HAL
open science

Traitement des rejets urbains de temps de pluie par clarifloculation : quelle efficacité vis-à-vis des micropolluants ?

J. Gasperi, B. Laborie, V. Rocher

To cite this version:

J. Gasperi, B. Laborie, V. Rocher. Traitement des rejets urbains de temps de pluie par clarifloculation : quelle efficacité vis-à-vis des micropolluants ?. 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-03303403

HAL Id: hal-03303403

https://hal.science/hal-03303403v1

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.

Traitement des rejets urbains de temps de pluie par clarifloculation : quelle efficacité vis-à-vis des micropolluants ?

Treatment of combined sewer overflows by ballasted clarification: which pollutants are removed?

Johnny Gasperi[1], Bastien Laborie[2], Vincent Rocher[2]

1 Université Paris-Est, LEESU, UMR MA 102 - AgroParisTech, 61 avenue du Gal de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France, gasperi@u-pec.fr,
2 SIAAP, Direction du Développement et de la Prospective, 82 avenue Kléber, 92700 Colombes, France, vincent.rocher@siaap.fr, bastien.laborie@siaap.fr

RÉSUMÉ

Cette étude a pour but d'évaluer l'efficacité des unités de clarifloculation pour le traitement des rejets urbains de temps de pluie (RUTP), vis-à-vis des nutriments et des micropolluants. Dans ce but, des campagnes de prélèvements ont été menées sur l'unité de clarifloculation de la station d'épuration Seine Aval (Ile-de-France, SIAAP, 1 700 000 m^3/j) lors de trois événements pluvieux. Outre les paramètres physico-chimiques classiques, un panel de 97 molécules a été recherché. Cinquante-sept substances dont 18 substances prioritaires ont été détectées dans l'influent. En opérant à des doses optimales de réactifs et de micro-sable, l'unité de clarifloculation est capable d'éliminer efficacement les particules, les pollutions carbonées et phosphorées, certains métaux particulaires et les polluants organiques hydrophobes (log Kow > 4). *A contrario*, elle ne permet qu'une élimination faible à modérée (de < 20% à 50%) de la pollution azotée et des polluants organiques hydrophiles (log Kow < 4). L'efficacité de l'unité de clarifloculation ne semble que très peu impactée par les variations de nature des effluents ou de charge des effluents, mais semble directement dépendre des bons ajustements de réactifs et de sable.

ABSTRACT

This study aimed at examining the performance of the ballasted flocculation unit (BFU) on treating combined sewer overflows (CSO). Hence, the full-scale BFU at the largest wastewater treatment plant in Europe (Seine Aval plant near Paris, France) is investigated during three sampling campaigns. Of the 97 molecules targeted, 57 substances including 18 priority substances were detected in the BFU influents confirming that CSO treatment has definitively proven to be necessary. On operating at the optimal chemical and sand doses, ballasted flocculation appears to be a suitable technology to remove particles, carbonaceous and phosphorous pollutants, particulate metals and most of hydrophobic organic compounds whilst nitrogenous pollutants and most of hydrophilic compounds are from poorly (< 20%) to moderately (< 50%) removed. The BFU appeared less sensitive to the influent concentration fluctuations and hydraulic peak load (at the scale of the campaigns considered) than to the adjustments of chemical doses and sand injection.

MOTS CLES

Clarifloculation, Directive cadre sur l'eau, Polluants, RUTP

1 CONTEXTE ENVIROMENTAL

En Europe, la politique de lutte contre la pollution de l'eau fut établie par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/EU). Cette Directive modifiée par la Directive 2008/105/CE combine une approche générale de lutte contre le déversement de substances dangereuses ou polluantes dans l'environnement aquatique, et une approche plus spécifique définissant des normes de qualité environnementale pour les polluants prioritaires et certains autres polluants (Annexe I). Pour ces substances, elle exige une réduction progressive des émissions, pertes et rejets ou la cessation de leurs émissions d'ici à 2015. Une des pistes d'action évoquées par la réglementation est de limiter les rejets urbains de temps de pluie, dont l'impact des déversements sur les milieux récepteurs a été largement démontré dans les milieux (Krejci, 1987).

Au cours des dernières années, différentes stratégies de gestion ont été élaborées pour atténuer l'impact des RUTP, soit en réduisant les volumes ruisselés soit en améliorant leur qualité. Dans le cas d'un réseau unitaire, l'approche la plus couramment adoptée consiste à développer des bassins de stockage ou de rétention pour réduire et/ou différer le pic hydraulique. Suite à la forte affinité de certains polluants historiques (métaux, hydrocarbures aromatiques polycycliques - HAP, etc.) pour les matières en suspension (MES), et afin d'obtenir une meilleure élimination des polluants dans ces bassins, des ouvrages de décantation physico-chimique lamellaire sont parfois associés à ces bassins. Néanmoins, dans les villes où les systèmes de drainage existants ne peuvent pas être facilement adaptés ou repensés, le contrôle et la gestion des RUTP ne peuvent être complétement assurés par ce type de dispositifs.

