



Micropolluants organiques dans les eaux de ruissellement urbaines -Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales

Adèle Bressy, Marie-Christine Gromaire, Catherine Lorgeoux, Ghassan Chebbo

► To cite this version:

Adèle Bressy, Marie-Christine Gromaire, Catherine Lorgeoux, Ghassan Chebbo. Micropolluants organiques dans les eaux de ruissellement urbaines -Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales. Journées franco-Brésiliennes en Hydrologie Urbaine, Paris, France. 2010. <hal-01115303>

HAL Id: hal-01115303

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01115303>

Submitted on 10 Feb 2015

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.

Micropolluants organiques dans les eaux de ruissellement urbaines - Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales

Adèle Bressy¹, Marie-Christine Gromaire¹, Catherine Lorgeoux^{1,2}, Ghassan Chebbo^{1,3}

Auteur correspondant : adele.bressy@leesu.enpc.fr

¹ Leesu, UMR-MA-102, Université Paris-Est, AgroParisTech, 6 et 8 avenue Blaise Pascal - Cité Descartes, 77455 Champs-sur-Marne Cedex 2, France

² Adresse actuelle : G2R UMR-7566 CNRS/Université Henri Poincaré, BP 239, 54506 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex, France

³ Faculté de Génie, Université Libanaise, Beirut, Lebanon, Liban

Résumé

Les concentrations en certains micropolluants organiques (HAP, PCB, alkylphénols) ont été mesurées dans les retombées atmosphériques, dans les eaux de ruissellement d'un petit bassin versant résidentiel amont drainé par un réseau séparatif et à l'exutoire de trois bassins versants dont les eaux pluviales sont contrôlées à la source. Les concentrations mesurées sur le petit bassin versant en amont du réseau séparatif apparaissent faibles par rapport à ce qui a été trouvé dans la littérature pour des bassins versants plus grands, ce qui montre l'intérêt, pour des objectifs de qualité, de gérer les eaux pluviales dès l'amont, afin d'éviter les contaminations par mélange ou dans le réseau. De plus, à l'aide d'outils de modélisation, nous avons montré que les systèmes de contrôle à la source permettaient une réduction importante des masses de contaminants dans les eaux pluviales. Le niveau d'abattement est lié au type de substances considérées, au type et au fonctionnement de l'ouvrage, et est surtout fortement lié à la réduction des volumes d'eau de ruissellement, les résultats ne mettant pas systématiquement en évidence la réduction des concentrations mais la réduction des masses rejetées.

Résumé portugais

Contexte et objectifs

La gestion des eaux pluviales est une problématique très importante dans le développement durable des villes : d'une part pour protéger la société des inondations, et d'autre part car le ruissellement sur les surfaces urbaines peut être une cause majeure de la dégradation des milieux aquatiques récepteurs (Burton and Pitt, 2001 ; Brombach *et al.*, 2005). Les études sur la qualité des eaux pluviales sont souvent focalisées soit sur de grands bassins versants (>20 ha) d'occupation du sol hétérogène (Saget, 1994 ; Rossi *et al.*, 2004 ; Pitt, 2004), soit sur le ruissellement de divers types de surfaces, comme les toitures (Forster, 1999; Gromaire-Mertz *et al.*, 1999; Robert-Sainte, 2009) ou les chaussées (Gromaire-Mertz *et al.*, 1999 ; Legret & Pagotto, 1999 ; Lau & Stenstrom, 2005). De plus si un grand nombre de données est accessible pour les paramètres globaux, les métaux traces et les hydrocarbures, il existe peu de données sur les autres micropolluants organiques que les nouvelles réglementations, notamment la Directive Cadre Européenne (2000/60/CE), imposent de surveiller.

La tendance en hydrologie est de gérer les eaux pluviales de plus en plus en amont pour lutter contre les inondations (Brombach *et al.*, 2005 ; Ellis *et al.*, 2006). Par exemple, dans les zones nouvellement urbanisées, les réseaux séparatifs classiques sont de plus en plus souvent complétés, voire relayés, par des « techniques alternatives ». Ces techniques visent à gérer les eaux très à l'amont des bassins versants en limitant les rejets vers les exutoires de surface par du stockage, et/ou en favorisant l'infiltration vers les exutoires souterrains. L'aspect qualité est pour l'instant peu pris en compte lors de la conception de ces ouvrages.

La problématique de ce travail est d'évaluer si la gestion à l'amont des eaux pluviales, mise en œuvre dans des objectifs de gestion hydraulique, est également bénéfique en termes de réduction des micropolluants.

L'objectif est d'une part d'évaluer si la qualité des eaux pluviales varie en fonction de l'échelle à laquelle elle est considérée pour déterminer s'il est préférable de gérer ces eaux dès l'amont ou de les rejeter dans de grands réseaux. Le deuxième objectif est d'évaluer l'effet des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sur les flux de contaminants rejetés, en se plaçant à l'échelle globale du bassin versant sans se limiter à l'ouvrage.

