



HAL
open science

Faisabilité d'une détermination in situ de la décantabilité des eaux résiduaires urbaines

G. Ruban, G. Ellogho, C. Joannis, R. Claverie, C. Fagot, M. Bauer

► **To cite this version:**

G. Ruban, G. Ellogho, C. Joannis, R. Claverie, C. Fagot, et al.. Faisabilité d'une détermination in situ de la décantabilité des eaux résiduaires urbaines. Novatech 2013 - 8ème Conférence internationale sur les techniques et stratégies durables pour la gestion des eaux urbaines par temps de pluie / 8th International Conference on planning and technologies for sustainable management of Water in the City, Jun 2013, Lyon, France. hal-03303568

HAL Id: hal-03303568

<https://hal.science/hal-03303568>

Submitted on 28 Jul 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Faisabilité d'une détermination *in situ* de la décantabilité des eaux résiduaires urbaines

Feasibility of an in situ determination of the settleability of urban wastewaters

Gwenaël Ruban¹, Grace Ellogho¹, Claude Joannis¹, Remy Claverie², Cedric Fagot³, Matthieu Bauer³

¹IFSTTAR, Groupe GER6, Route de Bouaye CS4, 44344 Bouguenais Cedex, France. Auteur correspondant : Gwenael.Ruban@ifsttar.fr

²Groupement pour l'Evaluation des Mesures en Continu dans les Eaux et en Assainissement, 149 rue Gabriel Péri, 54500 Vandoeuvre-les-Nancy, France.

³Endress+Hauser SAS, 3 rue du Rhin, BP 150, 68331 Huningue Cedex, France.

RÉSUMÉ

Une détermination en ligne et en continu de la décantabilité des eaux résiduaires urbaines permettrait une gestion en temps réel des ouvrages tels que les bassins d'orage, ainsi que de progresser dans la connaissance des mécanismes de dépôt/remise en suspension dans les réseaux de collecte. L'appareil utilisé est un spectromètre in situ permettant d'enregistrer la turbidité des échantillons pendant leur décantation. Il faut convertir cette turbidité en concentration massique pour obtenir le pourcentage massique de matières décantables en fonction de la vitesse de chute (et donc de la durée de décantation). Des expérimentations sur eaux résiduaires et des simulations montrent que le coefficient de conversion « turbidité/concentration massique » suit une loi sensiblement logarithmique en fonction de la vitesse de décantation. Les pourcentages massiques de matières décantables obtenus en temps sec sont analogues à ceux du protocole de laboratoire VICAS. Cependant des expérimentations complémentaires sont nécessaires pour préciser la dispersion des valeurs du coefficient de conversion en temps de pluie, pour estimer les intervalles de confiance des pourcentages massiques de matières décantables en un temps donné.

ABSTRACT

An on line and continuous determination of the settleability of urban wastewaters would allow a real-time monitoring of structures such as storm basins, just as to get a better knowledge of the deposition/erosion mechanism in wastewater networks. The device used is an in situ spectrometer, with the possibility to register the turbidity of water samples during their settling. The turbidity has to be converted into mass concentration to determine the mass ratio of settleable solids versus settling velocities (thus the settling duration). Experiments with wastewater and simulations show that the conversion coefficient "turbidity/mass concentration" follows a quasi logarithmic law versus the settling velocity. Mass ratios of settleable solids during dry weather are similar to those determined with the laboratory protocol VICAS. However, complementary experiments are necessary to specify the dispersion of the conversion coefficient values during wet weather, in order to estimate the confidence intervals of mass ratios of settling solids for a given settling duration.

MOTS CLES

Décantation, Gestion en temps réel, Ouvrages de stockage, Réseaux d'assainissement, Turbidité.

INTRODUCTION

Les études menées ces dernières décennies ont montré que la majorité des polluants contenus dans les eaux résiduaires urbaines sont sous forme particulaire (Ashley et al., 2005 ; Chebbo et Bachoc, 1992 ; Gromaire et al., 2001). La décantation en bassins d'orage est l'un des processus couramment utilisés pour réduire les rejets urbains de temps de pluie. Cependant les données disponibles dans la littérature montrent que les caractéristiques des particules des eaux résiduaires de temps de pluie varient suivant les sites et les événements pluvieux (Andral et al., 1999 ; Chebbo et Bachoc, 1992 ; Jacopin et al., 1999). Parmi les méthodes élaborées pour déterminer les vitesses de décantation des particules, certaines dont le protocole VICAS (Chebbo et Gromaire, 2009) sont aisées à mettre en œuvre, mais elles ne permettent pas une détermination automatisée in situ, utilisable pour la gestion en temps réel des ouvrages ainsi que pour progresser dans la connaissance des mécanismes de dépôt/remise en suspension dans les réseaux de collecte.

Le présent papier étudie la faisabilité d'une détermination in situ de la décantabilité des eaux résiduaires urbaines par turbidimétrie avec un appareil de terrain équipé d'une cellule à décantation.

1 METHODES ET MATERIELS

1.1 Principe de la méthode : turbidimétrie en décantation

Le principe de la méthode est d'enregistrer la turbidité d'un échantillon prélevé dans le milieu pendant sa décantation dans une cellule de mesure. La turbidité est convertie en concentration massique à l'aide d'une relation établie par ailleurs, ce qui permet de déterminer le pourcentage massique de particules de vitesses de chute inférieures ou égales à une valeur donnée. Ce pourcentage est comparé à celui obtenu à l'aide du protocole VICAS.