De ce fait, des technologies permettant un traitement physico-chimique rapide des eaux excédentaires de temps de pluie ont été déployées sur les bassins versants urbanisés, et en particulier en région parisienne. La décantation physico-chimique lestée (Actiflo®, Véolia) au cours de laquelle la sédimentation des flocs, formés grâce à l'ajout de réactifs coagulant-floculant, est accélérée par l'apport de micro-sable a ainsi été intégrée dans les grandes usines d'épuration parisienne (Seine Aval [Achères, 1 700 000 m^3/j] et Seine Amont [Valenton, 600 000 m^3/j])

A ce jour, quelques d'études ont étudié les performances de cette technologie pour traiter les RUTP. Elles reportent des efficacités d'élimination de l'ordre de 70% à 90% pour les MES, et de 40% à 60% pour la demande chimique en oxygène (DCO) (Plum *et al*. 1998, Jacobsen et Hong 2002, Delporte *et al*. 1995, Jolis et Ahmad 2004, Zhu *et al*. 2007). Malgré la contribution significative de ces travaux, ces études délivrent des informations limitées puisque la plupart d'entre elles ont été menées à l'échelle de pilotes de laboratoire ou se sont attachées à étudier les MES et la pollution carbonée. Etant donné qu'un nombre important de polluants dont les polluants prioritaires de la DCE sont véhiculés par les RUTP (Gasperi *et al*. 2011), l'efficacité de cette technologie vis à vis de ces polluants doit être évaluée. Ces informations sont primordiales pour évaluer les différentes stratégies de gestion des RUTP qui seront mises en place afin de répondre aux objectifs de la DCE.

Cette étude, menée dans le cadre du programme OPUR (Observatoire des Polluants Urbains), a donc été initiée pour évaluer l'efficacité d'élimination vis à vis d'un large panel de micropolluants d'une unité de clarifloculation pour traiter les RUTP. Dans ce but, l'unité de clarifloculation de la station d'épuration Seine Aval a été étudiée au cours de trois événements pluvieux, pour lesquels 97 substances ont été recherchées. L'objectif de cette étude est plus spécifiquement de relier l'efficacité de la clarifloculation aux conditions opérationnelles d'exploitation. Les résultats sont décrits plus en détails dans une publication récemment acceptée (Gasperi *et al*. 2012).

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 Ouvrage industriel étudié : Actiflo® (Seine Aval)

La station de Seine Aval traite quotidiennement 1 700 000 m^3 d'eaux usées (20 m^3/s), soit environ 80% des eaux résiduaires urbaines parisiennes. La configuration de la station est précisée figure 1. Par temps sec, le traitement des eaux brutes comprend quatre étapes : (1) un prétraitement et un traitement primaire par décantation simple, (2) un traitement biologique par boues activées et (3) un traitement tertiaire (clarifloculation Actiflo®, Figure 2) pour affiner le traitement des MES et de la pollution phosphorée et (4) un traitement par biofiltration permettant la nitrification et la dénitrification des effluents. Après traitement, les effluents sont rejetés en Seine. Par temps de pluie, les RUTP peuvent directement alimenter l'unité de clarifloculation. Selon l'événement, l'unité peut être alimentée exclusivement par des RUTP ou par un mélange plus ou moins important de RUTP et d'eaux usées

traitées en sortie de traitement biologique. Le débit maximal d'alimentation de la clarifloculation peut atteindre 35 m^3/s. Similairement au temps sec, les effluents sont ensuite nitrifiés et dénitrifiés. Quelle que soit la configuration, les doses de réactifs (coagulant - chlorure ferrique ($FeCl_3$) et flocculant - polymère anionique) et de sable sont ajustées grâce à la mesure en ligne de la turbidité en entrée d'ouvrage. Par temps de pluie, les doses optimales préconisées par le constructeur sont comprises entre 40 et 90 g/m^3 de $FeCl_3$, 0,5 et 1 g/m^3 de polymère et 3,5 kg/m^3 de sable (granulométrie proche de 100-150 µm).

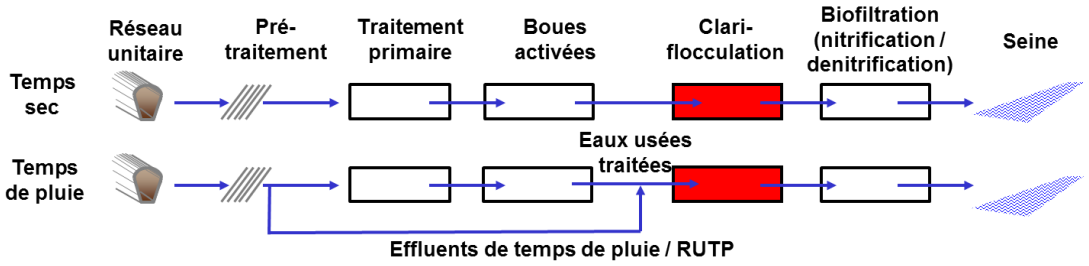

Figure 1 : Configuration de la station Seine Aval par temps sec et par temps de pluie

Les effluents en entrée et en sortie de clarifloculation ont été échantillonnés au moyen de préleveurs automatiques asservis au débit et équipés d'un mono flacon en verre de 20 l et de tuyaux en téflon®. Le prélèvement a été déclenché dès dépassement d'une valeur seuil fixée à 12 m^3/s et la durée de la collecte a été fixée à 3h. Trois campagnes ont été réalisées les 7 juin (campagne 1), 20 juin (campagne 2) et 19 juillet 2011 (campagne 3), campagnes au cours desquelles les précipitations journalières étaient respectivement de 8,6, 13,4 et 24,7 mm. Les campagnes 2 et 3 correspondent à des orages d'été importants, et les eaux alimentant la clarifloculation étaient exclusivement composées de RUTP. La campagne 1 correspond à un événement pluvieux plus modéré, et un mélange entre RUTP (60%) et eaux usées traitées (40%) a alimentée l'unité. Les vitesses ascensionnelles ont été respectivement estimées à 52, 66 et 67 m/h. Selon le nombre d'Actiflo® en service, le temps de séjour hydraulique varie entre 19 et 28 minutes. Les doses de réactifs et de sable appliquées lors de ces campagnes sont présentées par la Figure 2.

