



OBSERVATOIRE DES POLLUANTS URBAINS (OPUR)

ÉTUDE DES DEBRIS PLASTIQUES ET DES FIBRES ANTHROPIQUES LORS D'ÉVÉNEMENTS TRANSITOIRES : ÉPISODES PLUVIEUX EN MILIEU URBAIN ET DYNAMIQUE DE CRUE

SYNTHÈSE DES RESULTATS DE LA THÈSE DE R. TREILLES

CONTEXTE

Les matières plastiques constituent aujourd'hui des matières essentielles, omniprésentes dans notre société. En 1950 la production mondiale de matières plastiques était estimée à 1,5 millions de tonnes. En 2019, cette production a atteint 368 millions de tonnes auxquelles s'ajoutent 70 millions de tonnes de fibres synthétiques. En France, la consommation annuelle en matières plastiques est estimée à 70 kg par habitant. La production massive de polymères a induit des fuites de débris plastiques dans l'environnement. Du fait d'une très faible biodégradabilité et d'une gestion délicate et difficile de la fin de vie de ces matériaux à l'échelle mondiale, ces débris se sont accumulés sous la forme de macroplastiques (> 5 mm), de microplastiques (< 5 mm) et de fibres, caractérisées par un ratio longueur / diamètre élevé.

La contribution des zones urbaines et en particulier du temps de pluie à cette contamination de l'environnement est aujourd'hui très mal évaluée. Sur les 4 547 publications qui contiennent le terme « *microplastics* » au printemps 2021, seuls 6,9% contiennent le terme « *urban* ». Cette action de recherche vise à faire progresser les connaissances sur cette question et à estimer les flux de macro et microplastiques dans les eaux pluviales de l'agglomération parisienne. Elle constitue l'un des premiers travaux sur la question.

OBJECTIFS

Pendant une année, les flux de macrodéchets et de macroplastiques, mais aussi de microplastiques ont été suivis dans les eaux pluviales d'un bassin versant urbanisé de l'agglomération parisienne, à Sucy-en-Brie. En se basant sur des approches communément développées en hydrologie urbaine, en travaillant à l'échelle des événements pluvieux et en évaluant la variabilité inter-événementielle, ce travail porte un éclairage novateur sur cette matrice encore peu étudiée. Cette action de recherche a été menée dans le cadre de la thèse de Robin Treilles (soutenue en juillet 2021).

METHODOLOGIE

Site d'étude

Les échantillons ont été prélevés à l'exutoire du bassin versant séparatif de Sucy-en-Brie, situé en milieu périurbain dans la partie sud-est de l'agglomération parisienne (Figure 1).

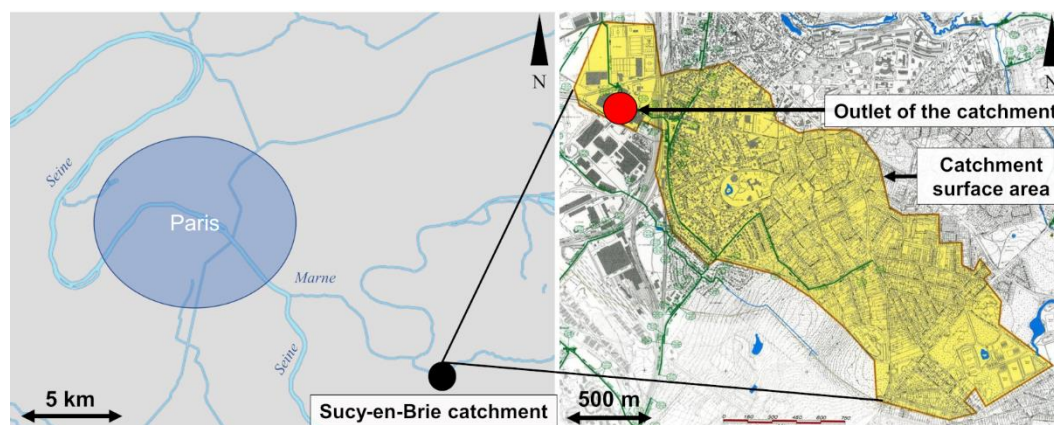


Figure 1 : Localisation du bassin versant de Sucy-en-Brie. L'exutoire est situé dans la partie ouest du bassin versant.

Il a une superficie de 228 ha avec une surface imperméable de 62 ha, ce qui représente 27% du bassin versant. La population du territoire est d'environ 5 700 habitants, majoritairement résidentielle, avec une densité de ménages

individuels d'environ 25 hab.ha⁻¹ qui correspond à une zone urbaine modérément dense en France. Les activités commerciales et professionnelles sont limitées. Un système de traitement des eaux pluviales est situé à l'exutoire du bassin versant, qui se compose d'un bassin de rétention et de décantation lamellaire. A l'entrée, deux dégrilleurs (espacements de 6 cm : S_{6cm} et de 1 cm : S_{1cm}) sont installés qui permettent de piéger les macrodébris issus du bassin versant de Sucy-en-Brie. Ils sont ensuite transférés dans des conteneurs à ordures (un conteneur par dégrilleur). Les refus de dégrillage ont été utilisés dans cette étude pour étudier l'abondance et la composition des macrodébris. Les échantillons de microplastiques ont, eux, été prélevés dans les eaux pluviales collectées, en amont du dispositif de traitement des eaux pluviales, lors d'événements pluvieux. Les débits et volumes d'eaux pluviales à travers les dégrilleurs ont été mesurés en utilisant des débitmètres fournis par la Direction des Services de l'Environnement et de l'Assainissement du Val-de-Marne (DSEA) ; ces mesures ont été utilisées pour estimer les concentrations en macroplastiques, en microplastiques et en fibres.

Méthodologie d'échantillonnage et d'analyse des macrodéchets et microplastiques

Échantillonnage. Onze campagnes d'échantillonnage ont été réalisées entre avril 2018 et avril 2019 pour collecter les refus de dégrillage de S_{6cm} et S_{1cm}, dans différentes conditions hydrologiques (Figure 2). Au cours de chaque campagne, des échantillons des matériaux relevés et accumulés dans les poubelles de chacun des dégrilleurs ont été collectés et pesés, et le volume initial des déchets pour chaque poubelle a été estimé avant et après l'échantillonnage. Les densités des échantillons ont ensuite été estimées à partir du volume et du poids. Les échantillons ont été homogénéisés, et un sous-échantillon a été prélevé au hasard et pesé (~10% de la masse initiale de l'échantillon, ce qui correspond à 3-6 kg). Les sous-échantillons ont ensuite été séchés et triés afin d'étudier les variations de leur composition.

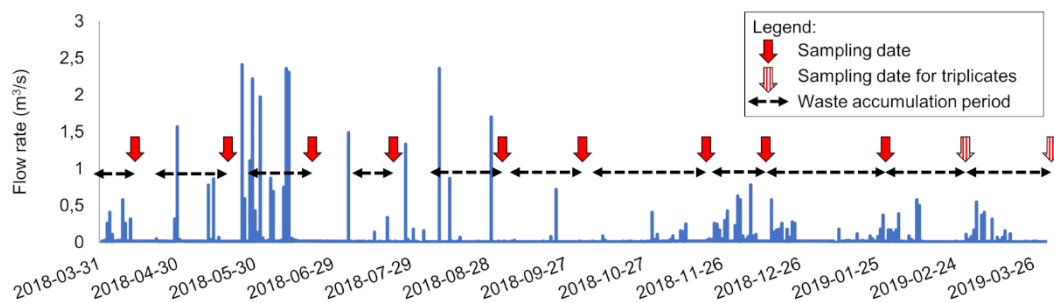


Figure 2 : Hydrogramme des eaux de ruissellement du bassin versant de Sucy-en-Brie et dates d'échantillonnage. La période d'accumulation des déchets pour chaque échantillon est indiquée.

