cinq autres événements pluvieux. La Figure 7-3 montre les différences obtenues en comparant les hauteurs d'eau et les débits de sortie simulés et mesurés.

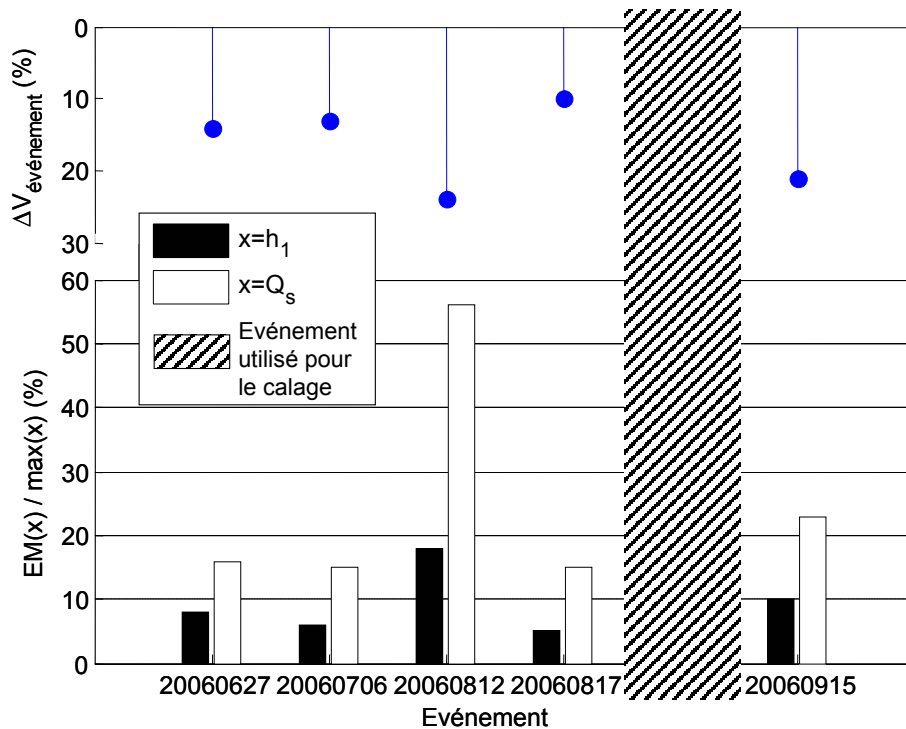


Figure 7-3. Comparaison des hauteurs d'eau et des débits de sortie simulés et mesurés pour les six événements pluvieux choisis (ΔV Différence en pourcentage entre les volumes cumulés d'entrée (V_e) et de sortie (V_s) pour chaque événement pluvieux étudié)

Nous constatons que les différences (EM/V Valeur maximale observée) sont inférieures à 10 % pour les hauteurs d'eau et à 15 % pour les débits de sortie. Ces différences, considérées comme acceptables compte tenu des incertitudes de mesure expérimentales, ont été obtenues pour les événements pluvieux dont les écarts entre les volumes cumulés en entrée et en sortie ne dépassent pas 14 %. En effet, une partie des écarts constatés lors de la vérification des modèles peut provenir des données expérimentales.

A titre d'exemple, la Figure 7-4 montre le champ de vitesses et les hauteurs obtenus à l'instant $t = 91440$ s (soit 25 h 24 min) pour l'événement 20060817. Les zones de recirculation simulées devraient correspondre aux zones préférentielles de dépôt des sédiments dans l'ouvrage réel.

Cette phase de calage nous a permis de déterminer le pas d'espace, la rugosité de Strickler, les coefficients de débit des orifices et les conditions aux limites permettant de reproduire le comportement hydraulique global de l'ouvrage. Les résultats de comparaison entre les résultats numériques et expérimentaux montrent la capacité du modèle à simuler hauteurs d'eau et débit de sortie : les différences par rapport aux valeurs mesurées sont inférieures à 10 % pour les hauteurs d'eau et à 15 % pour les débits de sortie. Nous pouvons en inférer que la simulation de l'hydrodynamique au sein de l'ouvrage (champs de vitesse, hauteur d'eau en tout point) devrait être relativement réaliste.