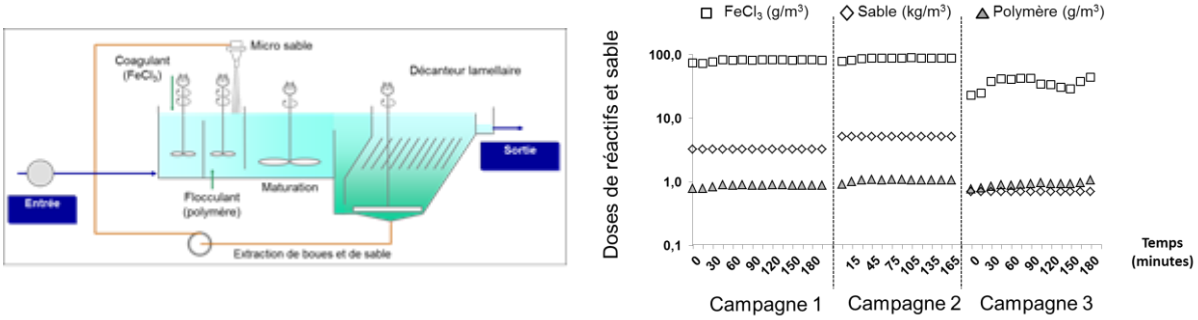

Figure 2 : Actiflow® technologie et dose de réactifs appliquées pendant les 3 campagnes

2.2 Paramètres classiques et micropolluants

Les paramètres classiques tels que les MES, les demandes chimiques et biochimiques en oxygène (DCO et DBO_5), le carbone organique total, dissous et particulaire (COT, COD et COP), l'ammonium (NH_4^+), l'azote Kjeldahl (NK), le phosphore total et dissous (Ptot et Pdiss) et les orthophosphates (PO_4^{3-}) ont été analysés selon les normes françaises de qualité AFNOR par le laboratoire interne du SIAAP (accrédité COFRAC).

Les micropolluants ont été analysés par un laboratoire extérieur accrédité COFRAC (laboratoire IPL, Bretagne) et par le laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU, tableau 1). Plus précisément, 8 métaux et 72 polluants organiques dont les organoétains, les chlorobenzènes, les chlorophénols, les composés organiques volatils (COV comprenant les BTEX et les COHV), les HAP, les pesticides, les chloroalcanes, les polychlorobiphényles (PCB) et le DEHP (diéthylhexylphthalate) ont été mesurés par le laboratoire IPL Bretagne. Les alkylphénols éthoxylés (7 congénères), le bisphénol A (BPA) et les polybromodiphenylethers (PBDE, 9 congénères) ont été analysés par le laboratoire du LEESU, selon des protocoles analytiques décrits par Gilbert (2011). A l'exception des métaux et des COV analysés sur la fraction totale, les fractions dissoutes et particulaires ont été étudiées (seuil de coupure à 0,45 µm).

Tableau 1 : Polluants analysés et méthodes analytiques

Groupe [1]	Total [2]	Normes	Méthodes [3]	Phase [4]
BTEX	5 (1)	NF EN ISO 11423-1	GC-MS	T
COHV	7 (4)	NF EN ISO 10301 + 6468	GC-MS	T
Chloroalcanes	1 (1)	Méthode interne	CG-ECD	P + D
Chlorobenzènes	5 (3)	EN ISO 6468	GC-MS	P + D
Chlorophénols	1 (1)	NF EN 12673 + ISO 6468	GC-MSMS	P + D
HAP	16 (8)	ISO 17993	HPLC-Fluo	P + D
Métaux	8 (4)	NF EN ISO 11885 + 1483	ICP et AAS	T + D
Organoétains	3 (1)	NF EN ISO 17353	GC-MS	P + D
PCB	8	NF EN ISO 6468	GC-MS-MS	P + D
Pesticides	25 (10)	NF EN ISO 11369 Méthode interne	GC-MS UPLC-MSMS	P + D
DEHP	1 (1)	Méthode interne	GC-MS	P + D
Screening	80 (34)			
Alkylphenols	7 (2)	Méthode interne	LC-MSMS	P + D
Bisphenol A	1	Méthode interne	LC-MSMS	P + D
PBDE	9 (6)	Méthode interne	CG-MS	P + D
Analyses	17 (8)			

(1) Famille : BTEX = benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes, COHV = Composés Organiques Halogénés Volatils, HAP = Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, PBDE = polybromodiphényléthers, PCB = Polychlorobiphényles, (2) Le nombre de substances de la Directive Cadre sur l'Eau est indiqué entre parenthèses, (3) Méthodes analytiques utilisées, ICP = spectromètre d'émission atomique, SAA = spectrométrie d'absorption atomique, GC = chromatographie gazeuse, GC-ECD = GC avec détection en capture d'électrons, GC-MS = GC avec spectrométrie de masse, GC-MSMS = GC avec spectrométrie de masse en tandem, HPLC-fluo = chromatographie liquide couplée avec un détecteur à fluorescence, UPLC-MSMS = chromatographie liquide haute performance avec spectrométrie de masse en tandem, (4) Phases considérées, D = dissous, P = particulaire, T = Total.