Procédure analytique. Les éléments collectés avaient une forte teneur en eau (>70% de la masse initiale) et ils ont été séchés dans un four à 40°C pendant au moins 10 jours, après quoi les éléments secs ont été pesés et triés visuellement. Les quatre premières campagnes se sont concentrées uniquement sur les déchets plastiques et les mégots de cigarettes ; sur les campagnes suivantes, tous les autres éléments anthropiques (macrodéchets : canettes en aluminium, déchets de soins de santé, etc.) de plus de 5 mm ont été classés selon la classification OSPAR (OSPAR Commission, 2010), puis pesés.

Calcul des flux de débris plastiques dans les eaux de ruissellement. En utilisant les volumes d'eaux pluviales, les pourcentages de masse des différents sous-échantillons ont été extrapolés au volume initial de débris pour estimer les concentrations de débris plastiques dans les eaux pluviales.

Deux méthodes ont été utilisées pour estimer la masse annuelle de débris plastiques dans les matériaux criblés. La première utilise la concentration estimée de débris plastiques et le volume annuel des eaux pluviales (*méthode*_{Concentration}). La seconde utilise le tonnage moyen des matériaux criblés accumulés de 2015 à 2019 et le pourcentage moyen de masse plastique estimé par cette étude (*méthode*_{Masse annuelle}).

Les masses de débris plastiques déterminées par les deux méthodes ont ensuite été normalisées par rapport à la surface imperméable du bassin versant et à la population, ce qui a donné deux ratios différents, *ratio*_{Surf} et *ratio*_{Pop} exprimés respectivement en kg.an⁻¹.ha⁻¹ et g.an⁻¹.hab⁻¹.

Méthodologie d'échantillonnage et d'analyse des microplastiques (MP)

Méthode d'échantillonnage. Quatre événements pluvieux survenus de juin 2018 à mai 2019 avec des intensités de précipitations compris entre 2,6 et 8,6 mm.h⁻¹ ont été étudiés. En comparaison, la hauteur moyenne des précipitations journalières à Paris de mars 2018 à mars 2019 était de 1,7 mm. La procédure d'échantillonnage était la suivante : pour un événement pluvieux donné, des échantillons de 80 à 100 L d'eau pluviale ont été collectés au cours de l'événement à l'aide d'un seau métallique et filtrés à travers un filet de 80 µm. Les campagnes de juin 2018 et mai 2019 correspondaient à l'été, qui se caractérise par des événements pluvieux relativement rares et plus intenses, tandis que les campagnes de décembre 2018 et mars 2019 correspondent à l'hiver, qui se caractérise par des événements pluvieux fréquents avec de faibles niveaux de précipitations.

Les hydrogrammes de chaque événement pluvieux échantillonné sont présentés dans la Figure 3 et les heures d'échantillonnage sont présentées dans les bandes de couleur. Le premier événement pluvieux (juin 2018) a été le plus intense, avec un débit maximal de ~2,5 m³.s⁻¹. Les autres événements pluvieux ont le même débit maximal approximatif (~0,6 m³.s⁻¹), mais leurs durées diffèrent.

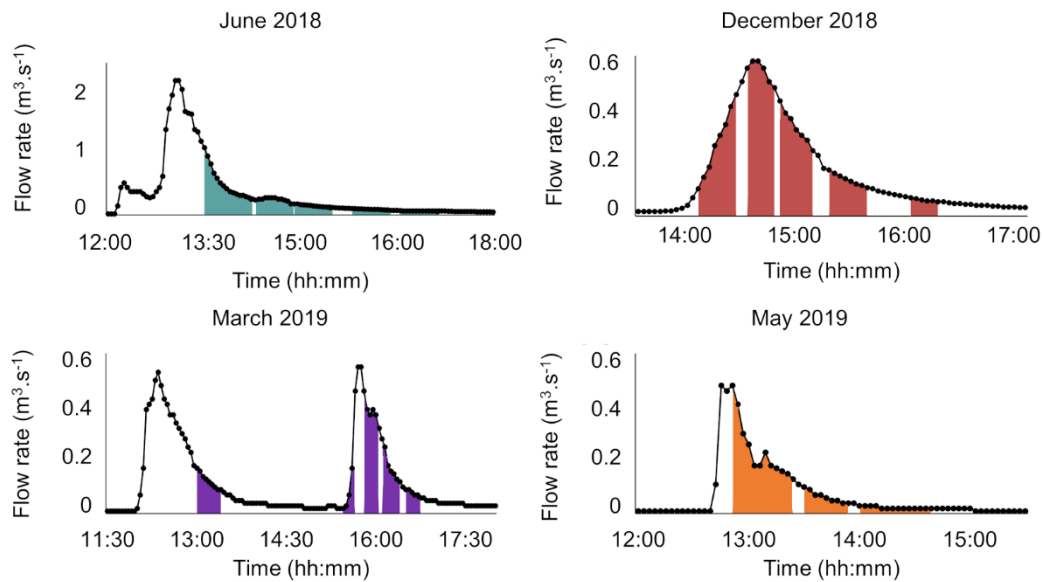


Figure 3 : Hydrogrammes des événements pluvieux échantillonnés. Les périodes d'échantillonnage sont représentées dans les bandes de couleur. Noter que l'axe des ordonnées diffère pour le premier événement (juin 2018).

Procédure analytique. Les échantillons d'eaux pluviales ont d'abord été tamisés à l'aide de tamis de 5 mm et de 1 mm. Les échantillons de MP ont ensuite été séparés en deux fractions distinctes : de 1 à 5 mm et moins de 1 mm. La fraction de 1 à 5 mm a été soigneusement observée sous une loupe binoculaire. Les particules suspectées d'être des MP en fonction de leurs caractéristiques physiques (couleur, forme ou texture) ont été mises de côté et caractérisées à l'aide d'un spectromètre infrarouge à réflectance totale atténuée.

La fraction < 1 mm a été soumise aux étapes de traitement suivantes pour permettre de séparer les micoplastiques : (i) prétraitement par digestion au dodécylsulfate de sodium pour dénaturer toute protéine ; (ii) digestion à l'H₂O₂, pour oxyder la matière organique (OM) (iii) séparation densimétrique dans une solution de NaI ($\rho \geq 1,6 \text{ g.cm}^{-3}$) dans une ampoule à décanter. Les microfibrilles ont été comptées sous un stéréomicroscope (Leica MZ12) couplé à un logiciel d'analyse d'images (Histolab) tandis que les MP ont été comptés puis caractérisés chimiquement par imagerie μFTIR .

La limite de détection de la taille des microparticules par cette méthode est de 25 μm . Une estimation de leur volume et de leur masse a été effectuée. Les nombres et types de particules ont été extrapolés aux volumes d'échantillonnage initiaux pour déterminer des concentrations.

RESULTATS

Synthèse sur les macrodéchets et macroplastiques

Composition des macrodéchets dégrillés. La composition des refus de dégrillage est présentée dans la Figure 4 (% en nombre d'éléments). Sur les deux dégrilleurs, la catégorie « plastique » était la plus nombreuse avec des valeurs moyennes de plus de 60%. Pour S_{6cm}, les déchets médicaux et sanitaires (bandages principalement) représentaient le deuxième plus grand pourcentage ($\approx 20\%$). Pour S_{1cm}, les mégots de cigarettes représentaient le deuxième plus grand pourcentage ($\approx 25\%$). Les autres types de matériaux (papier/carton, métal, etc.) représentaient un plus petit pourcentage (<7%). Les deux triplicats réalisés sur les deux dernières campagnes ont montré une variabilité relativement faible.