1.1.1 Mesure de la turbidité

L'appareil utilisé est le spectromètre UV-visible STIP-scan d'Endress+Hauser. Il permet la détermination en ligne et in situ de paramètres équivalents pour les eaux (Demande Chimique en Oxygène, Demande Biochimique en Oxygène, Carbone Organique Total, Coefficient d'Absorption Spectral à 254nm, nitrates) et les boues (teneur en matière sèche, Volume et Indice de Boue), ainsi que de la turbidité en atténuation (mesure dans l'axe du rayon lumineux : cf. Figure 1), à 680nm exploitée ici. En assainissement, il est la plupart du temps utilisé pour la conduite des stations de traitement des eaux résiduaires urbaines ainsi qu'industrielles.

Comme il permet l'enregistrement de la turbidité pendant des séquences automatisées de décantation dans une cellule intégrée dans la sonde, il a paru intéressant d'évaluer la possibilité de l'utiliser pour déterminer in situ la décantabilité des eaux résiduaires en réseau d'assainissement.

L'échantillon est aspiré par un piston dans la cellule à décantation (1cm de diamètre sur environ 10cm de hauteur) à travers un orifice d'environ 1,5mm de diamètre (Figure 1). La lumière émise par une lampe au xénon est analysée après traversée de l'échantillon par un détecteur (spectromètre UV-visible) à la profondeur constante H_c de 10,5mm à partir de la base du piston. La turbidité à 680nm est enregistrée toutes les 5 s à partir de la fin du remplissage de la cellule à décantation, pendant une durée réglable jusqu'à 50 min.

Le principe de la méthode est que la concentration $C(t)$ en particules au temps t et à la profondeur H_c correspond à la concentration initiale en particules de vitesses de chute inférieures ou égales à H_c/t . En effet les particules de vitesse de chute égale à H_c/t qui étaient en haut de la cellule de mesure arrivent au temps t au niveau du rayon lumineux, celles de vitesses inférieures sont encore au dessus du rayon lumineux et celles de vitesses supérieures à H_c/t sont déjà sorties du volume de mesure.

La fraction massique de particules de vitesses inférieures ou égale à H_c/t ($= V_s$) est donc simplement :

$$F(V_s) = C(t)/C(0) \quad (1)$$

$C(0)$ étant la concentration massique au temps $t = 0$.

Mais comme le STIP-scan mesure des turbidités T , il faut donc établir la relation $C = k T$ qui permet de convertir les turbidités en concentrations massiques.

1.1.2 Conversion des turbidités en concentrations massiques

Pour établir la relation $C = k T$, on a utilisé une colonne à décantation (Figure 1 : 24cm de diamètre

sur 1m de haut) remplie d'un sous-échantillon issu du même échantillon que celui sur lequel ont été faites les décantations avec le STIP-scan et VICAS.

Après homogénéisation, on laisse décanter ce sous échantillon pendant 4h, en prélevant par soutirage à des intervalles de temps t_i ($t_i = 2, 4, 8$ min, ... : mêmes intervalles que VICAS) et aux profondeurs H_i , des prises d'essai de 2,5L sur lesquelles on mesurera les turbidités T_i et les concentrations massiques C_i . On obtient ainsi des valeurs $k_i = C_i/T_i$ que l'on met en relation avec les vitesses $V_{si} = H_i/t_i$ pour obtenir la courbe $k_i = f(V_{si})$ (cf. Figure 4).

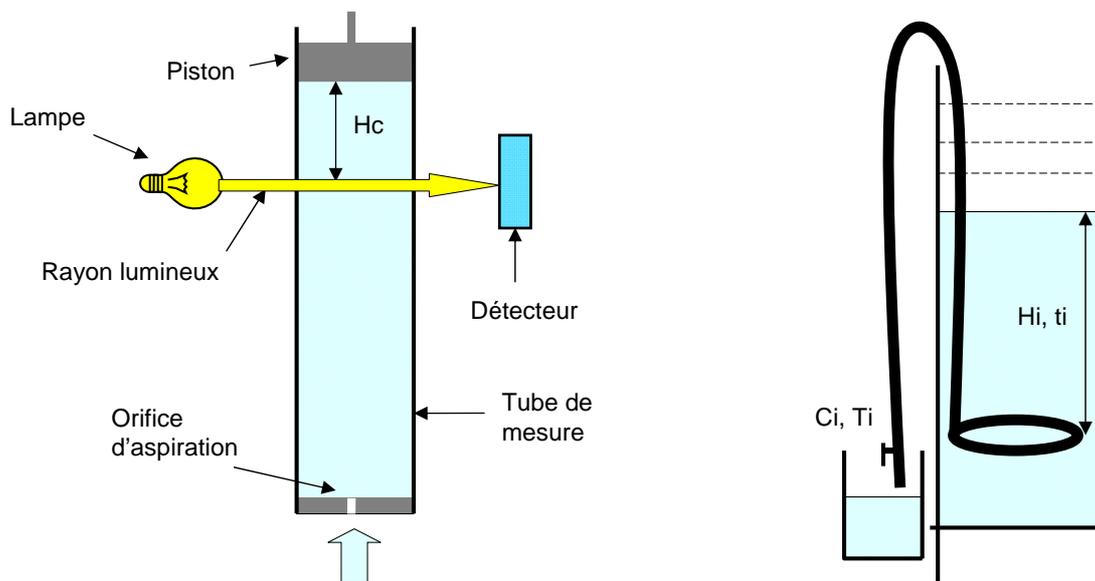


Figure 1. Schéma de la cellule à décantation du spectromètre STIP-scan (à gauche) et de la colonne à décantation (à droite)

Pour convertir la turbidité T enregistrée par le STIP-scan au temps t , caractéristique des particules de vitesses inférieures ou égales à $V_s = H_c/t$, on utilise donc la valeur $k = f(V_s)$ tirée de la relation établie ci-dessus.