3 RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 Efficacité vis-à-vis des pollutions carbonées, azotées et phosphorées

Les résultats mettent en évidence une bonne efficacité de l'unité de clarifloculation pour l'élimination des particules et des polluants particulaires, mais des différences significatives apparaissent entre les campagnes (tableau 2). Pour les campagnes 1 et 2, les rendements d'élimination des MES (86,7% et 80,2%), du COP (84,8% et 77,5%), de la DCO (75,2% et 76,8%) et du Ptot (86,4% et 88,4%) sont élevés. Ces résultats sont concordants avec d'autres études reportant les bonnes performances de ce type de technologie vis-à-vis des particules et des polluants particulaires. Aux doses optimales de réactifs et de sable, des concentrations en MES en sortie d'ouvrage comprises entre 20 et 70 mg/L peuvent être attendues. D'après nos résultats, une injection plus importante de sable au cours de la campagne 2 (5,1 kg/m^3) comparativement à la campagne 1 (3,2 kg/m^3) ne permet pas une meilleure élimination. Cette observation corrobore les résultats de Zhu *et al*. (2007), démontrant que l'injection de sable jusqu'à 3 kg/m^3 permet l'amélioration de la sédimentation des flocs mais que des doses plus importantes n'y parviennent pas. Comparativement aux premières campagnes, la campagne 3 se démarque par des abattements nettement plus faibles (35% contre > 80% pour les MES, 40% contre > 70% pour la DCO). Ces différences ne sont pas imputables aux doses de polymères appliquées, relativement constantes pour les 3 campagnes (0,80 - 1,08 g/m^3), mais plutôt à la faiblesse des taux de coagulant (25 - 45 g/m^3 contre 70 - 80 g/m^3) ou de sable (0,7 kg/m^3 contre 3,5 kg/m^3).

Pour la pollution carbonée, la DBO_5 est bien éliminée (39% - 69%) suite à l'élimination des particules mais aussi de la fraction colloïdale. Cette dernière est confirmée par un abattement du carbone organique dissous (5% - 35%) quelle que soit la campagne. L'abattement de la DBO_5 au cours de la campagne 2 apparaît nettement supérieur à ceux des campagnes 1 et 2. Ceci est à relier à la fraction particulaire de DBO_5 plus importante dans les effluents de la campagne 2 comparativement aux autres campagnes. Une élimination de la pollution carbonée dissoute est aussi observée. Alors que des doses de coagulant inférieures aux doses optimales ont été appliquées pour la campagne 3 (25 - 45 g/m^3 *vs.* 70 - 80 g/m^3), des abattements similaires de la fraction dissoute sont observés pour les trois campagnes. Cette observation suggère que les colloïdes sont éliminés à des doses plus faibles de coagulants que les doses préconisées.

Pour la pollution azotée, seule une partie mineure du NK est éliminée (9% - 35%) suite à l'élimination de l'azote organique associé aux particules, tandis que l''ammonium, majoritairement dissous et représentant de l'ordre de 80% de l'azote total, n'est pas éliminé (Boari *et al*. 1997). Au contraire, des

éliminations significatives sont observées pour les orthophosphates (90% - 95%) et le phosphore dissous (83% - 89%). Leur élimination est essentiellement liée à la précipitation des orthophosphates et du phosphore dissous avec les ions métalliques ($FePO_4$) (Crittenden *et al*. 2005). Comme précédemment observé, une élimination équivalente de la pollution phosphorée est observée pour la campagne 3, en dépit de la dose plus faible de chlorure ferrique. Quelle que soit la campagne, les concentrations en sortie de clarifloculation sont < 0,3 mg/L pour le phosphore dissous et < 0,1 mg/L pour les orthophosphates.

Tableau 2 : Abattements (%) en paramètres globaux et concentrations en sortie de clarifloculation

		Campagne 1		Campagne 2		Campagne 3	
		Abat (%)	Conc[1]	Abat (%)	Conc[1]	Abat (%)t	Conc[1]
MES	mg/L	86,7	27,0	80,2	78,0	34,1	193,1
COT	mg C/L	34,1	16,2	39,2	19,6	20,5	28,5
COP	mg C/L	84,8	1,1	77,5	3,1	42,2	7,1
COD	mg C/L	12,0	15,1	11,2	16,6	9,2	21,4
DCO	mg O2/L	75,2	67,0	76,8	130,0	40,0	270,0
DBO_5	mg O2/L	42,0	29,0	69,2	20,0	38,5	80,0
NTK	mg N/L	13,3	39,0	34,5	19,0	8,7	42,0
NH_4^+	mg N/L	1,3	36,8	-6,6	17,7	-3,3	31,4
Ptot	mg P/L	86,4	0,6	88,4	0,5	43,1	3,7
Pdiss	mg P/L	87,0	< 0,3	83,3	< 0,3	89,6	< 0,3
PO_4^{3-}	mg P/L	90,0	< 0,1	93,0	< 0,1	95,0	< 0,1

1 = concentrations en sortie de clarifloculation

3.2 Efficacité vis-à-vis des micropolluants

Selon la campagne, de 47 à 52 substances ont été détectées dans les effluents en entrée de l'unité de clarifloculation. Sur les 97 molécules recherchées, 57 (dont 18 de la DCE) ont été détectées au moins une fois. Parmi ces molécules, on retrouve classiquement 3 métaux, 8 COV, 3 organoétains, 10 pesticides, 16 HAP, 3 PCB, 7 alkylphénols, 4 PBDE et d'autres substances individuelles telles que les chloroalcanes, le bisphénol A et le DEHP. Le profil des molécules des eaux alimentant l'unité de clarifloculation est tout à fait comparable à ceux mentionnés par Gasperi *et al*. (2011) pour les surverses unitaires de temps de pluie sur le déversoir d'orage de Clichy en région parisienne.

Les métaux sont globalement bien retenus par clarifloculation, confirmant l'intérêt de cette technologie pour ces éléments. Les abattements fluctuent entre 70% - 80% pour le Pb et le Cu et entre 85% - 90% pour le Zn, conduisant à des concentrations respectivement inférieures à 10 µg/L et à 70 µg/L. Ce piégeage important de la pollution métallique est lié à la forte affinité de ces métaux pour la phase particulaire dans les RUTP.