1. Matériel et méthode

1.1. Site d'étude

Le site d'étude est un quartier résidentiel dense de Noisy-le-Grand (93), en banlieue parisienne, appelé le Clos Saint-Vincent. La zone est caractérisée par un faible trafic et aucun bâtiment industriel à proximité. L'assainissement est séparatif strict. Le choix de ce site d'étude a été guidé par l'homogénéité de l'urbanisme et la diversité des modes de gestion des eaux pluviales utilisés. En effet l'urbanisation s'est étalée sur 10 ans et a suivi l'évolution des modes et techniques de gestion. La zone la plus ancienne est assainie par un réseau séparatif classique et a servi de référence, tandis que les zones plus récentes sont équipées de solutions alternatives (stockages enterrés, noues, espaces inondables) pour respecter un débit de fuite limité à 10 l/s/ha. Ces techniques alternatives sont représentatives des solutions utilisées en France d'après Martin *et al.* (2007). De plus les sites sont proches les uns des autres, ce qui assure une relative homogénéité au niveau des apports atmosphériques (quantité de pluie et de dépôts).

Sur cette zone, quatre petits bassins versants (BV) (0,8 à 1,9 ha) ont été étudiés :

- le BV **Référence** en séparatif classique,

- le BV **Nord** dont les eaux pluviales sont stockées dans une canalisation enterrée pour les pluies courantes, et débordent sur une noue et un parking inondable pour les pluies exceptionnelles,
- le BV **Jardin** dont les eaux pluviales sont stockées dans un jardin public inondable,
- le BV **Sud** dont la gestion des eaux pluviales est intégrée à l'urbanisme et associe différents types d'ouvrages de stockage : cuve enterrée pour une parcelle privative, noues, placette inondable enherbée.

Les caractéristiques des bassins versants sont données dans le tableau 1. Bien que l'urbanisation de la zone soit homogène, des différences de ventilation de surface apparaissent entre les quatre bassins versants. Pour le BV Nord, la ventilation des surfaces est proche de celle du BV Référence, mais le trafic automobile y est plus important du fait de la présence de commerces. Le BV Jardin est essentiellement composé d'espaces verts et ne contient pas de voirie circulée. Tandis que sur le BV Sud il y a assez peu de voiries circulées et plus d'allées piétonnes que sur le BV Référence. La comparaison directe des rejets entre les différents bassins versants ne pourra donc pas être faite de façon directe.

Les apports atmosphériques ont été étudiés en parallèle : la pluviométrie et les retombées atmosphériques totales ont été mesurées sur le plus haut bâtiment de la zone à environ 150 m des sites.

Tab. n°1 : Caractéristiques des BV étudiés (T≠Zn pour toit non en zinc ; T=Zn pour toit en zinc ; V pour voirie circulée ; P pour allée piétonne ; Jd pour jardin sur dalle ; J pour jardin)

Nom du BV	Surface (m ²)	Ventilation des surfaces (%)						Gestion des eaux pluviales
		T≠Zn	T=Zn	V	P	Jd	J	
Référence	8210	36	7	28	3	25	0	Réseau séparatif classique
Nord	14752	47	2	24	4	18	6	Stockage enterré, toit stockant
Jardin	19586	12	4	0	19	26	39	Jardin inondable
Sud	9237	28	10	8	19	17	17	Place inondable, noues, cuve enterrée

1.2. Équipement des sites, échantillonnage et protocole

Le débit d'eau à l'exutoire de chaque bassin versant a été suivi en continu entre juillet 2008 et août 2009 avec des débitmètres Sigma 950. Sur le site Référence, le débit a été évalué par mesure simultanée de la hauteur et de la vitesse de l'eau. Sur les autres sites, la hauteur d'eau a été mesurée par un limnimètre de type bulle à bulle en amont d'un seuil triangulaire 90°.

Les échantillonnages d'eau dans le réseau ont été faits à l'aide de préleveurs automatiques asservis au débit, et l'échantillonnage des retombées atmosphériques totales a été réalisé avec un entonnoir pyramidal de surface 1 m² (Bressy *et al.*, 2011). Des échantillons moyens représentatifs de l'événement pluvieux ont ainsi été collectés sur la même période dans les retombées atmosphériques et à l'exutoire des bassins versants étudiés. Le tableau 2 donne le nombre et les caractéristiques des événements échantillonnés sur chaque site.

Les paramètres de l'étude sont les matières en suspension (MES), le carbone organique (COT), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB)

et les alkylphénols (AP). Les paramètres ont été quantifiés dans les fractions dissoutes et particulaires suivant des protocoles décrits dans Bressy *et al.* (2011).

Pour les micropolluants organiques, les échantillons bruts sont filtrés sous vide sur filtres en fibre de verre (séparation à 0,45 µm). La fraction dissoute est extraite sur phase solide (cartouches C18). La fraction particulaire est congelée, lyophilisée, puis extraite par micro-ondes à bombes ouvertes. Les extraits sont purifiés sur colonne de silice.

Les analyses sont faites par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (en mode SIM) par étalonnage interne.