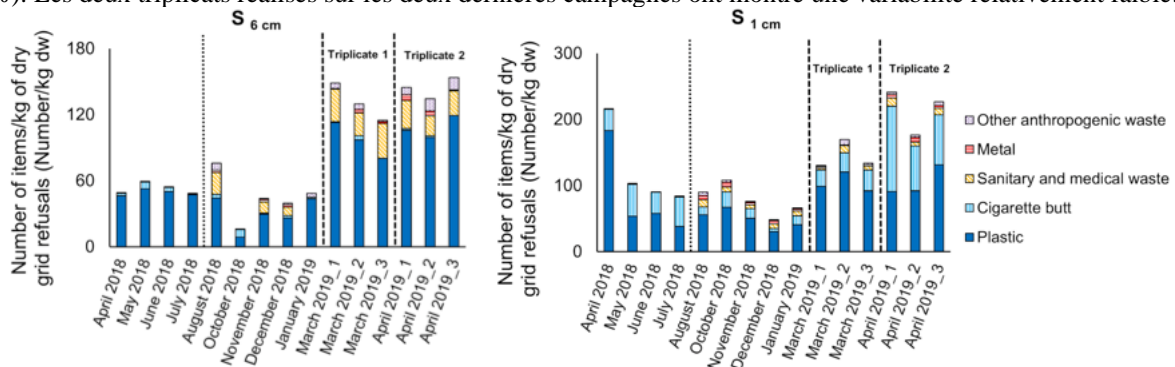


Figure 4 : Composition des macrodéchets anthropiques pour chaque dégrilleur. Les quatre premières campagnes (avril - juillet 2018, séparées par une ligne pointillée) se sont uniquement concentrées sur les plastiques et les mégots de cigarettes.

Les éléments plastiques les plus couramment trouvés dans les dégrilleurs ont été identifiés (Figure 5).

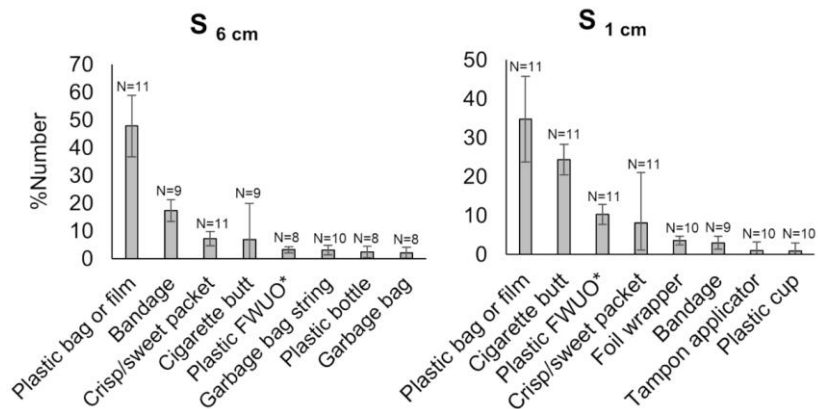


Figure 5 : Pourcentages moyens des huit éléments les plus courants trouvés dans les éléments examinés. Les barres d'erreur illustrent les écarts types et N désigne le nombre d'échantillons où l'élément était présent. Pour une comparaison plus précise, les quatre premières campagnes n'ont pas été incluses. *Plastique FWUO = fragment de plastique d'origine inconnue

Les sacs et films en plastique nettement, puis les mégots de cigarettes et les bandages sont les éléments les plus nombreux

Pourcentages de masse des macrodéchets. Les pourcentages en poids sec (%ps) de chaque catégorie de déchets pour chaque dégrilleur sont présentés dans la Figure 6.

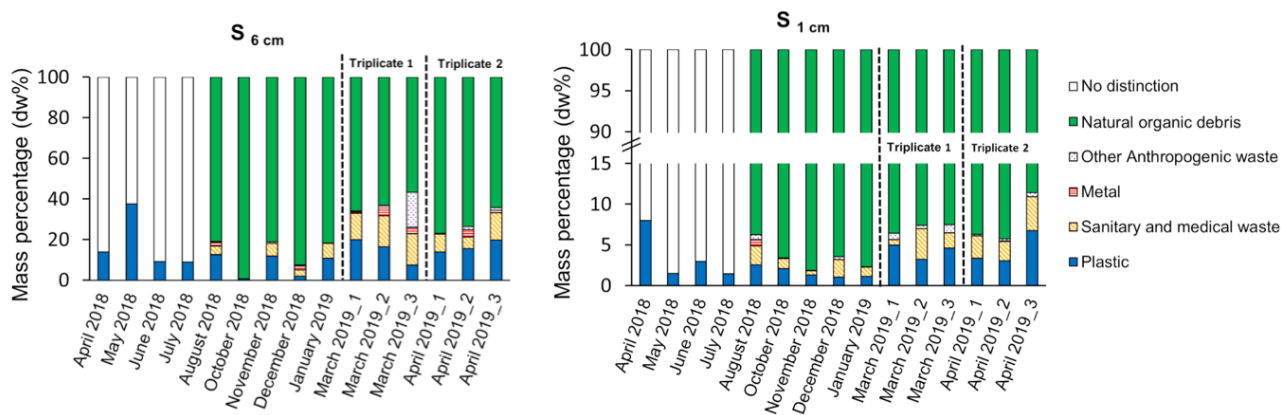


Figure 6 : Pourcentages en poids sec (%ps) de chaque catégorie de déchets pour chaque écran. Seuls les plastiques et les mégots de cigarettes ont été inclus dans les quatre premiers échantillons.

Les pourcentages moyens les plus élevés correspondent aux débris organiques naturels ($\approx 75\%$ pour S_{6cm} et $\approx 95\%$ pour S_{1cm}), puis aux plastiques ($\approx 12\%$ S_{6cm} et $\approx 3\%$ S_{1cm}), et aux déchets sanitaires et médicaux ($\approx 8\%$ S_{6cm} et $\approx 2\%$ S_{1cm}).

Flux de débris plastiques. La concentration en macrodéchets des eaux de ruissellement en $mg.m^{-3}$ (Figure 7) a été estimée sur la base des données acquises.

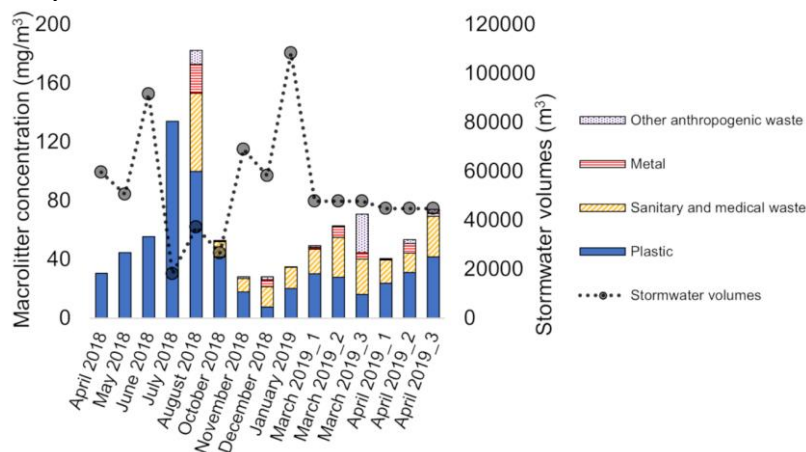


Figure 7 : Concentrations de macrodéchets ($mg.m^{-3}$) (hors matériel végétal) et volumes d'eaux pluviales passés au travers des dégrilleurs pour les périodes étudiées (les deux dégrilleurs S_{6cm} et S_{1cm} sont cumulés).