Les organoétains (mono-, di- et tri-butyl étains, MBT, DBT, TBT) sont modérément abattus (50% - 80%) dans les conditions optimales. Alors que le MBT et TBT sont préférentiellement associés aux MES, aucune tendance ne peut être donnée pour le TBT qui n'a pas été détecté dans la phase particulaire probablement dû à des limites de quantification plus élevées. Pour les campagnes 1 et 2, entre 66% et 69% du DBT et entre 63% et 80% du MBT particulaires sont éliminés par clarifloculation.

Les abattements observés pour les composés organiques diffèrent d'une molécule à l'autre. Ces différences de comportement peuvent être expliquées en considérant les propriétés physico-chimiques des molécules et, en particulier, leur hydrophobicité ; le caractère hydrophile ou hydrophobe d'une molécule étant généralement apprécié en s'appuyant sur le coefficient de partage octanol – eau (log Kow). La figure 3 illustre l'abattement des différents composés organiques en fonction de leur log Kow. Quelle que soit la campagne, les composés hydrophiles (log Kow < 4) sont de très faiblement (< 20%) à faiblement (< 50%) éliminés. Au total, 13 substances sont concernées dont 5 pesticides (glyphosate, métaldéhyde, diuron, aminotriazole et acide amino méthylphosphonique - AMPA), 6 COV (isopropylbenzène, tri- et tétra-chloroéthylènes, toluène, éthylbenzène et xylènes), le bisphénol et le butylphénol. Pour ces composés, aucune différence n'est observée entre les campagnes, suggérant que leur élimination n'est pas reliée à l'abattement des MES mais plutôt à l'élimination de la fraction colloïdale. Un comportement particulier est observé pour le glyphosate (34% - 58%) et l'AMPA (26% - 42%), pour lesquels les résultats mettent en évidence des abattements plus élevés que ceux attendus théoriquement à partir de leur hydrophobicité (log

Kow = -0,82 et 0,12 respectivement). Ces différences pourraient découler de la présence de groupements polaires et anioniques pour ces molécules, conduisant à une répartition dissous - particulaire sensiblement différente de la répartition théorique. Les abattements plus importants observés pour les premières campagnes comparativement à la campagne 3 confirment que ces composés ne sont pas exclusivement sous forme dissoute et qu'une fraction est associée aux particules. Pour les composés hydrophiles, les concentrations en sortie d'ouvrage varient entre 0,5 et 1 µg/L, à l'exception des COV avec des concentrations supérieures à 7 µg/L.