Tab. n°2 : caractéristiques (médiane et 1^{er}-9^{ème} déciles) des événements pluvieux échantillonnés (n est le nombre d'événements échantillonnés, h la hauteur de pluie en mm, Tsec la durée de temps sec en jours et Tret la période de retour sur 30 minutes en mois)

	n	H (mm)	Tsec (j)	Tret (mois)
Retombées atmosphériques	15	7,4	4,5	0,2
		2,6 - 12	1,4 - 13	0,2 - 1,6
Référence	11	8,0	5,3	0,2
		4,0 - 13	1,5 - 13	0,2 - 2,0
Nord	5	10,8	5,3	0,2
		8,7 - 15,0	1,6 - 8,8	0,2 - 1,6
Jardin	6	10,7	5,1	0,2
		7,7 - 14,6	1,6 - 8,7	0,2 - 1,5
Sud	4	10,7	4,8	0,6
		8,4 - 12,1	1,6 - 9,0	0,2 - 1,7

2. Qualité des eaux de ruissellement en milieu péri-urbain

L'objectif de ce paragraphe est d'évaluer la contamination des eaux pluviales à l'échelle amont. Pour cela, seules les données du bassin versant Référence, assainis par un réseau séparatif conventionnel, ont été utilisées. Les concentrations et la distribution dissous/particulaire mesurées dans les retombées atmosphériques et dans les eaux pluviales du bassin versant Référence sont synthétisées dans le tableau 3.

2.1. Concentrations totales : de l'atmosphère au ruissellement

Les concentrations en MES dans les eaux pluviales varient entre 15 et 64 mg/l (1^{er} - 9^{ème} déciles) et sont environ 2 fois plus fortes que dans les retombées atmosphériques. La DCO est comprise entre 23 et 65 mg/l, valeurs environ 3 fois supérieures à celles des retombées atmosphériques. De même les valeurs en COT mesurées à l'exutoire du bassin versant (médiane à 10 mgC/l) sont environ 2 fois supérieures au COT dans les retombées atmosphériques. Il y a donc production de MES et de matière organique par le bassin versant. Cette production reste cependant très faible par rapport à ce qui est cité classiquement dans la littérature pour les eaux pluviales (Chocat, 1997).

Les micropolluants recherchés ont pu être quantifiés dans tous les échantillons et toutes les fractions, sauf certains PCB pour lesquels seuls les plus légers et les moins substitués ont été quantifiés.

Les concentrations en somme des 7 PCB indicateurs¹ mesurées dans les eaux pluviales de ce bassin versant amont sont comprises entre 3,4 et 13 ng/l et sont dans le même ordre de

¹ PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180

grandeur que celles mesurées dans les retombées atmosphériques (3,3 à 9,0 ng/l). Ces résultats montrent que la seule voie d'introduction des PCB dans le ruissellement de ce quartier résidentiel est l'apport atmosphérique. Cette conclusion n'est pas étonnante puisque les PCB sont interdits d'utilisation en France depuis une vingtaine d'années, et leurs sources d'émissions sont soit des zones anciennes contenant des PCB, soit des incinérateurs, soit une volatilisation depuis des zones contaminées (sol et eaux de surface) (Blanchard *et al.*, 2006; Borja *et al.*, 2005).

Les concentrations en somme de 13 HAP² dans les eaux pluviales varient entre 0,55 et 2,2 µg/l, et sont 4 fois plus fortes que dans les retombées atmosphériques, dans lesquelles des concentrations entre 0,10 et 0,73 µg/l ont été mesurées. Une importante production locale de HAP est donc mise en évidence, certainement due à la voirie d'après la littérature (Legret, 2001; Lau & Stenstrom, 2005; Motelay-Massei *et al.*, 2006).

La concentration médiane en nonylphénols est de 470 ng/l dans les eaux pluviales et de 36 ng/l pour les octylphénols. Dans les retombées atmosphériques, elle est de 170 ng/l pour les nonylphénols, et de 8,4 ng/l pour les octylphénols, soit 3 fois plus faibles que dans les eaux pluviales ce qui montre une production de ces substances par le bassin versant. Le bâti et le trafic automobile sont potentiellement des voies d'introduction des alkylphénols dans les eaux pluviales. En effet, les éthoxylates d'alkylphénols ont été utilisés dans la formulation de nombreux produits manufacturés, notamment, des matières plastiques, de peintures, de matériaux de génie civil (Ying *et al.*, 2002; Soares *et al.*, 2008). Ce résultat est cohérent avec les études de Björklund (2009) qui met également en évidence une importante production locale de nonylphénols par rapport aux apports atmosphériques.

Tab. n°3 : Concentrations (médianes, 1^{er} - 9^{ème} déciles des concentrations moyennes par événement pluvieux) mesurées dans les retombées atmosphériques et les eaux pluviales

Paramètres	Retombées atmosphériques			Eaux pluviales (Référence)		
	(n=)	Concentrations	% particulaire	(n=)	Concentrations	% particulaire
MES (mg/l)		14 5,0 - 51	-		26 15 - 64	-
DCO (mgO ₂ /l)	24	13 5,0 - 50	57 % 30 - 80 %	24	37 23 - 65	47 % 30 - 74 %
COT (mgC/l)		4,0 2,0 - 17	60 % 39 - 70 %		10 7 - 18	42 % 26 - 58 %
Σ 7 PCBi (ng/l)		6,3 3,4 - 13	36 % 14 - 51 %		5,2 3,3 - 9,0	48 % 21 - 59 %
Σ 13 HAP (µg/l)	15	0,26 0,10 - 0,73	81 % 59 - 89 %	11	1,1 0,55 - 2,2	92 % 86 - 97 %
NP (ng/l)		170 49 - 330	21 % 4,0 - 42 %		470 160 - 920	27 % 17 - 43 %
OP (ng/l)		8,4 2,9 - 21	26 % 5,0 - 53 %		36 13 - 69	20 % 7,0 - 44 %