Les concentrations de tous les déchets anthropiques varient de 28 à 182 $mg.m^{-3}$ et entre 7 et 134 $mg.m^{-3}$ pour les plastiques ; les valeurs médianes de chaque catégorie de déchets sont présentées dans le Tableau 1.

La masse annuelle de déchets plastiques dégrillés, estimée par la *méthode*Concentration, s'élève à 21 kg (valeur médiane). La *méthode*Masse annuelle, reposant sur les masses collectées entre 2015 et 2019, aboutit à une masse annuelle de 100 kg de plastiques retenue dans les deux dégrilleurs.

Les résultats de ces deux méthodes peuvent être normalisés par rapport à la surface imperméable (62 ha) et à la population ($\sim 5\,700$ habitants) de Sucy-en-Brie pour calculer respectivement le *ratio*Area et le *ratio*Cap, (Tableau 2).

Tableau 1 : Concentrations moyennes et médianes pour chaque catégorie de déchets (N = 15 pour les plastiques et 11 pour les autres catégories)

	Concentration médiane (mg.m ⁻³)
Plastique	31
Déchets sanitaires et médicaux	16
Métal	2
Autres déchets anthropiques	1
Débris organiques naturels	247

Tableau 2 : Flux annuel de débris plastiques normalisé à la surface imperméable et à la population de Sucy-en-Brie.

Sucy-en-Brie	MéthodeConcentration	MéthodeMasse Annuelle
Flux annuel de plastique dégrillé à Sucy-en-Brie (kg.an ⁻¹)	21	100
Ratio _{Area} : flux plastique par surface imperméable (kg.an ⁻¹ .ha ⁻¹) (moyenne et écart-type)	0,4±0,3	1,7±0,9
Ratio _{Cap} : flux plastique par habitant (g.an ⁻¹ .hab ⁻¹) (moyenne et écart-type)	4,8±3,9	18,8±9,7

Il est difficile de tracer précisément l'origine des déchets dégrillés. Il est toutefois possible d'évoquer les sources suivantes : (i) les pratiques des citoyens, (ii) le réseau d'égouts (ex : branchements illicites, disposition des avaloirs) et (iii) le nettoyage sur Sucy-en-Brie (ex : disponibilité des poubelles, nettoyage urbain). La distribution des refus de dégrillage peut aussi refléter le type d'articles qu'il paraît socialement acceptable de jeter dans la rue, ou qui se perdent facilement, à l'exception des déchets liés aux mauvais branchements (par exemple, les applicateurs de tampons). Ces refus sont aussi des déchets jetés illicitement pour éviter les coûts d'élimination (par exemple, les pansements) ou dus au comportement des animaux (par exemple, les oiseaux) qui pourraient potentiellement faciliter la propagation des macrodébris. Cependant, des études supplémentaires sur ces sujets sont nécessaires pour confirmer ces tendances.

Les estimations de flux de Sucy-en-Brie peuvent être extrapolées pour la région du Grand Paris, définie comme un bassin versant englobant Paris et 284 villes voisines, s'étendant sur 183 000 ha et comptant environ 8,9 millions d'habitants (Risch et al., 2018). Selon la méthode utilisée, le flux annuel transféré à l'environnement varie de 22 à 167 tonnes.an⁻¹ de débris plastiques, soit quelques grammes par habitant et par an, à mettre en parallèle avec les 60 kg environ annuels de déchet plastique par personne.

Synthèse sur les microplastiques et microfibrilles

Microfibrilles anthropiques (MFa) dans les eaux pluviales. En cumulant tous les échantillons, les concentrations varient entre 0,6 et 6,4 MFa.L⁻¹, avec une médiane de MFa de 1,9 MFa.L⁻¹ et un écart interquartile de 2,3 MFa.L⁻¹. La concentration la plus élevée a été observée lors de la dernière campagne (mai 2019). Ces concentrations sont inférieures à celles rapportées par Dris *et al.* 2018, qui ont trouvé une concentration de 24 à 60 MFa.L⁻¹ dans les eaux de ruissellement, mais il convient de préciser que leur analyse avait été effectuée sur une eau brute, non filtrée et non sur eau préfiltrée à 80 µm. Pour toutes les campagnes les longueurs médianes des MFa étaient toujours comprises entre 0,72 et 2,28 mm, les plus longues dépassant 5 mm (valeur max 33,6 mm), les plus courtes, en grand nombre étant inférieures à 1 mm (valeur min 94 µm). Ces résultats sont cohérents avec ceux de Sutton *et al.* (2016) qui ont trouvé que 53% des fibres échantillonnées dans les eaux urbaines de la baie de San Francisco avaient une taille comprise entre 0,355 et 0,999 mm. Les fibres trouvées pourraient provenir principalement de l'usure des textiles. Aucune corrélation n'a été trouvée entre la concentration en MFa et le débit moyen pour chaque période d'échantillonnage ; les résultats ne montrent même pas d'allure particulière en fonction de ce dernier.

Flux de fibres anthropiques dans les eaux pluviales de l'agglomération parisienne. Afin de comparer nos résultats à ceux de Dris, 2016, la masse potentielle de l'ensemble de ces fibres a été estimée en considérant que le diamètre de l'ensemble des fibres est égal à 25 µm., et que leur densité est celle du polyéthylène (densité 0,9 g.cm⁻³) ou du viscose (densité 1,7 g.cm⁻³). Sur cette base l'intervalle interquartile des concentrations en MFa est de [1,4 -3,3 µg.L⁻¹]. En nous basant sur ces valeurs et en extrapolant à l'agglomération parisienne, nous obtenons ainsi un flux de fibres anthropiques dans les eaux pluviales compris entre 0,3 et 0,8 tonnes.an⁻¹ (Tableau 3).

Tableau 3 : Estimation des flux de fibres microplastiques à l'échelle du bassin versant de Sucy-en-Brie, extrapolée à l'échelle de l'agglomération parisienne, en kg par an

	Sucy-en-Brie	Agglomération parisienne
Flux de fibres anthropiques		
Flux annuel de fibres (kg.an ⁻¹)	1-3	326-763
Surfaces imperméabilisées connectées uniquement à un réseau séparatif (ha)	62	19 000
Flux par hectare imperméabilisé calculé connectés uniquement à un réseau séparatif (kg.an ⁻¹ .ha ⁻¹)	0,017-0,040	0,017-0,040

Dans une première approche, ces valeurs semblent très faibles par rapport aux flux estimés dans d'autres compartiments et notamment dans l'atmosphère ; compartiment au sein duquel Dris, 2016 avait estimé un flux de 6 à 17 tonnes par an à l'échelle de l'agglomération parisienne.

Cependant, il est nécessaire de comparer ces valeurs sur la même base. En effet, les calculs effectués par Dris, 2016 ont considéré l'ensemble des surfaces urbaines de l'agglomération parisienne (2 500 km²), soit un flux de production de

retombées atmosphériques à l'hectare compris entre 0,024 et 0,068 kg.an⁻¹.ha⁻¹ et donc très proche de celui estimé dans les eaux pluviales. La différence tient au fait que contrairement aux flux de retombées atmosphériques qui n'ont pas nécessité la prise en compte de l'occupation des sols, les flux de fibres dans les eaux pluviales sont calculés pour les surfaces imperméabilisées connectées uniquement à un réseau séparatif de l'agglomération parisienne. Au vu de la très grande similitude des flux de production par hectare, nous émettons l'hypothèse que les fibres retrouvées dans les eaux pluviales sont majoritairement issues des retombées atmosphériques.