1.2 Expérimentations menées – évaluation des incertitudes

1.2.1 Expérimentations de temps sec et évaluation des incertitudes

Bien que le STIP-scan soit un matériel de terrain, l'étude de faisabilité a été réalisée en laboratoire, sur des échantillons d'eaux résiduaires issus de 3 campagnes de prélèvements pour la décantabilité de temps sec. En complément 2 autres expérimentations ont été effectuées en enregistrant la turbidité d'un néphélomètre placé directement dans la colonne à décantation, pour évaluer la reproductibilité intra-site.

Les prélèvements ont été réalisés sur 2 sites du réseau unitaire de la Communauté Urbaine de Nantes Métropole : Duchesse Anne (DA) et Cordon Bleu (CB). Ils ont été effectués au seuil soit en fin de matinée, soit en début d'après-midi afin d'avoir une concentration représentative de l'activité diurne, sauf celui des 7 et 8/8 qui a été prélevé sur 24h à l'aide de 2 préleveurs automatiques dont les orifices d'aspiration se trouvaient à mi-profondeur de l'écoulement.

On voit d'après les expressions utilisées au paragraphe « 1.1 Principe de la méthode : turbidimétrie en décantation » ci-dessus, que la détermination de la fraction massique $F(V_s)$ de particules de vitesses inférieures ou égales à V_s fait appel d'une part à des produits et quotients, dont l'évaluation des incertitudes se fait par la formule classique de composition quadratique des incertitudes types, les facteurs étant des variables indépendantes. Soit $Y = f(X_1, X_2)$, f étant un produit ou quotient, et u_{X_1} , u_{X_2} les incertitudes types respectives de X_1 et X_2 , l'expression de l'incertitude type u_Y de Y est :

$$\frac{u_Y}{|Y|} = \sqrt{\left(\frac{u_{X_1}}{X_1}\right)^2 + \left(\frac{u_{X_2}}{X_2}\right)^2} \quad (2)$$

Avec \bar{Y} , \bar{X}_1 et \bar{X}_2 les moyennes respectives de Y , X_1 et X_2 .

La détermination de la fraction massique $F(V_s)$ fait d'autre part appel pour la conversion des turbidités en concentrations massiques, à la relation $k = f(V_s)$ obtenue par ajustement d'une fonction logarithmique sur les points expérimentaux. L'incertitude type sur l'ajustement de la fonction logarithmique est déterminée par une simulation de Monte Carlo (Wonnacot et Wonnacot, 1991 ; Ruban et al., 2008) sur 30 gammes de valeurs k_{ij} , V_{sij} , i correspondant aux temps t_i de soutirage dans la colonne (Cf. §1.1.2), et j variant de 1 à 30. Les valeurs k_{ij} et V_{sij} sont obtenues à partir des valeurs des variables d'entrée t_i , T_i , C_i et H_i et de leur incertitudes types respectives, par tirages aléatoires en faisant l'hypothèse généralement faite d'une distribution normale de ces variables. Le nombre de 30 ajustements pour déterminer l'incertitude type sur k correspond à une précision d'environ 25% sur cette incertitude type, ce qui est cohérent avec le niveau de précision sur les variables d'entrée.

Les valeurs et méthodes de détermination des incertitudes types sur les différentes variables sont récapitulées dans le tableau suivant :

Tableau 1 : incertitudes types et méthodes de détermination

Variable	Incertitude type absolue ou relative	Méthode de détermination
turbidités T enregistrées par le STIP-scan pendant une décantation	2,5 à 5,5%	répétabilité expérimentale sur 8 décantations
moment t_i de soutirage	5 s	estimation
profondeur H_i de soutirage	0,5 cm	estimation
turbidité T_i mesurée par le STIP-scan sur un échantillon soutiré	4%	répétabilité expérimentale sur 8 séries de 5 valeurs
concentration massique C_i de l'échantillon soutiré	7%	répétabilité expérimentale sur 560 échantillons
coefficient k de conversion des turbidités T en concentrations massiques	cf. valeurs et commentaires §2.2.1	simulation $n = 30$ ajustements de la fonction logarithmique par la méthode de Monte Carlo

Finalement l'incertitude sur $F(V_s)$ au niveau de confiance 95%, $U_{F(V_s)}(95\%)$, est obtenue en multipliant son incertitude type $u_{F(V_s)}$ par la variable de student $t_{0,95}$ à $n - 1$ degrés de liberté :

$$U_{F(V_s)}(95\%) = t_{0,95} u_{F(V_s)} \approx 2 u_{F(V_s)} \quad (3)$$

Les résultats sont indiqués et commentés au §2.2.2.

1.2.2 Simulations de temps de pluie

L'étude effectuée pendant les 4 mois de l'été 2012 n'a pas permis de réaliser d'expérimentation de temps de pluie. Afin d'estimer la décantabilité de temps de pluie, on a donc procédé par simulation de la relation $k = f(V_s)$ à partir d'expérimentations effectuées antérieurement sur Cordon Bleu et St Mihiel (SM), ce dernier étant un autre site du réseau unitaire de la Communauté Urbaine de Nantes Métropole. Tout d'abord une simulation de temps sec a été réalisée afin de vérifier la cohérence avec les résultats des expérimentations de 2012, puis des simulations de temps de pluie sur 3 événements ont été exploités.