2.2. Répartition entre les fractions dissoutes et particulaires

Le pourcentage de contaminants contenus dans la fraction particulaire est donné dans le tableau 3. Certains paramètres sont majoritairement véhiculés par les particules (HAP > 90 %),

² fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, indéno(1,2,3)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène, benzo(g,h,i)pérylène

d'autres sont répartis entre les deux fractions (matière organique 45 %, PCB 48 %), et d'autres majoritairement dissous (alkylphénols).

Or la contamination des eaux pluviales est classiquement considérée comme étant majoritairement véhiculée par les particules (Chebbo et al., 1995), ce qui a orienté les solutions de gestion vers des systèmes de traitement par décantation (Aires et al., 2003). Or cette étude montre que la fraction dissoute peut être importante pour certains contaminants dans les eaux pluviales d'un bassin versant amont, et que les ouvrages à mettre en place dans un but de traitement ne devront pas être uniquement basés sur de la décantation, mais devront être adaptés au type de contamination visée.

2.3. Niveau de contamination et effet d'échelle

Comparaison des concentrations totales

Les concentrations en MES et en matière organique mesurées dans cette étude sont dans la gamme très basse des concentrations de la littérature à l'aval des réseaux séparatifs de type résidentiel dense (Pitt, 2004 ; Lamprea, 2009). Par exemple, Zgheib (2009) a mesuré, à l'aval de réseaux séparatifs (64-215 ha), des concentrations comprises entre 11 et 430 mg/l en MES, et entre 14 et 320 mgC/l de DCO.

Les concentrations en PCB mesurées sur notre petit bassin versant amont sont nettement plus faibles que celles rapportées dans la littérature à l'aval des réseaux séparatifs (Rossi et al., 2004 ; Zgheib, 2009) et plus faibles que la norme de qualité environnementale (NQE=7 ng/l). Pour les HAP, les concentrations se situent dans la moyenne des concentrations rapportées (Motelay-Massei et al., 2006 ; Rule et al., 2006) et sont supérieures aux NQE. De plus l'aval du réseau séparatif de Noisy-le-Grand (Zgheib, 2009) apparaît comme environ 2 fois plus contaminé en HAP qu'à l'échelle de notre petit bassin versant amont.

Peu d'études ont été faites sur les alkylphénols dans les eaux pluviales. Les concentrations en NP rapportées sont dans le même ordre de grandeur que nos données pour le même type d'occupation du sol, et 5 à 10 fois plus élevées pour des bassins versants industriels (Björklund et al., 2009 ; Rule et al., 2006). Zgheib (2009) mesure des concentrations de NP entre 900 et 9200 ng/l, soit environ 3 fois plus que sur notre bassin versant, et des concentrations d'OP entre 110 et 260 µg/l à l'aval du réseau, soit 10 fois plus que sur notre bassin versant amont. En comparaison aux NQE, nos données sont 1 à 2,5 fois plus élevées pour les NP, et toujours au dessous pour l'OP.

La contamination des eaux pluviales de bassins versants amont apparaît donc globalement faible par rapport à ce qui a été trouvé dans la littérature pour des bassins versants séparatifs plus grands. Cet effet d'échelle s'explique d'une part par le mélange, à l'aval de grands bassins versants, des eaux de différents types de surfaces urbaines et de différents niveaux d'activité (et donc de différents niveaux de contamination). D'autre part, une contamination peut avoir lieu au cours du transport dans le réseau par remise en suspension de stocks ou mauvais branchements.

Comparaison des pourcentages particuliers

La répartition des contaminants entre les fractions dissoutes et particulières évolue au cours du transport dans le réseau comme le montre la comparaison des pourcentages de contaminants dans la fraction particulaire mesurés à l'amont (cette étude) et à l'aval (Zgheib, 2009) du réseau séparatif.

Pour les PCB et les nonylphénols, la proportion de substances contenues dans la fraction particulaire est plus élevée à l'aval du réseau séparatif (100 % et 50 % de particulaire à l'aval d'après Zgheib (2009), et 48 % et 27 % de particulaire à l'amont pour notre étude). Pour les HAP et les octylphénols, la différence est faible entre les deux.

L'évolution entre les deux types d'effluents s'explique d'abord par le fait que la quantité de MES est beaucoup plus importante dans les échantillons de Zgheib (2009) (moyenne à 153 mg/l) par rapport aux nôtres (26 mg/l), induisant un plus grand nombre de sites de fixation accessibles. D'autre part, le trajet plus long dans le réseau permet aux substances émises de façon dissoute dans le ruissellement de se fixer sur les particules.

La contamination est donc plus dissoute à l'amont qu'à l'aval des réseaux, ce qui implique d'adapter le type de traitement à mettre en place s'il est nécessaire.