Concentration en microplastiques dans les eaux pluviales. La Figure 8 présente la concentration de MP en nombre par litre et les hydrogrammes de chaque événement pluvieux. Les concentrations varient de 3 à 129 MP.L⁻¹ (min-max) avec une médiane de 29 MP.L⁻¹ et un écart interquartile de 36 MP.L⁻¹ (n= 18). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles observées dans d'autres études (Järslskog et al., 2020; Olesen et al., 2019). En comparant les concentrations et les hydrogrammes (Figure) on note que les concentrations les plus élevées ont été observées en décembre 2018 et en mars 2019. Lors de ces deux campagnes, les pics de concentration correspondent à l'augmentation du débit. Les concentrations de MP juste avant que le débit n'atteigne son pic étaient six fois plus élevées que la concentration rapportée à la fin de l'événement pluvieux. Le comportement des MP pourrait être comparable à celui des matières en suspension avec le débit. L'événement pluvieux de mai 2019 a été le plus court et a montré les concentrations de MP les plus faibles. Nous en déduisons que la remobilisation des MP semble se produire lors d'événements pluvieux suffisamment intenses (>2,5 mm.h⁻¹ et plus de 2h). Davantage de données devraient être collectées pour confirmer ces tendances.

La concentration massique de MP dans les eaux pluviales a été estimée à 56 µg.L⁻¹ avec un écart interquartile de 194 µg.L⁻¹ (N = 18) qui reflète la grande variabilité des observations. Toutefois ces valeurs doivent être vues comme de simples estimations des ordres de grandeur des concentrations de MP. Ces valeurs sont difficilement comparables avec la littérature, car elles sont parmi les premières au monde. Néanmoins, dans des bassins de rétention d'eaux pluviales au Danemark, systèmes très différents de ceux étudiés ici Liu et al. (2019) ont trouvé une concentration massique médiane beaucoup plus faible de 0,231 µg.L⁻¹ ; nos estimations sont de deux ordres de grandeur supérieures à cette étude.

Nous avons vu précédemment que la concentration de macroplastiques mesurée sur le même site s'élevait à 31 µg.L⁻¹ avec un écart interquartile de 22 µg.L⁻¹ (N = 15). Les concentrations massiques en MPs sont du même ordre de grandeur. Des valeurs plus faibles étaient attendues en raison de la différence de taille des particules prises en compte. Trois facteurs peuvent l'expliquer : (i) la taille des MP justement, qui facilite leur transport, (ii) l'abondance des MP en milieu urbain et (iii) les systèmes de gestion des déchets solides qui existent dans les collectivités territoriales qui sont spécialement conçus pour réduire les éléments visibles et collectables comme les macroplastiques. En ce qui concerne les MP, il n'existe pas de méthode permettant de récolter ces particules dans les eaux pluviales ni sur les bassins versants ce qui peut amener à des concentrations élevées aux exutoires. Là aussi les résultats doivent être confirmés sur d'autres sites.

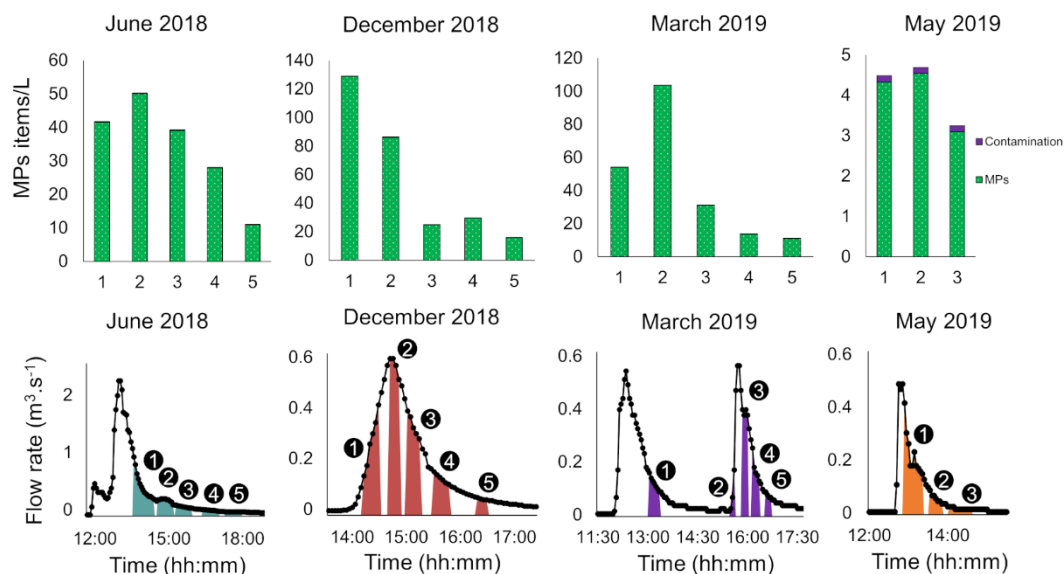


Figure 8 : Hydrogrammes pour chaque événement pluvieux étudié montrant la concentration de microplastiques (MPs) en items.L⁻¹

Taille des microplastiques. Au total, 2 346 particules ont été identifiées comme étant des MP. La valeur médiane était de 115 µm, et 80 % des particules avaient une longueur inférieure à 255 µm (Figure 9). Cette répartition montre l'importance d'utiliser des dispositifs d'échantillonnage dont les mailles sont inférieures à 300 µm. Malgré une pré-filtration avec un filet à maille de 80 µm, 20% des particules étaient inférieures à 75 µm, ce qui peut s'expliquer par un colmatage progressif du filet lors de l'échantillonnage. De grosses particules (>1 mm) ont également été observées dans ces échantillons, systématiquement. Les plus grosses ont été trouvées dans l'échantillon de décembre 2018, parmi les quatre événements pluvieux étudiés, tandis que ceux de juin 2018 et mai 2019 contenaient les plus petites. Cependant, aucune tendance claire sur l'effet du débit des eaux pluviales sur la taille des MP n'a été mise en évidence.