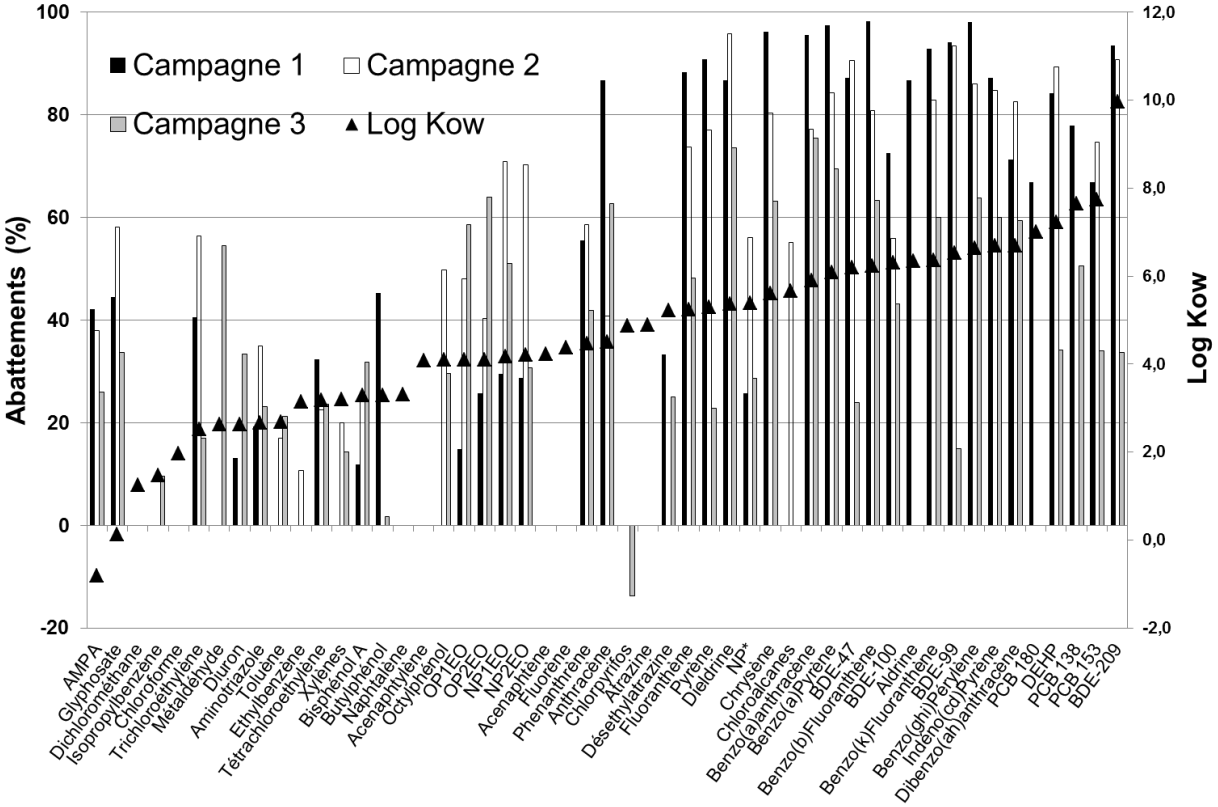

Figure 3 : Abattements des polluants organiques selon leur log Kow

Les abattements pour les composés hydrophobes (log Kow > 4) sont significativement corrélés à ceux des MES, et par conséquent varient sensiblement entre les campagnes 1-2 (doses optimales de réactifs et de sable) et 3. Sous conditions opérationnelles optimales, les composés très hydrophobes (log Kow > 5,5) sont abattus à plus de 80% sur les ouvrages de clarifloculation. Parmi ces composés, les HAP de haut poids moléculaires (chrysène, benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, benzo(b et k)fluoranthène benzo(ghi)pérylène, indéno(cd)pyrène et dibenzo(ah)anthracène), les PCB (PCB 138, PCB 153 et PCB 180) et les PBDE (BDE-47, BDE-99, BDE-100 et BDE-209) sont très efficacement éliminés et les concentrations en sortie d'ouvrage n'excèdent pas 0,1 µg/L. Pour les composés moyennement hydrophobes (4 < Log Kow < 5,5), les abattements varient entre 50% et 80%.

Afin de mieux visualiser l'élimination de la fraction particulaire, les abattements des polluants particulaires ont été normalisés à ceux des MES (Figure 4). Cette normalisation met clairement en évidence que pour la plupart des polluants, leur élimination est corrélée à l'élimination des MES puisque les abattements normalisés fluctuent typiquement entre 0,75 et 1,25. De manière surprenante, les abattements normalisés pour la campagne 3 sont clairement supérieurs à 1,25. Ceci suggère que la fraction de MES éliminées pendant la campagne 3 (de l'ordre de 30%) contient une fraction plus importante de polluants que les MES qui n'ont pas sédimenté. Ce résultat corrobore les observations qui ont démontré que la répartition des HAP particulaires par classe de vitesse chute différait de celle des MES (Gasperi *et al*. 2009). Ces observations ne peuvent pas être mises en exergue pour les campagnes 1-2, pour lesquelles toutes les particules sédimentables ont été piégées.

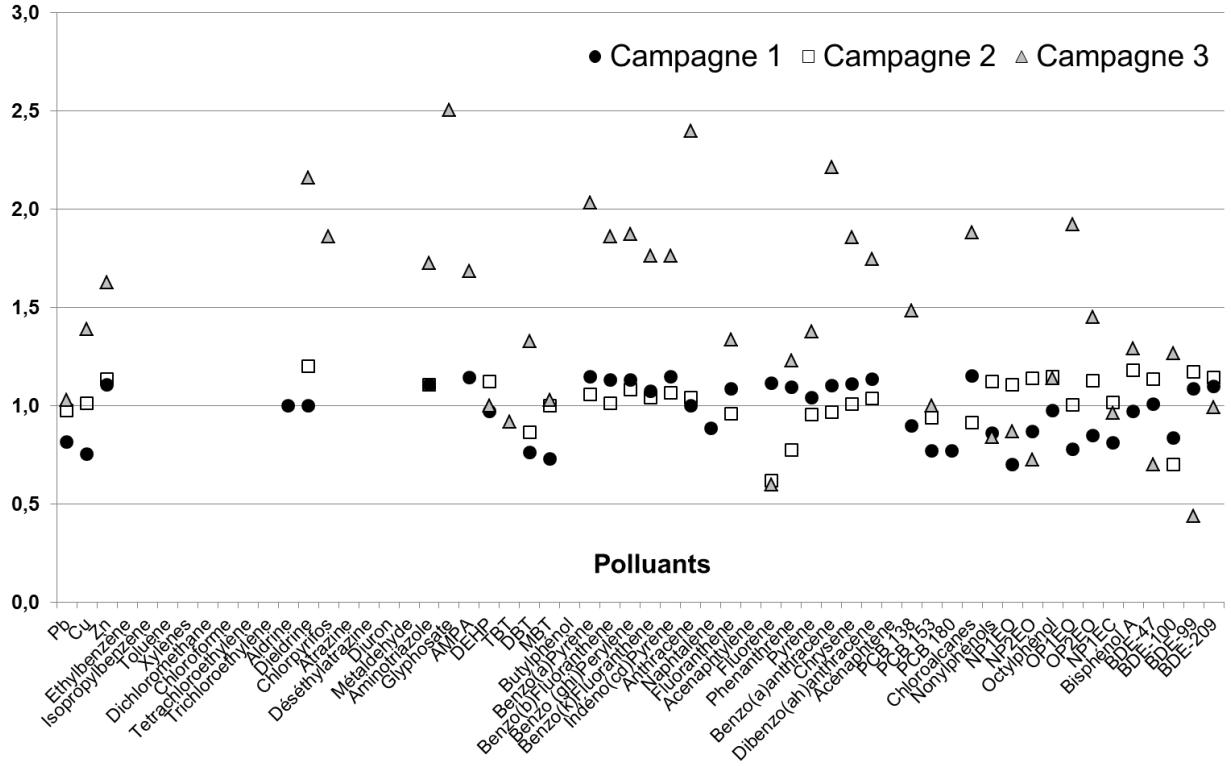

Figure 4 : Abattements normalisés des polluants organiques particulaires par rapport aux MES

Parallèlement à l'élimination de la fraction particulaire, l'unité de clarifloculation semble également permettre une élimination plus ou moins importante de la fraction dissoute (Figure 5).