3. Impact de la gestion à l'amont des eaux pluviales

Le paragraphe précédent a mis en évidence l'intérêt de gérer les eaux pluviales à l'amont afin d'évacuer localement les eaux peu contaminées sans les mélanger à des eaux fortement chargées et d'éviter les processus de contamination en réseau.

La question qui se pose maintenant est celle de l'impact sur les rejets de micropolluants des ouvrages actuellement mis en œuvre à l'amont dans des objectifs de gestion hydraulique.

Pour évaluer ces impacts, nous avons comparé les bassins versants munis de techniques alternatives (Nord, Jardin et Sud) avec le bassin versant de Référence.

3.1. Méthodologie

Pour compenser les différences de ventilation de surface entre les quatre bassins versants (voir tableau 1), des fonctions de production d'eau et de contaminants, propres à chacune des surfaces (toit, voirie, jardin), ont été développées pour le bassin versant Référence avant d'être appliquées aux trois bassins versants régulés afin de simuler des masses de contaminants qui auraient été émises par les bassins versants dans le cas où ils auraient été assainis classiquement par tuyaux..

Le modèle hydraulique est basé sur des pertes initiales modélisées par du stockage de surface, et sur des pertes continues modélisées par un coefficient d'infiltration. Le volume d'eau simulé dépend de la ventilation des surfaces, de la hauteur de pluie et de la hauteur de pluie précédente. Les fonctions de production de contaminants ont été établies sur la base de bilans de masse entre les mesures à l'exutoire de Référence et les mesures effectuées dans les voies d'introduction (retombées atmosphériques, ruissellement d'une parcelle bâtie et ruissellement d'une voirie).

La description du modèle hydraulique et des fonctions de production de contaminants est donnée dans l'article Bressy *et al.*, 2011b.

3.2. Impacts de la gestion amont sur les masses de contaminants rejetés

Les figures 1, 2 et 3 représentent, pour l'ensemble des contaminants étudiés, les masses mesurées (histogrammes gris) à l'exutoire de chaque bassin versant avec les incertitudes de mesure, et les masses simulées (histogrammes violets) comme si l'assainissement était conventionnel. Les données en volumes d'eau sont également représentées pour comparaison.

Bassin versant Nord

Pour le bassin versant Nord, les masses simulées comme s'il n'y avait pas de techniques alternatives sont supérieures aux masses mesurées, ce qui met en évidence un abattement de la contamination sur ce site. Quatre types de comportements ont été mis en évidence :

- Pour les MES et les HAP totaux, la diminution de la masse de contaminants (50 % et 72 %) est supérieure à la diminution du volume d'eau (43 %). Les concentrations mesurées sont donc plus faibles que dans les simulations. Les MES et les HAP étant particulaires, nous avons supposé un effet de décantation important dans le stockage enterré, ces abattements étant dans le même ordre de grandeur que les réductions de masses évaluées pour de grands bassins de stockage (Aires *et al.*, 2003).

- Pour les PCB et les NP, sous forme totale et dissoute, la diminution de la masse de contaminants (entre 24 % et 36 %) est considérée égale à la diminution du volume d'eau car les concentrations simulées sont dans l'incertitude des concentrations mesurées. Les masses sont donc diminuées par le stockage, mais avec une concentration constante. Or ces substances sont majoritairement dissoutes dans nos échantillons (voir paragraphe 2). Il est probable qu'une partie de la contamination soit piégée lors des pertes d'eau par décantation/filtration pour la part particulaire et par adsorption/infiltration pour la part dissoute.

- Pour la matière organique totale et dissoute, la diminution de la masse de contaminants (environ 30 %) est inférieure à la diminution du volume d'eau. La masse de contaminant émise est diminuée par l'utilisation de la zone de stockage, mais la concentration émise est plus importante que sans la technique alternative. Ces substances sont entre 40 et 50 % particulaires et devraient donc subir au moins le même abattement que pour les autres substances, par décantation pour la fraction particulaire et adsorption pour la fraction dissoute. Une hypothèse pourrait être que notre simulation sous estime les masses de ces substances qui sont majoritairement émises par la voirie (à 66 % pour les deux familles). Or le trafic automobile est plus important sur le BV Nord que sur le BV Référence sur lequel la fonction de production de la voirie a été calée.

- Pour les HAP dissous, et les OP totaux et dissous, la masse simulée comme si il n'y avait pas de techniques alternatives est dans l'incertitude de la masse mesurée ; ce qui implique une augmentation des concentrations entre la simulation et la mesure (de 73 % pour les HAP dissous et de 40 % pour les OP). Tout se passe comme si aucune de ces molécules n'était retenue dans le stockage. Ces paramètres sont essentiellement dissous et sont donc peu sensibles à la décantation. De plus, le même biais que dans le cas précédent est à envisager sur la simulation.

Bassin versant Jardin

À l'aval du bassin versant Jardin, la plupart des masses simulées sont supérieures aux masses mesurées (sauf pour les MES et les HAP dans la fraction totale) mettant en évidence un abattement dû au stockage dans les espaces verts. De même que pour Nord, l'effet dépend de la substance considérée :

- Pour les HAP dissous, les NP dissous et totaux, et les OP totaux et dissous, la diminution de la masse de contaminants (respectivement 71 %, 70 %, et 60 %) est supérieure ou égale à la diminution du volume d'eau (60 %). Pour ces substances, majoritairement dissoutes, un effet d'adsorption dans le jardin est supposé, comme l'ont montré Ray *et al.* (2006) sur des écorces.