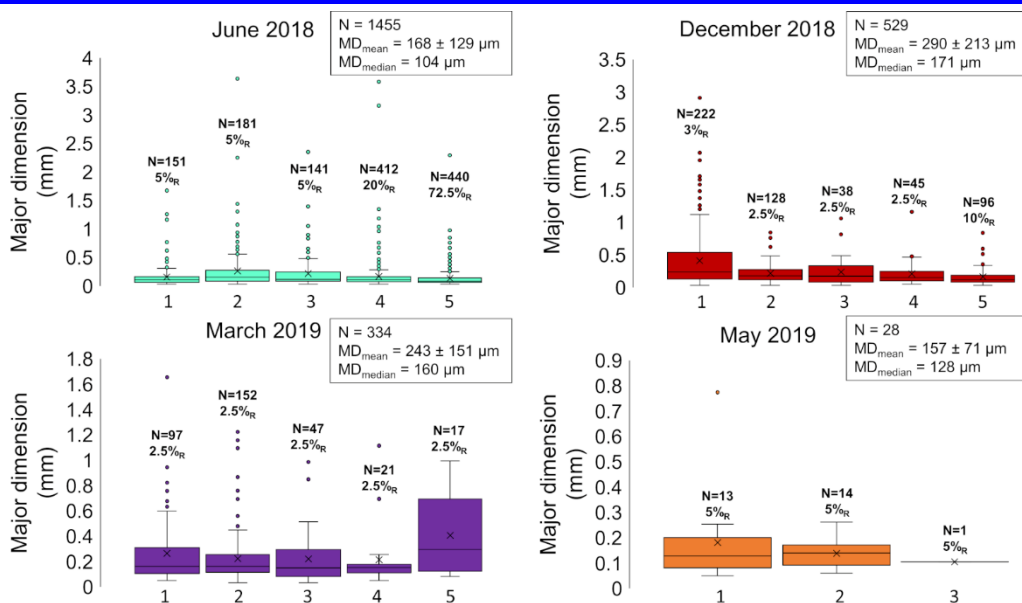


Figure 9 : Boxplots des dimensions majeures des MP trouvées dans chaque échantillon et pendant chaque campagne d'échantillonnage. MD_{mean} = dimension majeure moyenne ± écart-type ; MD_{median} = dimension majeure médiane pour une campagne ; %R : pourcentage de remise en suspension ; N : nombre de MP trouvés pour un volume de remise en suspension donné.

Caractérisation chimique des microplastiques. La Figure 10 montre la proportion de chaque type de polymère, le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP) et le polystyrène (PS) correspondant aux polymères prédominants. Seuls quelques MP ont été trouvés en mai 2019, ce qui explique la répartition observée lors de cette campagne.

Dans tous les échantillons, le PE, le PP et le PS représentaient généralement plus de 85 % des polymères trouvés. Ces polymères sont les polymères synthétiques les plus courants et les plus légers. D'autres polymères sont observés occasionnellement. Si pour les prélèvements de juin et décembre 2018, on note soit une homogénéité de composition entre les échantillons, soit une évolution régulière au cours de l'événement pluvieux, les épisodes de mars et mai 2019 montrent des variabilités de composition importantes et qui sont difficiles à expliquer. Si les polymères rencontrés ne sont pas surprenants, les variabilités posent question et ces résultats doivent être confirmés sur d'autres échantillons et d'autres sites.

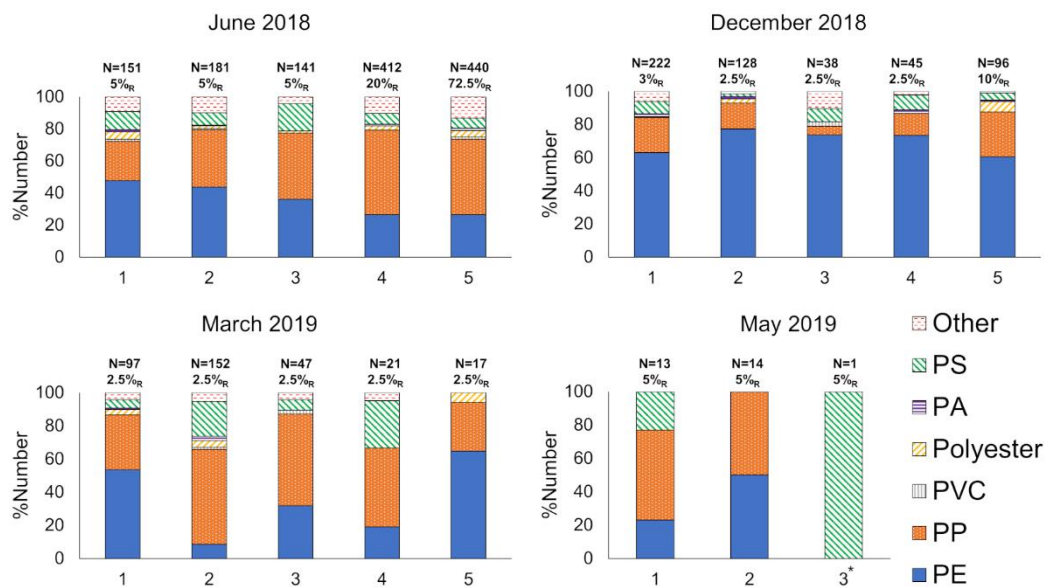


Figure 10 : Pourcentage de polymères dans chaque échantillon. N : Nombre de particules de microplastiques (MP) trouvées pour un volume de remise en suspension donné ; %R : pourcentage de remise en suspension. PE : polyéthylène ; PP : polypropylène ; PVC : chlorure de polyvinyle ; PA : polyamide ; PS : polystyrène. Seulement 10% de la masse initiale a été utilisée dans l'échantillon marqué*.

Flux de microplastiques. De la même manière que les flux de macroplastiques rejetés dans les eaux pluviales non traitées ont été estimés, il est possible d'estimer les flux de microplastiques dans ce compartiment urbain.

A l'échelle de Sucy-en-Brie, sur la base des concentrations observées, le flux annuel de microplastiques transitant dans les eaux pluviales varie entre 11 et 158 kg.an⁻¹ avec un flux par hectare imperméabilisé compris entre 0,2 et 2,5 kg.an⁻¹.ha⁻¹ (Tableau 4). En supposant que la très grande majorité des eaux pluviales sont non traitées et en extrapolant ces valeurs à la surface imperméabilisée du Grand Paris drainée par le réseau séparatif (Risch et al., 2018), nous estimons un flux de microplastiques rejeté dans les eaux pluviales compris entre 3 et 48 tonnes.an⁻¹.

Tableau 4 : Estimation des flux de microplastiques à l'échelle du bassin versant de Sucy-en-Brie, extrapolée à l'échelle de l'agglomération parisienne, en kg par an

Flux de microplastiques	Sucy-en-Brie	Agglomération parisienne
Flux annuel de microplastiques (kg.an ⁻¹)	11-158	3 480-48 500
Surfaces imperméabilisées connectées uniquement à un réseau séparatif (ha)	62	19 000
Flux par hectare imperméabilisé, connectés uniquement à un réseau séparatif (kg.an ⁻¹ .ha ⁻¹)	0,2-2,5	0,2-2,5

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Bilan des flux de déchets plastiques et de fibres à l'échelle de l'agglomération parisienne.

La Figure 11 synthétise les estimations de flux de plastiques à l'échelle de l'agglomération parisienne en regroupant les flux estimés par (Dris, 2016) et les ceux estimés dans le présent travail