La turbidité en atténuation induite par une particule peut être caractérisée par sa section efficace C_{att} , qui exprime le rapport de l'énergie perdue (c'est-à-dire diffusée ou absorbée) sur l'énergie incidente (Van de Hulst, 1981). Cependant on lui préfère généralement le facteur d'efficacité Q_{att} , qui est le rapport de la section efficace sur l'aire de la surface projetée de la particule. Comme les suspensions étudiées sont composées d'un grand nombre de particules de formes complexes orientées aléatoirement, on considère qu'elles se comportent comme des particules sphériques de diamètre équivalent d . Dans ces conditions l'expression de la turbidité en atténuation d'une suspension de N_d particules de diamètre d par unité de volume est la suivante:

$$T = N_d \frac{\pi d^2}{4} Q_{att} \quad (4)$$

$$\text{Par ailleurs : } N_d = \frac{C_V}{\pi/6 d^3} \quad C_V = \frac{C_h}{\rho_h} \quad C_h = \frac{C}{(1 - t_{eau})} \quad (5)$$

Avec C_V , concentration volumique des particules humides, C_h et ρ_h , respectivement concentration massique et masse volumique des particules humides, C et t_{eau} , concentration massique et teneur en eau des particules sèches.

En introduisant les expressions (5) dans la (4) et en la simplifiant, l'expression de la turbidité en atténuation d'une suspension de concentration massique C de particules de diamètre d devient :

$$T = \frac{3}{2} Q_{att} \frac{C}{\rho_h(1-t_{eau})d} \quad (6)$$

Les expressions généralement utilisées pour la vitesse de chute des particules sont celles de Stockes (à gauche ci-dessous) pour les petites particules (d inférieurs à environ $100\mu\text{m}$), quand l'effet de la viscosité de l'eau l'emporte sur celle de la turbulence, et celle de Van Rijn (1984 ; à droite) pour les grosses particules (d supérieurs à environ 1mm) quand l'effet de la turbulence est prépondérant :

$$V_s = \frac{gd^2}{18\nu} \left(\frac{\rho_h - \rho_{eau}}{\rho_{eau}} \right) \quad V_s = 1,1 \sqrt{\frac{\rho_h - \rho_{eau}}{\rho_{eau}} gd} \quad (7)$$

Avec g , accélération de la pesanteur, ρ_{eau} , masse volumique de l'eau et ν , viscosité cinématique de l'eau.

Pour les particules de tailles intermédiaires, Zanke (1977) a proposé une formule mathématique qui converge d'une part vers celle de Stockes pour les petites particules et d'autre part vers celle de Van Rijn pour les grosses particules :

$$V_s = 10 \frac{v}{d} \left(\sqrt{1 + 0,01 \frac{\rho_h - \rho_{eau} gd^3}{\rho_{eau} v^2}} - 1 \right) \quad (8)$$

Pour préciser l'application de cette formule aux 4 événements antérieurs, on a comparé les vitesses calculées (les diamètres des particules sont mesurés par granulométrie laser) aux vitesses mesurées à l'aide du protocole VICAS (Figure 2) :

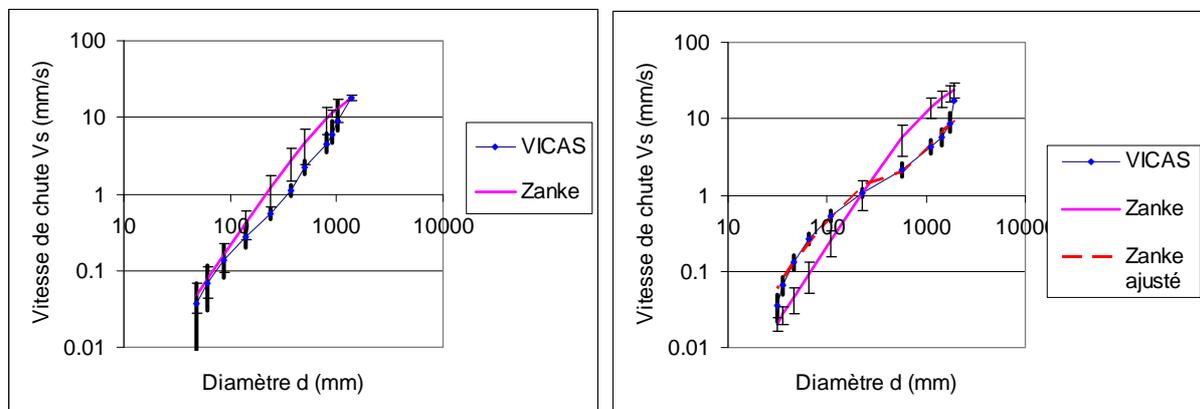


Figure 2 : comparaison des vitesses de chutes mesurées par VICAS et calculées par la formule de Zanke en temps sec (à gauche) et sur un événement pluvieux (à droite)

On constate que compte tenu des intervalles de confiance à 95%, les vitesses calculées et les vitesses mesurées sont analogues pour le temps sec, mais différentes pour l'événement pluvieux. Le fait que les vitesses calculées soient supérieures pour les grosses particules et inférieures pour les petites, suggère une sur-estimation de la masse volumique pour les premières et une sous-estimation pour les deuxièmes (une seule masse volumique avait été déterminée pour l'ensemble de l'échantillon). Pour le temps sec, l'analogie des résultats serait due au fait que la masse volumique des particules principalement organiques varie peu.

Une correction des valeurs de masse volumique pour ajuster les vitesses calculées aux vitesses mesurées aboutit à des masses volumiques humides entre 1007 et 1120 g/L, ce qui correspond à des masses volumiques sèches allant de 1100 g/L pour les grosses particules à 2000 g/L pour les petites, cohérentes avec les valeurs rapportées dans la littérature : par exemple une moyenne entre 1300 et 2000 g/L pour les particules $> 100\mu\text{m}$ et une moyenne entre 1850 et 2230 g/L pour les particules $<$

100µm (Chebbo et Bachoc, 1992). On peut par conséquent considérer que la formule de Zanke associée à cette correction des masses volumiques est également valide pour représenter les vitesses de chute de temps de pluie.