- Pour le COT, le COD, les PCB et les PCB dissous, la diminution de la masse de contaminants est inférieure à la diminution du volume. La masse simulée est supérieure aux mesures de respectivement 29 %, 29 %, 42 % et 50 %, et avec des concentrations mesurées plus fortes que les concentrations simulées. Il est possible que l'effet d'adsorption soit plus faible pour ces substances que pour le groupe de substances décrit précédemment. De plus le

Jardin émet des particules en grande quantité qui peuvent être contaminées et des débris végétaux riches en matière organique.

- La masse de MES et de HAP totaux n'apparaît pas diminuée par la gestion amont. Leurs masses mesurées sont supérieures aux masses simulées, comme si le fait de réguler les rejets augmentait la contamination de l'eau pour ces paramètres. Il est probable que notre simulation sous estime la masse réelle de MES produite, étant donné qu'elle ne tient pas compte de la production de particules par le jardin et les aires de jeu (sable).

Sur ce site, l'abattement du volume d'eau est très important (supérieur à 50 %) et le temps de séjour de l'eau dans les bassins est long (médiane des temps de vidange supérieure à 5 h) d'après Bressy et al. (2011b). Le temps de contact entre l'eau et les substrats potentiels (plantes et particules du sol) est donc augmenté, favorisant l'adsorption des contaminants dissous et leur infiltration dans le sol. De plus le stockage se faisant à ciel ouvert, il est possible que des phénomènes de volatilisation, de photolyse et de biodégradation interceptent une partie de la contamination du sol par temps sec.

Bassin versant Sud

Sur le bassin versant Sud, toutes les masses simulées sont supérieures aux masses mesurées mettant en évidence une interception des contaminants dans les différentes techniques alternatives. Cette diminution des masses émises est cependant faible car toutes les concentrations simulées sont inférieures ou égales aux concentrations mesurées.

- Dans le cas du COD, des PCB dissous, des HAP dissous, des NP totaux et dissous et des OP totaux et dissous, la diminution de la masse est similaire à la diminution du volume d'eau. Or tous ces paramètres sont essentiellement dissous, mettant en évidence des effets de fixation.

- La diminution de masse de MES (23 %), du COT (33 %), des PCB totaux (15 %), des HAP totaux (19 %) est inférieure à la diminution du volume d'eau (46 %). Ces paramètres sont plutôt particuliers.

L'abattement des masses de contaminants semble donc moins élevé que sur les autres sites. Or les régulations mises en place sur ce site traitent moins les faibles débits que sur les autres sites, entraînant des temps de séjour plus courts, et donc une efficacité plus faible (Bressy *et al.*, 2011b).

Conclusion

Cette étude s'est intéressée à la contamination en micropolluants organiques des eaux pluviales à l'échelle amont et à l'intérêt de la gestion à cette échelle.

Elle a montré que les concentrations mesurées sur un petit bassin versant apparaissent faibles par rapport à ce qui a été trouvé dans la littérature pour des bassins versants plus grands. Pour les MES, la DCO, les NP et les HAP, les concentrations mesurées dans les eaux pluviales de notre bassin versant amont correspondent aux valeurs les plus faibles mesurées à l'aval des réseaux séparatifs. Pour les PCB et les OP, les concentrations mesurées à l'amont sont systématiquement inférieures aux plus faibles valeurs mesurées à l'aval. Cette contamination reste cependant significative pour certains micropolluants qui ont été mesurés au dessus des NQE : HAP et NP.

Compte tenu de ces résultats, l'échelle amont paraît être une échelle de gestion intéressante pour améliorer la qualité des hydrosystèmes récepteurs puisqu'elle permet d'évacuer localement des eaux peu contaminées en évitant leur mélange avec des eaux plus chargées et

leur contamination au cours du transport dans des réseaux dont la parfaite séparativité reste utopique.

L'étude des techniques alternatives utilisées pour gérer à l'amont les eaux pluviales a montré qu'elles abattent de façon importante les masses de contaminants émises par les bassins versants. Cet abattement varie entre 20 % et 80 % de la masse émise selon le site d'étude et le polluant considéré. Pour les stockages enterrés (BV Nord) cet abattement est important pour les polluants particulaires (MES, contaminants liés aux particules) qui sont sensibles à la décantation, et moindre pour les contaminants dissous qui peuvent se fixer sur les ouvrages ou les dépôts. Dans le cas du stockage en zone perméable végétalisée (BV Jardin), les abattements les plus importants concernent les polluants dissous.

Il est important de noter que ces abattements en masse sont fortement liés aux pertes de volumes d'eau, les contaminants étant piégés en même temps que l'eau, et ils ne se traduisent donc pas forcément par une diminution de la concentration du rejet. Lors des pertes d'eau par mouillage des surfaces, évaporation, évapotranspiration ou infiltration, les polluants sont retenus par décantation/dépôt dans les volumes morts, filtration/adsorption dans les sols et infiltration dans le sous-sol. Des phénomènes de piégeage (photolyse, évaporation, biodégradation) peuvent ensuite avoir lieu à long terme après la pluie.