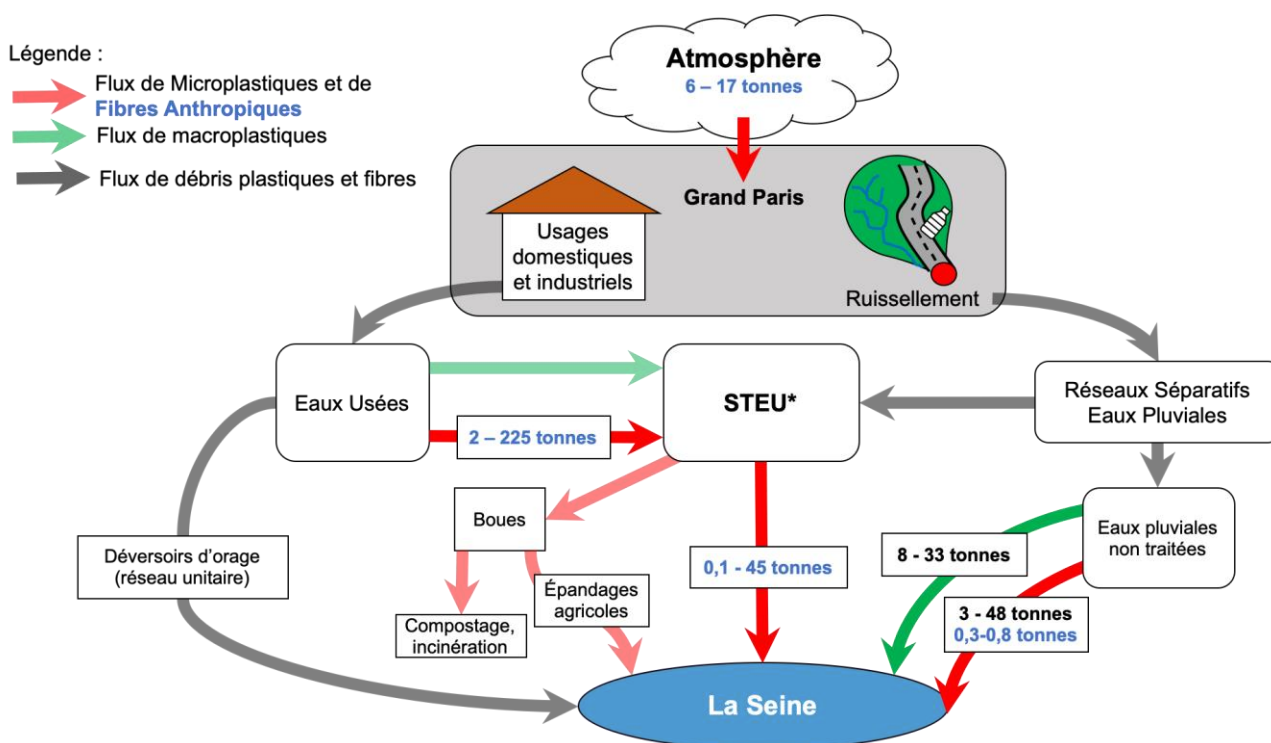


Figure 11 : Bilan de l'ensemble des flux de macroplastiques, microplastiques (MPs) et fibres anthropiques (FAs) à l'échelle de l'agglomération parisienne ; les flux représentés en transparence correspondent aux flux encore indéterminés ; les valeurs représentées en bleu correspondent aux fibres anthropiques, déterminés dans les eaux pluviales lors de cette thèse (les autres compartiments ont été déterminés par Dris, 2016).

Même s'il reste de nombreux flux encore non quantifiés, plusieurs conclusions peuvent être tirées de cette figure.

En considérant la consommation moyenne de matières plastiques en France estimée à 70 kg par habitant et par an (dont 45% correspondent à des emballages) (Althoff et al., 2020), l'agglomération parisienne consomme annuellement ~623 000 tonnes de plastiques. Les rejets totaux cumulés de débris plastiques et de fibres correspondent à moins de 0,03% de la consommation annuelle en matières plastiques de l'agglomération parisienne ou environ le double si l'on ne prend en compte que les plastiques à faible durée de vie : les emballages.

Les STEU sont des systèmes d'abattement efficaces, de l'ordre de 90%. Toutefois ces flux sont sous-estimés car certaines sources telles que les bypass en entrée de station n'ont pas encore été estimés.

Les flux de débris plastiques et fibres dans les déversoirs d'orage pourraient constituer une fraction significative des apports à la Seine. Chaque année plus de 10 millions de m³ d'eau du réseau unitaire sont déversés directement dans la Seine (Lofti et al., 2016). Ces eaux étant non traitées, il est fort probable qu'elles contiennent des concentrations importantes en débris plastiques et fibres.

Par ailleurs, les flux de microplastiques issus des boues utilisées pour les épandages agricoles constituent une menace pour l'environnement et doivent également être estimés.

Limites. La connaissance de l'ensemble des flux de plastiques à l'échelle de l'agglomération est un objectif important car nombre de ces flux restent aujourd'hui mal connus. Ils pourraient permettre d'établir de manière détaillée les modes de fuites de déchets vers le milieu récepteur. Sur une vision à long terme, la mise en place d'un suivi de l'évolution de ces flux pourrait permettre d'évaluer l'efficacité de potentielles mesures de réduction de cette pollution dans le milieu

urbain. Ce suivi pourrait permettre in fine la mise en place de seuils ou d'indicateurs de la pollution plastique mesurée dans les eaux urbaines.

Malheureusement, à ce jour, la mise en place d'un suivi de concentration et de flux s'avère complexe du fait du caractère chronophage et/ou coûteux du traitement des échantillons, particulièrement pour l'extraction et l'analyse des microplastiques. Le développement de nouvelles méthodes et approches analytiques plus performantes est attendu pour faciliter la production de données à des fréquences plus élevées.

Les particules de pneus, particules considérées pour certains comme des microplastiques, n'ont pas été étudiées et pourraient constituer un flux important, mais leur étude demande la mise en place de protocoles d'analyse sensiblement différents à ceux mis en œuvre dans ce travail.

Enfin, les flux de macrodéchets et microplastiques dans les eaux pluviales ont été estimés au moyen d'une simple extrapolation des données acquises sur un seul bassin versant urbain, sans que la représentativité de Sucy-en-Brie soit bien établie. Le principal avantage de ces données est de fournir de premiers ordres de grandeur pour ces flux. L'étude de la variabilité de ces flux en fonction des sites d'études, pourrait permettre d'évaluer l'influence de différents paramètres tels que la densité de population et la proportion de surfaces imperméabilisées.

Perspectives. Les résultats auxquels ce travail abouti permettent d'apporter de nouvelles connaissances ou d'affiner des connaissances existantes, à la fois sur la dynamique des plastiques (macro et microplastiques) et des fibres anthropiques à l'échelle de l'agglomération parisienne, au cours d'épisodes pluvieux à l'échelle de quelques heures, transitoires par essence.

Cette focalisation sur le transitoire et les variabilités qui le caractérisent ouvre des perspectives sur le rôle des milieux urbains dans la dynamique des flux de plastiques vers les milieux récepteurs, en interaction avec la dynamique propre de ces milieux.

Les plastiques et l'hydrologie urbaine. Depuis maintenant une petite cinquantaine d'années la recherche en hydrologie urbaine a dû affronter des difficultés spécifiques liées aux caractéristiques des milieux urbains, liée entre autres à la grande variabilité des épisodes pluvieux, et également à celle du fonctionnement des bassins versants.

Pour contourner ces difficultés et permettre de mieux déterminer les sources et flux de micropolluants et leurs interactions avec les événements pluvieux, et le rôle des structures de gestion des eaux pluviales, l'approche qui a été retenue a été de travailler sur les temps longs sur des sites connus et instrumentés : les observatoires d'hydrologie urbaine, au nombre de trois en France métropolitaine : l'Onevu à Nantes, l'OTHU à Lyon et l'OPUR à Paris, observatoires aujourd'hui intégrés au système d'observation OBSERVIL.

Le bassin de Sucy-en-Brie sur lequel nos résultats ont été obtenus est un des sites de l'Observatoire OPUR. Seuls un petit nombre d'événements ont pu être suivi et la difficulté logistique de les suivre a été mise en évidence. Mieux connaître les flux de plastiques en milieu urbain imposera dans les années qui viennent d'intégrer la problématique plastiques dans OBSERVIL et d'engager des campagnes de long terme sur les trois sites de Lyon, Paris et Nantes afin de mieux cerner la variabilité des flux et de chercher des facteurs explicatifs de ces derniers.

Toutefois les spécificités des plastiques posent des difficultés particulières, auxquelles nous avons été confrontées, et qui doivent amener à la proposition de solutions intégrant celles, préliminaires, que nous avons mises en œuvre.