L'objectif étant de déterminer le pourcentage massique de particules de vitesses de chute inférieures ou égales à une valeur donnée, les valeurs de concentrations massiques et turbidités pour simuler $k = C/T$ seront donc cumulées en partant des vitesses de chute les plus faibles (ce qui correspond également aux diamètres les plus faibles). Si p_i est le pourcentage massique de la classe de particules de diamètres compris entre d_i et d_{i-1} , et en faisant l'hypothèse d'un facteur d'efficacité Q_{att} , constant, l'expression de k_i correspondant aux particules de diamètres inférieurs ou égaux à d_i est la suivante (la concentration massique globale C se simplifie) :

$$k_i = \frac{C_1 + C_2 + \dots + C_i}{T_1 + T_2 + \dots + T_i} = \frac{\rho_1 + \rho_2 + \dots + \rho_i}{\frac{3}{2} Q_{att} \left(\frac{\rho_1}{\rho_{h1}(1-t_{eau1}) d_1} + \dots + \frac{\rho_i}{\rho_{hi}(1-t_{eau_i}) d_i} \right)} \quad (9)$$

$\rho_{hi} (1-t_{eau_i}) d_i$ étant le produit correspondant à la quantité $\rho_h (1-t_{eau}) d$ pour la classe de particules de diamètres compris entre d_i et d_{i-1} .

On peut donc ainsi avec les expressions (8) et (9), simuler des relations $k = f(Vs)$ à comparer aux valeurs expérimentales obtenues.

2 RESULTATS ET DISCUSSION

2.1 Représentativité

D'après les essais effectués, les caractéristiques métrologiques du STIP-scan conviennent pour l'application étudiée, d'où notamment les valeurs de répétabilité de mesurage de la turbidité reportées au §1.2.1. pour l'évaluation des incertitudes.

Par ailleurs la représentativité de la cellule à décantation vis-à-vis d'une possible altération des vitesses de chute du fait de ses dimensions réduites (1cm de diamètre sur environ 10cm de hauteur) a été étudiée d'un point de vue bibliographique et expérimental. Di Felice (1999) rapporte que pour une suspension diluée (concentration < 0,05) de particules de même taille, la réduction de vitesse de chute est expérimentalement détectable quand le rapport diamètre de la particule sur celui de la cellule à décantation est supérieur à 0,05, ce qui correspond ici à 500µm. La littérature (par exemple Chebbo et Bachoc, 1992), indique un diamètre de particule correspondant à 90% du volume de l'échantillon (D90), généralement inférieur à cette valeur.

Par ailleurs on a effectué des décantations à des concentrations de kieselguhr (terre de diatomée de D50 de l'ordre de 20µm, pour des D50 de l'ordre de 20 à 50µm pour les rejets urbains de temps de pluie), entre 0,1 et 1,9 g/L (Figure 3). Cette dernière concentration correspond à une turbidité de 500 FAU, la majorité des turbidités des rejets urbains de temps de pluie étant inférieure à cette valeur.

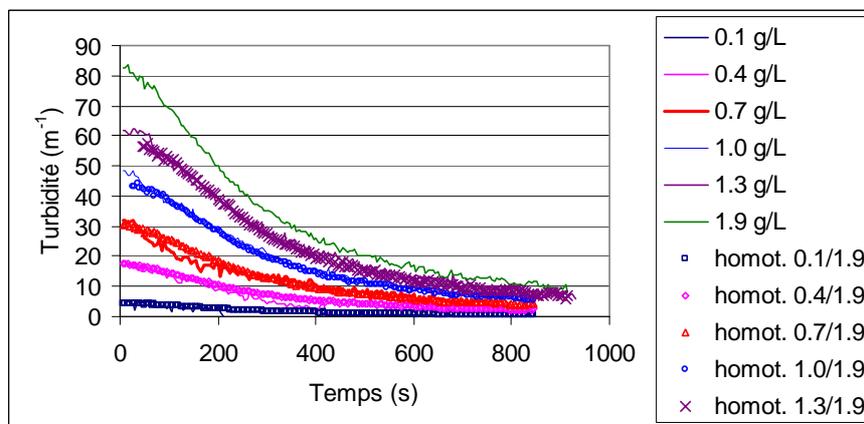


Figure 3 : proportionnalité de la turbidité à la concentration en décantation

On constate sur la Figure 3 que les turbidités calculées proportionnellement à une concentration donnée C par rapport à celle de la suspension à 1,9 g/L, se confondent avec celles de la suspension à cette concentration C . Cette absence d'influence de la concentration est cohérente avec la conclusion tirée ci-dessus de la bibliographie.

Il apparaît donc ne pas y avoir d'influence de la taille de la cellule à décantation sur la vitesse de décantation des particules. La similitude des distributions de vitesses de chute obtenue avec le STIP-scan et avec le protocole VICAS (colonne de 7cm de diamètre sur environ 50cm de hauteur) que l'on verra au §2.2.2 va également dans ce sens.

2.2 Reproductibilité intra- et inter-sites de temps sec

2.2.1 Comparaison des coefficients de conversion turbidités/concentrations massiques

Les relations $k = C/T = f(V_s)$ ont donc été établies selon le protocole décrit au §1.1.2 à partir des mesurages de concentrations massiques C_i et de turbidité T_i sur les échantillons soutirés dans la colonne à décantation au temps t_i , ce qui détermine la vitesse $V_{si} = H_i/t_i$ correspondante.