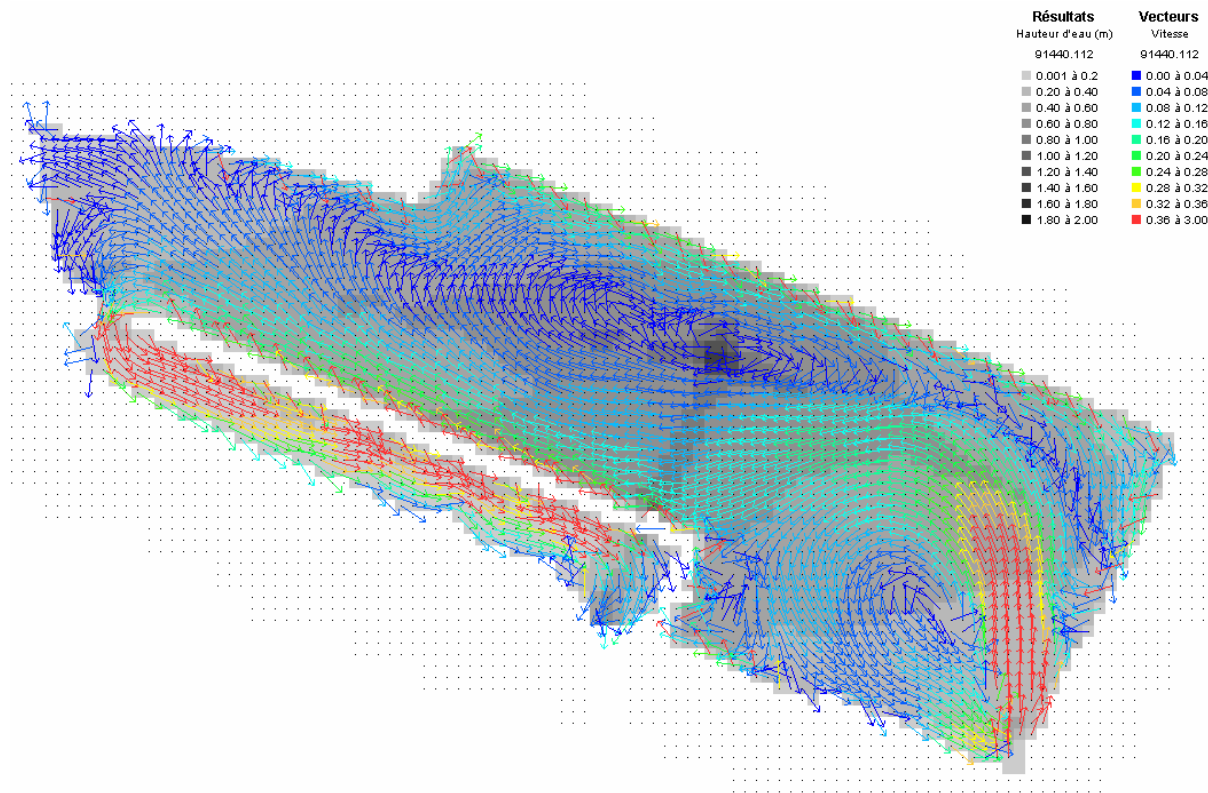


Figure 7-4. Champs de vitesses et hauteurs d'eau simulés (événement 20060817)

Les valeurs des paramètres retenues après la phase de calage et utilisées pour la vérification des résultats issus de la modélisation de l'hydrodynamique sont conservées pour simuler, dans une deuxième étape, les processus de décantation au sein de l'ouvrage. Les résultats des simulations sont ensuite confrontés à la localisation des zones de dépôt. L'étude de l'évolution des débits et hauteurs observés et simulés à travers le temps pour chaque événement pluvieux nous a permis une validation des paramètres de calage utilisés dans le modèle hydrodynamique. Cependant notre intérêt porte principalement sur l'étude des champs de vitesse et des hauteurs d'eau dans tout le domaine. L'étude des champs de vitesses nous permettra dans un premier temps de détecter des zones préférentielles de décantation. En effet, une partie des matières en suspension (MES) contenues dans l'eau lors de son entrée dans le bassin va décanter avant que l'eau ne passe dans le bassin d'infiltration. Cependant, cette décantation ne se fait pas de façon uniforme sur toute la surface du bassin. Cette répartition va dépendre essentiellement de l'hydrodynamique de chaque événement pluvieux et en particulier des zones de recirculation de l'eau. Cette recirculation dépend en grande partie de la sollicitation du bassin propre à chaque événement pluvieux et aux particularités géométriques du bassin (forme, obstructions, topographie, orifices, etc.). Des zones préférentielles de décantation vont donc se créer au fond du bassin. En prenant en compte les résultats des simulations hydrauliques présentés avant, nous avons cherché à identifier les caractéristiques de ces zones afin de pouvoir les détecter facilement. Trois conditions indissociables semblent être à l'origine de ces zones préférentielles de dépôt : (i) condition sur la direction des vecteurs vitesse : celle-ci doit être différente d'une cellule à une autre ; (ii) condition sur la norme des vecteurs vitesse : celle-ci doit être faible, de façon à ne pas créer un réentraînement des particules qui s'y déposent ; (iii) condition de pérennité : le phénomène a lieu pendant plusieurs pas de temps consécutifs pour que les particules aient le temps de se déposer. Lorsque ces trois conditions sont réunies on peut parler de zones préférentielles de décantation. Un exemple illustrant les deux premières conditions proposées avant est montré Figure 7-5 pour l'événement 20060915.