A la différence des échantillons visant à estimer les micropolluants, pour lesquels il est admis qu'ils sont représentatifs de la masse d'eau au sein de laquelle ils sont prélevés, tant pour leur forme dissoute que pour leur forme particulaire, la représentativité d'un échantillon pour des analyses de macro, microplastiques ou fibres anthropiques est questionable. En effet, la pollution plastique est considérée comme exclusivement particulaire, mais couvre une gamme de taille de particules très vaste, qu'il s'agisse des macroplastiques dont la dimension caractéristique est supérieure à 5 mm ou des microplastiques, pour lesquels la taille minimale soit n'existe pas soit est fixée arbitrairement à 1 μm ., pour des raisons méthodologiques

Il est couramment admis que les particules les plus grandes dans chacune des catégories sont aussi les plus rares. Si ce modèle correspond à ce qui est fréquemment observé, il est sans doute un peu prématuré de le considérer comme valide dans toutes les configurations, en particulier dans le domaine de l'hydrologie urbaine, compte tenu des temps de transfert de l'amont à l'aval d'un bassin versant, voire de la « durée de vie » d'un fragment de plastique à la surface de ce bassin. Ces durées sont-elles suffisantes pour permettre la succession des fragmentations permettant d'alimenter les plus petites fractions à coup sûr ?

Quoi qu'il en soit, il existe une distribution de taille à étudier de manière plus approfondie et accéder aux particules les plus rares n'a pas qu'un intérêt purement scientifique. Si effectivement les plus rares sont aussi les plus grandes, alors ne pas y avoir accès amène à une erreur majeure sur les estimations de masse donc sur les estimations de flux transférés. Mais accéder à ces particules rares, qu'elles soient « macro » ou « micro » impose de prélever ou de filtrer de grandes quantités d'eau, ce qui n'est plus possible avec des échantillonneurs automatiques, et sur des temps brefs pour pouvoir multiplier les échantillons et décrire correctement la dynamique des événements. La solution passe sans doute par l'aménagement de dispositifs au sein des systèmes d'assainissement impliquant vraisemblablement la réalisation d'ouvrages de génie civil, des alimentations électriques, donc des autorisations des services gestionnaires de l'assainissement et des investissements financiers conséquents.

Enfin il ne faut pas négliger l'environnement dans lequel ces échantillons sont prélevés et les conséquences que cela peut avoir pour le traitement de ces derniers. Si dans l'analyse de plastiques dans le milieu marin les particules ont été bien « lavées » par l'océan et sont relativement propres et nettes, dans les systèmes d'assainissement, a fortiori unitaires,

les particules, les grosses comme les petites, sont sales ce qui nécessite une très forte motivation pour les traiter. Les macroplastiques sont souvent au milieu d'une gangue de boue, avec une fraction importante de végétaux, et d'autres déchets qui souvent inspirent le dégoût -dégoutants au sens premier du terme-, comme sur le site de Sucy-en-Brie où nous avons trouvé de nombreux déchets d'origine médicale. Travailler sur les plastiques dans les eaux urbaines relève comme l'évoquait François Dagognet dans le titre de l'un de ses livres : « des détritiques, des déchets, de l'abject ».

Concernant ce dernier point, pour les macrodéchets des systèmes de douche et de lavage automatique des déchets pourraient être envisagés, mais avec le risque de fragmenter les particules, voire d'en perdre. Pour les microplastiques, les protocoles de traitement des échantillons sont efficaces mais ils ne peuvent traiter que des volumes limités et ils sont longs à mettre en œuvre.

Pour minimiser les travaux, il pourrait être intéressant, dans un premier temps, non de chercher à s'intéresser à la variabilité au sein d'un épisode pluvieux, mais de s'intéresser beaucoup plus à la constitution d'échantillons intégrés à l'échelle de l'événement et de chercher à expliciter la variabilité inter-événementielle, plus qu'intra-événementielle.

La méthodologie retenue pour les macrodéchets à l'aval du bassin de Sucy relève de cette approche, elle pourrait être affinée pour mieux cerner les épisodes pluvieux, qu'il s'agisse des perturbations frontales hivernales ou des événements orageux estivaux. Mais raffiner implique de devoir traiter un plus grand nombre d'échantillons, ce qui a des conséquences immédiates en termes de temps. Sur les macrodéchets reste aussi la question de la taille limite inférieure de 5 mm, difficilement admissible par les gestionnaires de systèmes d'assainissement en raison du risque de colmatage, et par voie de conséquences des risques de débordement et d'inondation qu'elle fait courir. Cette limite est aussi difficilement accessible pour le dénombrement des petits fragments qui devient rapidement un travail herculéen. Il suffit de voir combien un ouvrier sur un chantier peut d'un coup de scie dans un isolant de polystyrène produire de milliers de billes typiquement de l'ordre de 5 mm qui vont se retrouver très vite sur le bassin versant, roulées à sa surface par le vent et ensuite transférer au sein du système d'assainissement par la pluie !

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., Galop, D., 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience* 12, 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Althoff, J., Hebert, J., Grisoni, A., Châtel, L., Benattar, L., Buttin, G., 2020. Atlas du plastique.
- Dris, R., 2016. First assessment of sources and fate of macro and micro plastics in urban hydrosystems: Case of Paris megacity Thèse de l'Université Paris-Est, 271p.
- Dris, R., Gasperi, J., Tassin, B., 2018. Sources and Fate of Microplastics in Urban Areas: A Focus on Paris Megacity. *Freshwater Microplastics* 69–83. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_4
- Järlskog, I., Strömvall, A.-M., Magnusson, K., Gustafsson, M., Polukarova, M., Galfi, H., Aronsson, M., Andersson-Sköld, Y., 2020. Occurrence of tire and bitumen wear microplastics on urban streets and in sweepsand and washwater. *Science of the Total Environment* 729. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138950>
- Liu, F., Olesen, K.B., Borregaard, A.R., Vollertsen, J., 2019. Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. *Science of The Total Environment* 671, 992–1000. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.416>
- Lofti, Z., Chancibault, K., Joannis, C., Andrieu, H., Chebbo, G., Azimi, S., Rocher, V., 2016. Fonctionnement du réseau d'assainissement à l'échelle de Paris et sa petite couronne, Rapports du Piren-Seine 2016. 26 pages.
- Olesen, K.B., Stephansen, D.A., van Alst, N., Vollertsen, J., 2019. Microplastics in a Stormwater Pond. *Water* 11, 1466. <https://doi.org/10.3390/w11071466>
- Risch, E., Gasperi, J., Gromaire, M.-C., Chebbo, G., Azimi, S., Rocher, V., Roux, P., Rosenbaum, R.K., Sinfort, C., 2018. Impacts from urban water systems on receiving waters – How to account for severe wet-weather events in LCA? *Water Research* 128, 412–423. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.039>
- Sutton, R., Mason, S.A., Stanek, S.K., Willis-Norton, E., Wren, I.F., Box, C., 2016. Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Marine Pollution Bulletin* 109, 230–235. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.077>
- Treilles, R (2021) Étude des débris plastiques et des fibres anthropiques lors d'évènements transitoires : épisodes pluvieux en milieu urbain et dynamique de crue. Thèse de doctorat de l'École des ponts ParisTech

CONTACTS

Robin Treilles : robin.treilles@developpement-durable.gouv.fr
Rachid Dris: rachid.dris@u-pec.fr
Johnny Gasperi: johnny.gasperi@univ-eiffel.fr
Bruno Tassin: bruno.tassin@enpc.fr