Ces relations n'ont été établies avec le STIP-scan qu'à partir de la 2^{ème} expérimentation, un protocole de soutirage représentatif n'ayant été mis au point qu'à partir de ce moment. On constate sur la Figure 4 que :

- k varie effectivement en fonction de la vitesse de chute des particules ;
- l'ajustement logarithmique donne des résultats satisfaisants ($R^2 > 0.94$) ;
- compte tenu des incertitudes, les relations sont différentes pour les 2 sites sauf pour les valeurs basses.

Les évaluations d'incertitudes sont très différentes pour les 2 expérimentations (incertitudes au niveau de confiance 95% de 0,5 à 4% pour Cordon Bleu contre 7 à 13% pour Duchesse Anne) car du fait d'un volume prélevé insuffisant à Duchesse Anne, on n'a pu faire que 6 soutirages au lieu de 8, l'expérimentation durant environ 1 heure au lieu de 4 heures : d'où les incertitudes plus élevées sur le positionnement de la courbe, ainsi que des incertitudes sur la représentativité des soutirages (hypothèse de non perturbation de la décantation au dessus de la zone de soutirage) difficiles à évaluer.

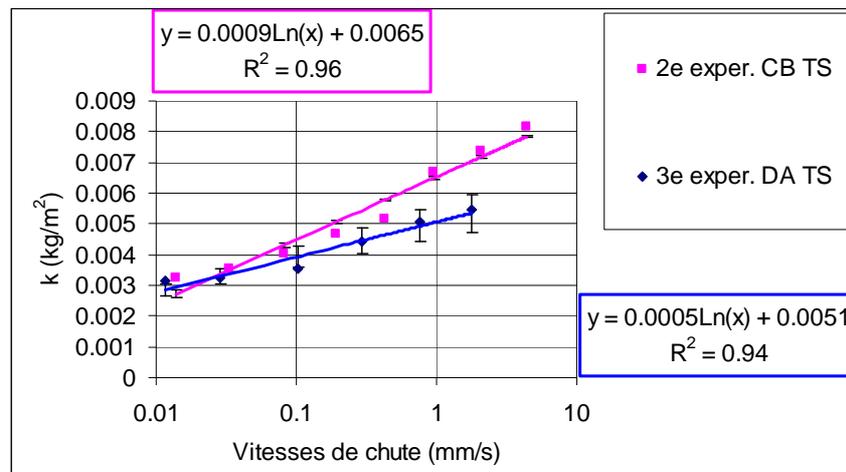


Figure 4 : relations $k = f(V_s)$ pour les sites de Cordon Bleu (CB) et Duchesse Anne (DA)

L'expression de k déduite de l'expression (6) est la suivante :

$$k = \frac{2}{3} \frac{\rho_h (1 \cdot t_{eau}) d}{Q_{att}} \quad (10)$$

La différence des relations signifierait donc qu'à vitesse de chute égale, les particules sont plus petites et/ou plus organiques à Duchesse Anne. Le caractère plus organique pourrait s'expliquer d'une part du fait que Duchesse Anne se trouve dans la partie amont du réseau alors que Cordon Bleu se trouve en aval sur le collecteur menant à la station de traitement, et d'autre part du fait de la mise en charge à Duchesse Anne du réseau amont par un siphon, qui provoquerait l'évacuation des particules minérales de temps de pluie par les déversoirs d'orage amont.

Concernant la reproductibilité intra-site de temps sec, les résultats des 2 expérimentations complémentaires effectuées sur des échantillons de Cordon Bleu en enregistrant la turbidité d'un néphélomètre placé directement dans la colonne à décantation sont représentés ci-dessous.

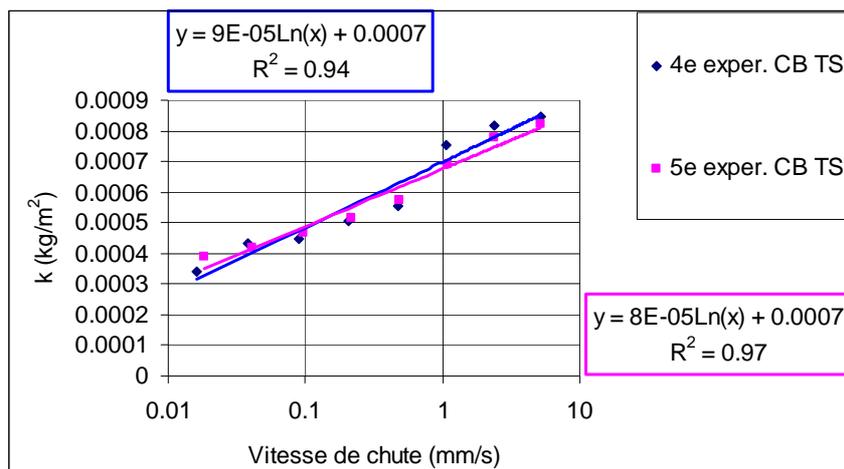


Figure 5 : relations $k = f(V_s)$ pour 2 expérimentations de temps sec sur le site de Cordon Bleu

Une bonne reproductibilité intra-site apparaît d'après la similitude des 2 courbes.

2.2.2 Comparaison des pourcentages massiques STIP-scan et VICAS de temps sec

Les pourcentages massiques de particules de vitesses inférieures ou égales à une valeur donnée sont déterminés comme indiqué au §1.1.1 après conversion des turbidités en concentrations massiques.

Il était initialement prévu de convertir la turbidité T enregistrée par le STIP-scan au temps t , caractéristique des particules de vitesses inférieures ou égales à $V_s = Hc/t$, en utilisant la valeur $k = f(V_s)$ tirée de la relation établie pendant la même expérimentation (même échantillon). Mais pour des raisons de mise au point de protocoles ou d'hétérogénéité de sous-échantillons, on n'a pu disposer pour les 3 expérimentations à la fois, de résultats représentatifs pour VICAS, le STIP-scan et la colonne à décantation (établissement de la relation $k = f(V_s)$).