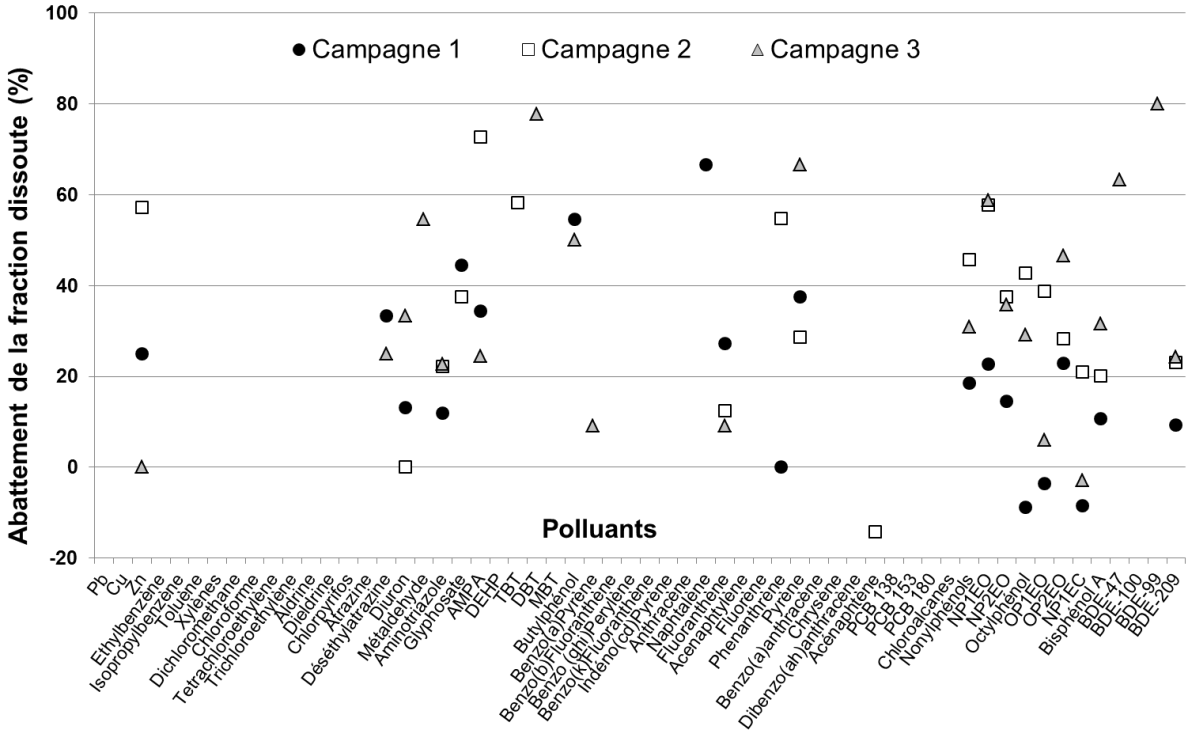

Figure 5 : Abattements des polluants organiques dissous par clarifloculation

Selon la substance considérée, l'abattement peut fluctuer entre 0% et 60%. Pour quelques polluants comme les nonylphénols (NP, 18% - 45%), le bisphénol A (BPA, 10% - 31%), le BDE-209 (9% - 24%),

le fluoranthène (9% - 27%), l'aminotriazole (12% - 25%) et le glyphosate (38% et 44%, n=2), un abattement relativement constant de l'ordre de 10% à 40% est observé. Pour ces polluants, les abattements de la fraction dissoute semblent légèrement supérieurs aux abattements du COD (9% - 12%), mais comparables à ceux obtenus pour la DBO_5 (5% - 35%). Les abattements pour les autres composés tels que le pyrène (29% - 67%), le nonylphénol monoéthoxylé (NP1EO, 23% - 59%), le butylphénol (50% - 55%), l'AMPA (25% - 73%) et les BDE-47 et BDE-99 (63% et 80%, n=1) varient fortement d'une campagne à une autre, mais s'avèrent très supérieurs à l'élimination de la pollution carbonée dissoute. Etant donné le nombre limité de campagnes, aucune relation claire ne peut être établie entre l'abattement de la fraction dissoute et les propriétés physico-chimiques des polluants. Il est probable que l'élimination de cette fraction dissoute est liée soit à l'élimination de la fraction colloïdale (et donc en partie aux interactions entre ces contaminants et les colloïdes), soit à d'autres processus qui ont lieu lors des phases de coagulation-floculation. Par l'intermédiaire du chlorure ferrique qui s'hydrolyse et forme des hydroxydes de fer ($FeOH_3$ pour sa forme la plus simple), les colloïdes se retrouvent déstabilisés suite à la neutralisation de leurs charges superficielles. Une fois déstabilisés par l'étape de coagulation les colloïdes s'agrègent ensuite sous forme de micro-flocs. Comme le suggèrent Martinez et McBride (1998) et El Samrani *et al*. (2008) pour la pollution métallique dissoute, il se pourrait qu'une certaine fraction de pollution dissoute s'adsorbe sur les formes plus ou moins complexes d'hydroxydes de fer.

4 CONCLUSIONS

En lien avec les exigences de la DCE, cette étude confirme le besoin de traiter les RUTP, pour limiter leurs impacts sur les milieux récepteurs. Les RUTP véhiculent en effet un large panel de composés ; sur les 97 molécules recherchées, 57 (dont 18 de la DCE) ont été détectées. Alors que les concentrations en métaux varient entre 20 et 500 µg/L, les composés organiques présentent des concentrations entre 0,5 et 2 µg/L, à l'exception de quelques substances individuelles telles que le DEHP (4,3 - 9,7 µg/L), les COV (1 - 8 µg/L) et l'AMPA (3,3 - 11,5 µg/L).