À l'heure actuelle, la conception des techniques alternatives vise la lutte contre les inondations et la limitation des débits rejetés en interceptant essentiellement les événements exceptionnels. Or cette gestion à l'amont, pour être efficace en termes de réduction des polluants doit chercher à s'affranchir du transport des eaux vers l'aval et doit intégrer les pluies fréquentes. Il faudrait utiliser un système de régulation qui retienne les pluies courantes sans trop augmenter le volume à stocker pour les pluies décennales. Par exemple, le stockage des premiers millimètres de pluie pourraient systématiquement être fait dans un matériau poreux ou une zone végétale, sans rejet au réseau, mais avec une vidange par infiltration et/ou évapotranspiration.

Remerciements

Les auteurs remercient le Conseil Régional d'Ile de France pour le financement de cette étude au travers du projet SISTEO ; le Conseil Général de la Seine Saint-Denis, l'Agence de l'Eau Seine Normandie, le SIAAP, la Ville de Paris et le Conseil Général du Val de Marne pour leur soutien technique et financier au projet OPUR ; ainsi que la ville de Noisy-le-Grand.

Bibliographie

- Aires, N., Chebbo, G., Tabuchi, J.-P. & Battaglia, P. (2003) Dépollution des polluants urbains de temps de pluie en bassin de stockage-décantation. *Techniques Sciences et Méthodes*, 12, 70-86.
- Blanchard, M., Teil, M. J. & Chevreuil, M. (2006) The seasonal fate of PCBs in ambient air and atmospheric deposition in northern France. *Journal of Atmospheric Chemistry*, **53**, 123-144.
- Bressy, A., Gromaire, M. C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F. & Chebbo, G. (2011) Incidence des modes alternatifs de gestion des eaux de ruissellement *Techniques Sciences et Méthodes*, **4**, 37-49.
- Björklund, K., Cousins, A. P., Stromvall, A.-M., Malmqvist, P.-A., 2009. Phthalates and nonylphenols in urban runoff : Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of the Total Environment* **407** (16), 4665-4672.
- Borja, J., Taleon, D. M., Auresenia, J. & Gallardo, S. (2005) Polychlorinated biphenyls and their biodegradation. *Process Biochemistry*, 40, 1999-2013.

- Brombach, H., Weiss, G., Fuchs, S., 2005. A new database on urban runoff pollution : comparison of separate and combined sewer systems. *Water Science and Technology* 51 (2), p. 119-128.
- Burton, G. A., Pitt, R., 2001. Stormwater effects handbook : a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers. Lewis Publishers.
- Chebbo, G., Mouchel, J.-M., saget, A. & gousailles, M. (1995) La pollution des rejets urbains par temps de pluie : flux, nature et impacts. *Techniques Sciences et Méthodes*, 11.
- Chocat, B., 1997. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Tec & Doc, Lavoisier.
- Ellis, J., Mitchell, G., 2006. Urban diffuse pollution : key data information approaches for the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal* 20 (1), p. 19-26.
- Forster, J. (1999) Variability of roof runoff quality. *Water Science and Technology*, 39 (5), 137-144.
- Gromaire-Mertz, M. C., Garnaud, S., Gonzalez, A. & Chebbo, G. (1999) Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology*, 39, 1-8.
- Lamprea, K. (2009) Caractérisation des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains. Université de Nantes.
- Lau, S. L. & Stenstrom, M. K. (2005) Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Research*, 39, 4083-4092.
- Legret, M. & Pagotto, C. (1999) Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *The Science of The Total Environment*, 235, 143-150.
- Legret, M. (2001) Pollution et impact d'eaux de ruissellement de chaussées. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées.
- Pitt, R. (2004) The national stormwater quality database (NSQD, version 1.1). US Environmental Protection Agency.
- Martin, C., Ruperd, Y., Legret, M., 2007. Urban stormwater drainage management : The development of a multicriteria decision aid approach for best management practices. *European Journal of Operational Research* 181 (1), 338-349.
- Motelay-Massei, A., Garban, B., Phagne-Larcher, K., Chevreuil, M. & Ollivon, D. (2006) Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of Le Havre (France): Transport and fate of PAHs from the atmosphere to the outlet. *Water Research*, 40, 1995-2006.
- Ray, A. B., Selvakumar, A., Tafuri, A. N., 2006. Removal of selected pollutants from aqueous media by hardwood mulch. *Journal of Hazardous Materials* 136 (2), 213-218.
- Robert-Sainte, P., 2009. Impact des matériaux de toiture sur la contamination métallique des eaux pluviales urbaines. Thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Rossi, L., De Alencastro, L., Kupper, T. & Tarradellas, J. (2004) Urban stormwater contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and its importance for urban water systems in Switzerland. *Science of the Total Environment*, 322, 179-189.
- Rule, K. L., Comber, S. D. W., Ross, D., Thornton, A., Makropoulos, C. K. & Rautiu, R. (2006) Sources of priority substances entering an urban wastewater catchment - trace organic chemicals. *Chemosphere*, 63, 581-591.
- Saget, A. (1994) Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie: distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception. PhD Thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France.
- Scholes, L., Revitt, D., Ellis, J., 2003. A European Project (DayWater) investigating the integration of stormwater source control into sustainable urban water management strategies. *Journal of Health, Social and Environmental* 4 (2), 37 - 41.
- Soares, A., Guieysse, B., Jefferson, B., Cartmell, E. & Lester, J. N. (2008) Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. *Environment International*, 34, 1033-1049.
- Ying, G. G., Williams, B. & Kookana, R. (2002) Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates - a review. *Environment International*, 28, 215-226.
- Zgheib, S., 2009. Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. Thèse de doctorat, École des Ponts ParisTech.