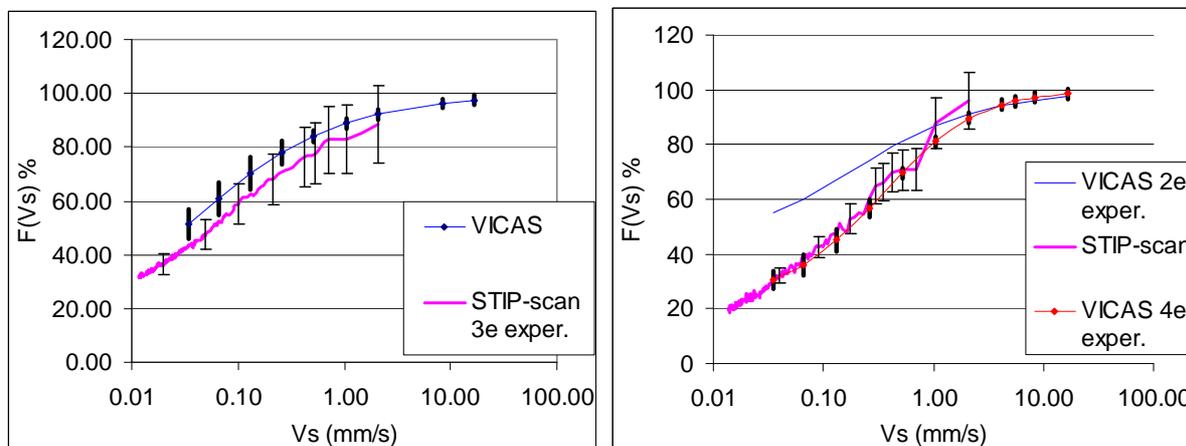


Figure 6 : pourcentages massiques établis pour la première et la seconde expérimentation

Cependant en se basant sur le principe de reproductibilité intra-site vue ci-dessus, on a pu exploiter les données de ces 3 expérimentations. La Figure 6 montre les résultats pour les 2 premières (les résultats de la 3^{ème} sont analogues):

- comme on l'a vu ci-dessus, un protocole de soutirage représentatif n'a été mis au point qu'à partir de la 2^{ème} expérimentation. On a donc utilisé la relation $k = f(V_s)$ établie pour le site de Duchesse Anne au cours de la 3^{ème} expérimentation pour déterminer les pourcentages massiques. La Figure 6 (à gauche) montre que compte tenu des intervalles de confiance à 95%, les 2 courbes sont analogues (les intervalles de confiance ont été établis pour le STIP-scan suivant la méthode décrite au §1.2.1, et pour VICAS par répétabilité expérimentale (Chebbo et Gromaire, 2009)) ;
- pour le site de Cordon Bleu (Figure 6 à droite), le sous-échantillon utilisé pour VICAS était hétérogène par rapport à celui utilisé pour le STIP-scan (concentration en Matières en Suspension de 123mg/L contre 308), d'où une courbe différente de celle du STIP-scan. Par contre celle

établie sur le même site au cours de la 4^{ème} expérimentation est analogue.

2.3 Reproductibilité temps sec/temps de pluie

Comme indiqué au §1.2.2, l'étude effectuée pendant les 4 mois de l'été 2012 n'a pas permis de réaliser d'expérimentation de temps de pluie. Afin d'estimer la décantabilité de temps de pluie, on procède donc par simulation de la relation $k = f(Vs)$ avec la méthode décrite au §1.2.2, à partir d'expérimentations effectuées antérieurement sur Cordon Bleu (CB) et St Mihiel (SM).

On constate sur la Figure 7 que la valeur du coefficient de conversion k des turbidités en concentrations massiques simulée pour le temps sec (TS) à Saint Mihiel est cohérente avec les valeurs expérimentales de Duchesse Anne (DA) et Cordon Bleu. On peut donc penser que la méthode de simulation donnera pour les événements pluvieux des ordres de grandeur d'une justesse correcte par rapport à cette simulation de temps sec.

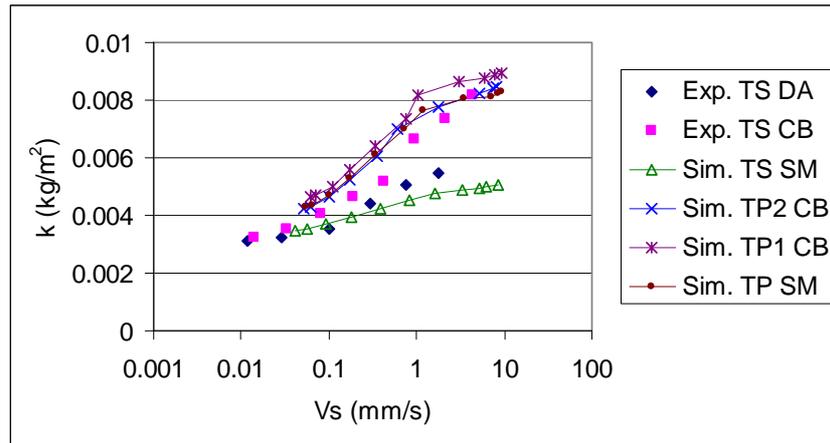


Figure 7 : valeurs expérimentales et simulées du coefficient de conversion turbidités/concentrations massiques

Les 3 simulations de temps de pluie (TP) pour Cordon Bleu ou Saint Mihiel apparaissent groupées et notablement différentes de la simulation de temps sec, leur écart à celle-ci étant supérieur à celui entre les 2 courbes expérimentales de temps sec de Duchesse Anne et Cordon Bleu. Cette différence de valeurs de $k = f(Vs)$ entre le temps sec et le temps de pluie s'apparente à celle déjà constatée sur plusieurs sites pour k sur échantillons non décantés (Bertrand-Krajewski et al., 2010).