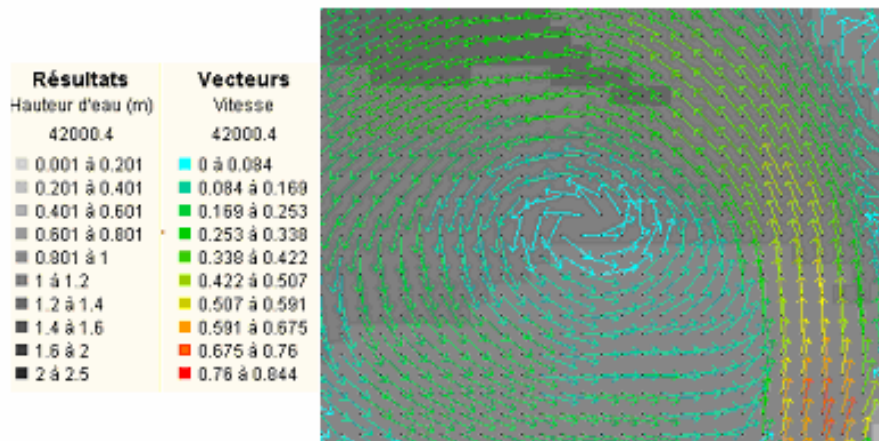


Figure 7-5. Une zone préférentielle de décantation (événement 20060915)

En étudiant divers événements pluvieux avec des caractéristiques différentes, et en appliquant le critère proposé précédemment sur les zones préférentielles de décantation, nous avons pu observer quelques similitudes qui nous ont permis d'arriver à une généralisation (Figure 7-6) qui a ensuite été corroborée avec des observations sur le terrain.