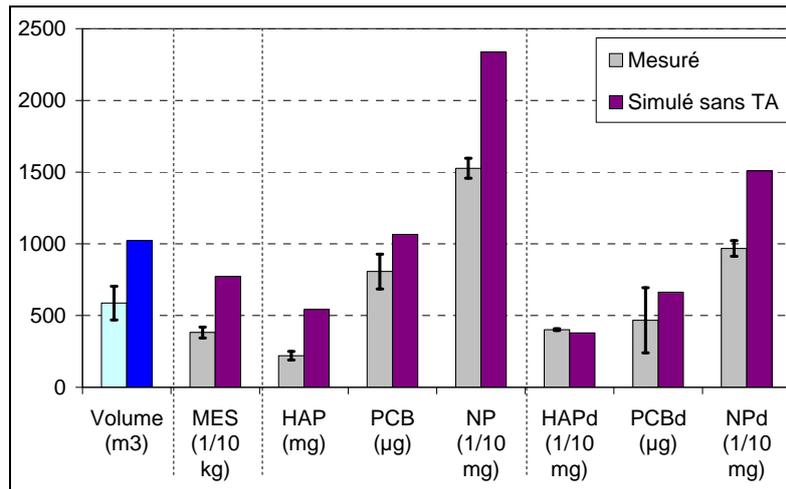


Fig. n°1 : Masses de contaminants mesurées et simulées à l'exutoire du bassin versant Nord en somme des événements échantillonnés sur ce site (n=5, hauteur d'eau cumulée = 58 mm)

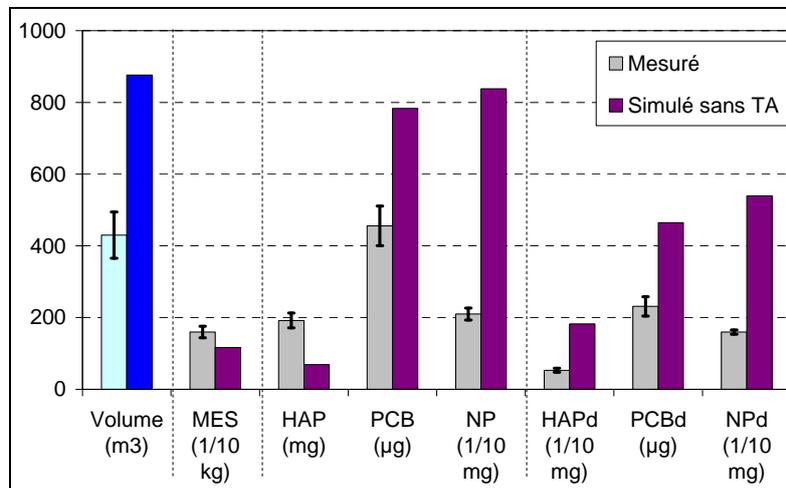


Fig. n°2 : Masses de contaminants mesurées et simulées à l'exutoire du bassin versant Jardin en somme des événements échantillonnés sur ce site (n=6, hauteur d'eau cumulée = 66 mm)

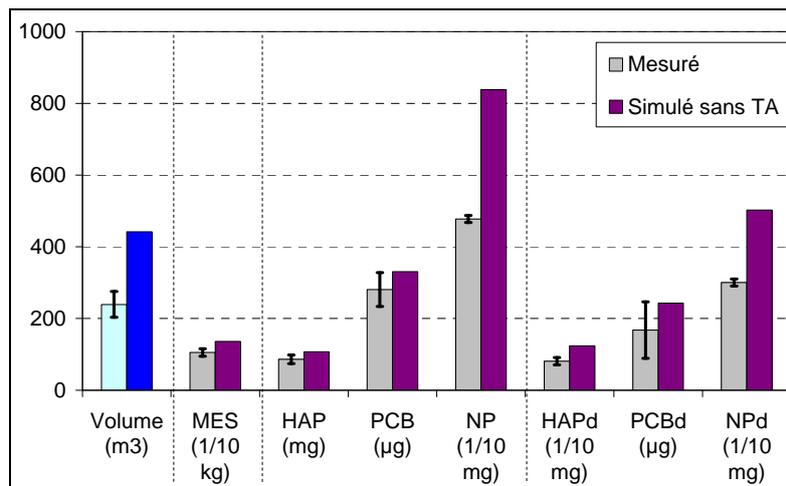


Fig. n°3 : Masses de contaminants mesurées et simulées à l'exutoire du bassin versant Sud en somme des événements échantillonnés sur ce site (n=4, hauteur d'eau cumulée = 42 mm)