Le groupement des simulations de temps de pluie pour Cordon Bleu ou Saint Mihiel peut s'expliquer en partie du fait qu'il s'agit d'événements pluvieux de périodes de retour analogues de 1 à 2 mois. Pour obtenir un intervalle de confiance sur les courbes de décantation de temps de pluie qui en découlent, il faut donc préciser la dispersion de la relation $k = f(Vs)$ sur un échantillon d'événements pluvieux de périodes de retour plus diversifiées.

3 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les expérimentations effectuées sur des échantillons d'eaux résiduaires de temps sec avec un appareil de terrain ainsi que des simulations d'événements pluvieux montrent qu'il serait envisageable de déterminer in situ et en continu la décantabilité de ces eaux par turbidimétrie.

L'appareil enregistrant des turbidités, une méthode a été mise au point pour déterminer le facteur de conversion des turbidités en concentrations massiques. La relation entre ce facteur k et la vitesse de décantation suit approximativement une loi logarithmique ($R^2 > 0.94$).

Des expérimentations de temps sec ont montré la reproductibilité intra-site de cette relation, mais il apparaît une différence entre celle d'un site amont du réseau unitaire de Nantes Métropole sous influence aval d'un siphon, et celle d'un site situé à l'aval du même réseau.

Les courbes de temps sec exprimant les pourcentages massiques de particules de vitesses de chute inférieures ou égales à une valeur donnée sont analogues à celles du protocole VICAS. Cette constatation jointe à l'étude bibliographique et à l'essai de décantations à différentes concentrations montre qu'il n'y a pas d'influence notable de la taille de la cellule à décantation de l'appareil.

Les relations entre le facteur de conversion turbidités/concentrations massiques et les vitesses de chute, déterminées par simulation pour des événements pluvieux, sont différentes de celle de temps sec mais groupées. Cependant les périodes de retour de ces événements sont peu différentes (1 à 2

mois) et peu élevées. Il est donc nécessaire de poursuivre l'étude sur des événements pluvieux de périodes de retour plus diversifiées, afin d'évaluer l'incertitude induite sur la courbe exprimant le pourcentage massique de particules de vitesses de chute inférieures à une valeur donnée.

Pour l'aspect opérationnel, c'est d'ailleurs la courbe complémentaire exprimant le pourcentage massique de particules de vitesses de chute supérieures à une valeur donnée qui est intéressante puisqu'elle permet d'estimer la durée de décantation pour stocker un pourcentage donné de matières en suspension. Avec l'appareil utilisé, cette information peut être obtenue de manière automatisée toutes les vingt minutes.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée avec des échantillons prélevés sur différents sites du réseau d'assainissement de la communauté urbaine de Nantes. Les auteurs remercient la Communauté Urbaine de Nantes Métropole pour sa contribution à la réalisation de ces prélèvements.

BIBLIOGRAPHIE

- Andral, M. C., Roger, S., Montrejaud-Vignoles, M. et Herremans, L. (1999), *Particle size distribution and hydrodynamic characteristics of solid matter carried by runoff from motorways*. Water Environ. Res., 71 (4), 398-407.
- Ashley, R., Bertrand-Krajewski, J.-L., et Hvitved-Jacobsen, T. (2005). *Sewer solids – 20 years of investigation*. Wat. Sci. & Tech., 52(3), 73-84.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Joannis, C., Chebbo, G., Ruban, G., Métadier, M. et Lacour, C. (2010), *Comment utiliser la turbidité pour estimer en continu les concentrations en MES et/ou DCO*, TSM, 105 (1/2), 36-46.
- Chebbo, G. et Gromaire, M.-C. (2009), *VICAS – An operating protocol to measure the distributions of suspended solid settling velocities within urban drainage samples*. Journal of Environ. Engineering., (9), 768-775.
- Chebbo, G. et Bachoc, A. (1992). *Characterization of suspended solids in urban wet weather discharges*. Wat. Sci. & Tech., 25(8), 171-179.
- Di Felice, R. (1999), *The sedimentation velocity of dilute suspensions of nearly monosized spheres*. International Journal of Multiphase Flow, 25, 559-574.
- Gromaire, M.-C., Garnaud, S., Saad, M. et Chebbo, G. (2001), *Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers*. Water Res., 35 (2), 521-533.
- Jacopin, C., Bertrand-Krajewski, J.-L., et Desbordes, M. (1999), *Characterization and settling of solids in an open, grassed, stormwater sewer network detention basin*. Wat. Sci. & Tech., 39 (2), 135-144.
- Ruban, G., Joannis, C. (2008). *Evaluation of calibration curve uncertainty using the Monte Carlo method: Application to turbidity measurement*. Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées, n° 272, 33-43.
- Van De Hulst, H.C. (1981) *Light scattering by small particles*. Dover, New York.
- Van Rijn, L. C. (1984), *Sediment transport, part II: suspended load transport*. Journal of Hydraulic Engineering, 110 (11), 1613-1641.
- Wonnacot, T.H. et Wonnacot, R.J. (1991), *Statistique – Economie, gestion, sciences, médecine (4^{ème} édition)*. Ed. Economica, Paris, 919 pages, ISBN 2-7178-2072-8.
- Zanke, U. (1977) *Berechnung der Sinkgeschwindigkeiten von Sedimenten*, Communications du Franzius-Institut für Wasserbau, Vol 46, page 243, Technical University, Hannover, Allemagne.