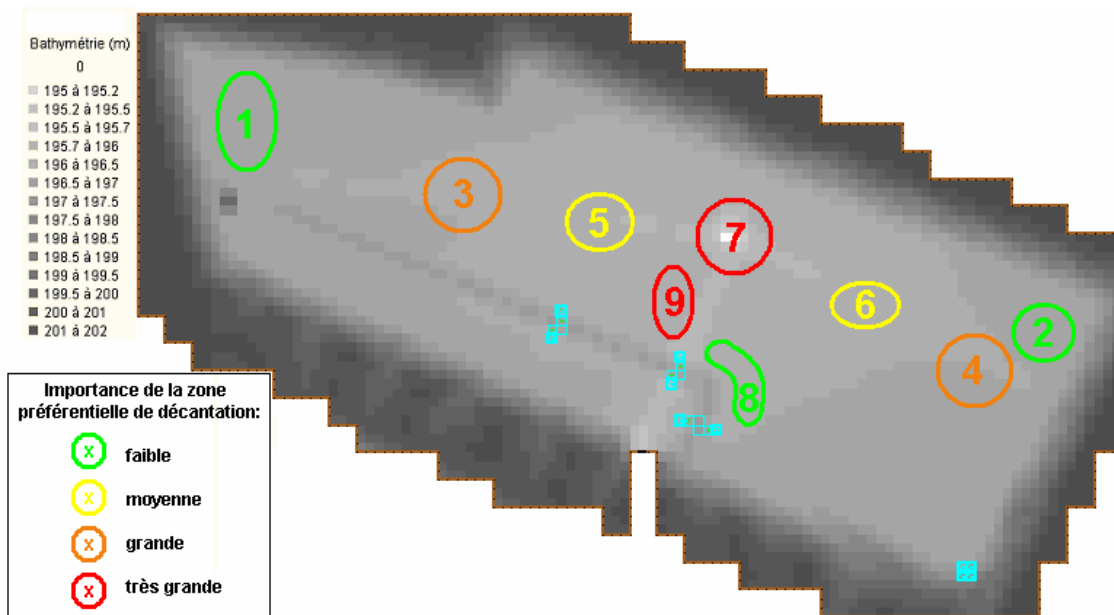


Figure 7-6. Emplacements des principales zones préférentielles de décantation, selon les résultats des simulations hydrodynamiques par Rubar20.

ANNEXE 8

Modélisation hydrodynamique en 3D

Nous avons rencontré des difficultés à plusieurs niveaux concernant la modélisation de la décantation en 3D : (i) le logiciel CFX 4.3 que nous souhaitions utiliser s'est avéré finalement mal adapté à notre ouvrage réel (problèmes de tolérance pour la définition de la géométrie, manque de souplesse pour raffiner le maillage à certains niveaux, etc.); (ii) la société qui commercialise CFX a changé de politique et ne tient plus à jour la version 4.3 sur laquelle nous travaillions avec un module spécifique de décantation (module SIMBADD) spécialement écrit pour cette version 4.3 ; (iii) nos partenaires initiaux à l'Université de Bordeaux 2 (concepteurs du module SIMBADD) ont dû interrompre la collaboration sur la modélisation en raison d'un problème interne lié à leur personnel (licenciement en cours), et non pas au projet de recherche lui-même.

Ces difficultés ont provoqué un retard important sur l'aspect modélisation. Depuis janvier 2007, une nouvelle approche a été mise en œuvre pour assurer la poursuite du travail : une licence du logiciel FLUENT a été achetée par le laboratoire LGCIE. Après essai, il se confirme que ce logiciel répond mieux aux besoins de tolérances et de souplesse que le logiciel CFX. Depuis le mois de mai 2007, nous travaillons sur le logiciel FLUENT et nous avons obtenus les premiers résultats.

Un domaine de 130 000 mailles, avec un raffinement spécial au niveau des orifices, a été testé (Figure 8-1).

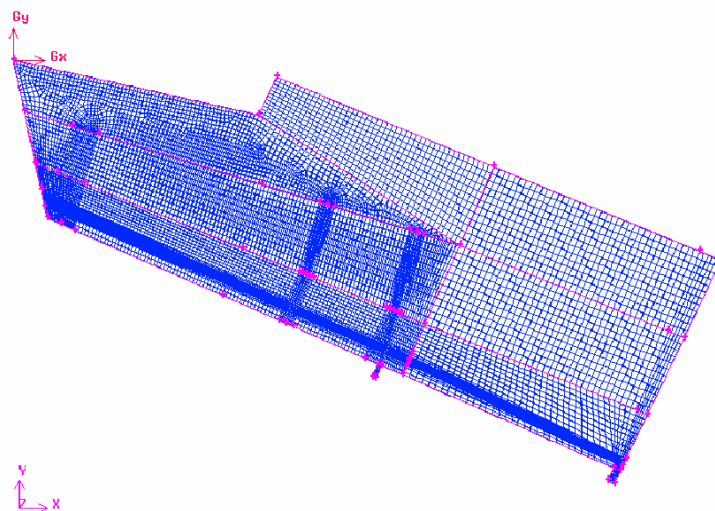


Figure 8-1. Maillage 3D du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt avec le logiciel Fluent (130 000 mailles)

Les résultats des simulations 2D (annexe 7), comme hauteurs d'eau et vitesses en entrée et sortie des zones de simulation, ont été utilisés comme conditions aux limites pour lancer des simulations sur Fluent. L'utilisation des résultats 2D comme conditions de démarrage des simulations 3D en régime permanent permet de réduire considérablement le temps de calcul. Le logiciel Fluent permet de résoudre les équations de Navier-Stokes en 3D avec un modèle k-epsilon pour la turbulence. La Figure 8-2 montre des résultats de simulation en termes de vitesses d'écoulement au début d'un événement pluvieux type. On confirme les résultats obtenus en 2D à l'entrée de l'ouvrage et au niveau des orifices. La Figure 8-3 montre des zones de recirculation détectées déjà avec les simulations en 2D.