La clarifloculation apparaît une technologie prometteuse pour traiter les RUTP, mais pas totalement adaptée pour limiter durablement l'impact des RUTP sur les milieux récepteurs. En opérant à des doses optimales de réactifs et de sable, cette technologie apparaît en effet capable d'éliminer efficacement les particules, les pollutions carbonées et phosphorées. Alors que les métaux (Cu, Pb et Zn) sont efficacement retenus par clarifloculation en raison de leur affinité avec les particules, l'abattement des polluants organiques dépend de leur hydrophobicité (Log Kow). Les composés très hydrophobes (log Kow > 5,5) sont bien éliminés (> 80%), tandis que les polluants organiques hydrophiles (log Kow < 4) ne sont que faiblement éliminés (<20 - 50%). Pour les composés intermédiaires (4 < Log Kow < 5,5), les abattements varient entre 50% et 80%. Cette étude souligne également que l'efficacité de l'unité de clarifloculation ne semble que très peu impactée par les variations de nature des effluents ou de charge des effluents, mais semble directement dépendre des bons ajustements de réactifs et de sable.

Une perspective de ce travail pourrait consister à suivre la période de montée en charge de ce type d'unité, non considérée dans cette étude. Certains auteurs soulignent en effet que la montée en charge, dont la durée est comprise entre 10 et 30 minutes, peut constituer un des désavantages de cette technologie, les performances n'étant pas optimales au cours de cette période transitoire (Plum *et al*. 1998, David et Matos 2005). Par ailleurs, si la clarifloculation semble particulièrement adaptée à l'élimination des particules et de la plupart des polluants hydrophobes, il doit être également mentionné que les RUTP véhiculent de nombreuses autres substances telles que les pesticides, les résidus pharmaceutiques ou les produits de soins corporels (Reemtsma *et al*. 2006). Selon leurs propriétés physico-chimiques, certaines de ces substances ne seront pas ou peu éliminées par clarifloculation. Il serait donc pertinent de voir dans quelle mesure les technologies nouvelles, actuellement développées par les constructeurs français (Actiflo™ Carb [Véolia], CarboPlus® [Stéreau], etc.), sont adaptées au traitement de ces molécules.

BIBLIOGRAPHIE

Boari, G., Mancini, I.M. et Trulli, E. (1997) *Technologies for water and wastewater treatment*. CIHEAM - Options Mediterraneennes 31, 262-287.

Crittenden, J.C., Trussell, R.R., Hand, D.W., Howe, K.J. et Tchobanoglous, G. (2005) Water Treatment - Principles and Design (2nd Edition), John Wiley & Sons.

David, L.M. et Matos, J.S. (2005) *Combined sewer overflow emissions to bathing waters in Portugal. How to*

reduce in densely urbanised areas? Wat. Sci. & Tech 52(9), 183-190.

DCE 2000/60/EU. Directive of the European Parliament and of the Council n°2000/60/EC establishing a framework for the community action in the field of water policy. JO-EU L 327.

Delporte, C., Pujol, R. et Vion, P. (1995) *Optimized lamellar settling for urban stormwater waste*. Wat. Sci. & Tech 32(1), 127-136.

El Samrani, A.G., Lartiges, B.S. et Villiéras, F. (2008) *Chemical coagulation of combined sewer overflow: Heavy metal removal and treatment optimization*. Water Res. 42(4-5), 951-960.

Gasperi, J., Lorgeoux, C., Moilleron, R., Gromaire, M.C. et Chebbo, G. (2009) *Settling Velocity Grading of Particle Bound PAHs: Case of Wet Weather Flows within Combined Sewer Systems*. Journal of Environmental Engineering-Asce 135(11), 1155-1160.

Gasperi, J., Zgheib, S., Cladière, M., Rocher, V., Moilleron, R. et Chebbo, G. (2011) *Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 - Case of combined sewers*. Water Res., in press.

Gasperi, J., Laborie, B. and Rocher, V. (2012) *Treatment of combined sewer overflows by ballasted flocculation: removal study of a large broad of pollutants*. Chemical Journal Engineering, in press.

Gilbert, S. (2011) Devenir des polybromodiphényléthers et des alkylphénols dans les filières de traitement des eaux usées, Thèse de l'Université Paris-Est, 289 p.

Jacobsen, J. et Hong, S.-N. (2002) *Microsand ballasted flocculation and clarification for the high rate treatment of stormwaters and sewer overflow*s, Proceedings of the Water Environment Federation, pp. 1966-1979.

Jolis, D. et Ahmad, M.L. (2004) *Evaluation of high-rate clarification for wet-weather-only treatment facilities*. Water Env Res. 76(5), 474-480.

Krejci V, Dauber L, Novak B, Gujer W (1987). *Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers*. 4th international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne (Suisse).

Martinez, C.E. et McBride, M.B. (1998) *Solubility of Cd^{2+}, Cu^{2+}, Pb^{2+}, and Zn^{2+} in aged coprecipitates with amorphous iron hydroxides*. Environmental Science & Technology 32(6), 743-748.

Plum, V., Dahl, C.P., Bentsen, L., Petersen, C.R., Napstjert, L. and Thomsen, N.B. (1998) *The Actiflo method.* Wat. Sci. & Tech 37(1), 269-275.

Reemtsma, T., Weiss, S., Mueller, J., Petrovic, M., Gonzalez, S., Barcelo, D., Ventura, F. et Knepper, T.P. (2006) *Polar pollutants entry into the water cycle by municipal wastewater: A European perspective*. Environmental Science & Technology 40(17), 5451-5458.

US-EPA (2003) *Wastewater Technology Fact Sheet: Ballasted Flocculation*. Office of Waste Management. Municipal Technology Branch. EPA 832-F-03-010.

Zhu, W., Seth, R. et Lalman, J. (2007*) Evaluation of a micro carrier weighted coagulation flocculation process for the treatment of combined sewer overflow*. Environmental Technology 28(7), 761-770.