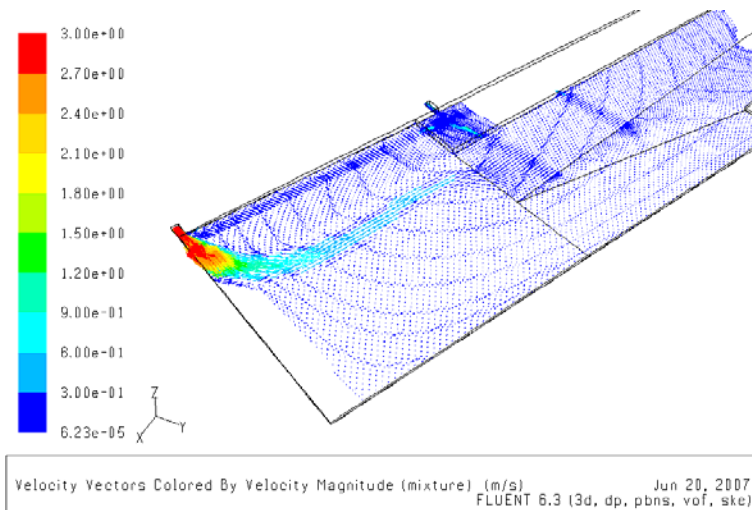


Figure 8-2. Résultats de simulations 3D avec le logiciel Fluent

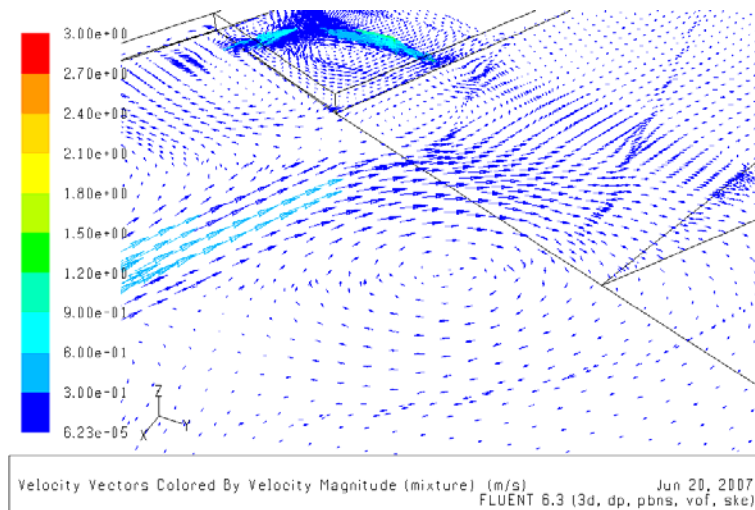


Figure 8-3. Mise en évidence des zones de recirculation lors de simulations 3D avec le logiciel Fluent

Le logiciel Fluent permet de déterminer les lignes de courant préférentielles à partir de la méthode VOF (Volume of Fraction). Une illustration des résultats obtenus est montrée Figure 8-4.

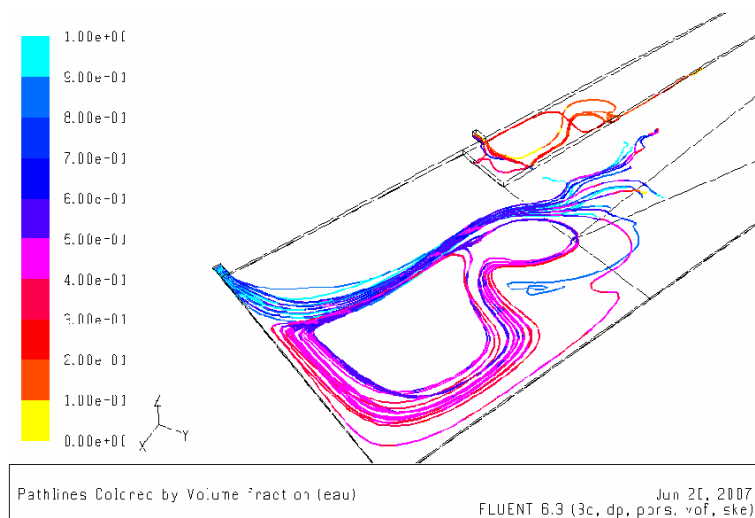


Figure 8-4. Exemple des lignes de courant simulées en 3D