

Étude des déchets plastiques et des fibres anthropiques lors d'événements transitoires : épisodes pluvieux en milieu urbain

Study of plastic debris and anthropogenic fibres during transient events: rain events in urban areas

■ R. TREILLES¹, J. GASPERI², R. DRIS¹, M. SAAD¹, R. TRAMOY¹, A. RABIER³, A. CAYLA⁴, J. BRETON³, B. TASSIN^{1*}

¹ Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains (Leesu) – ENPC, Institut Polytechnique de Paris – Université Paris Est Créteil – Marne-la-Vallée

² GERS-LEE Université Gustave Eiffel – Bouguenais

³ Direction des services de l'environnement et de l'assainissement du Val-de-Marne (DSEA) – Conseil départemental du Val-de-Marne – Créteil

⁴ École nationale supérieure des arts et industries textiles – Gemtex – Roubaix

Mots-clés :

Macroplastique

Microplastique

Fibres anthropiques

Pollution de la Seine

Eaux urbaines

Événements transitoires

Pluie

RÉSUMÉ

La présence de déchets plastiques, qu'il s'agisse de macrodéchets, de microplastiques ou de fibres, est reconnue aujourd'hui à l'échelle planétaire comme un enjeu environnemental majeur. Par les activités et les populations qu'il concentre, le milieu urbain est considéré comme une source majeure de pollution plastique. Cet article présente de nouvelles données concernant les déchets plastiques et les fibres anthropiques dans les eaux de ruissellement, à l'aval d'un bassin versant périurbain séparatif. Il propose aussi des extrapolations des flux transférés vers les milieux récepteurs à l'échelle du Grand Paris et du bassin de la Seine. L'abondance et la composition des macroplastiques, des microplastiques et des fibres anthropiques dans les eaux pluviales d'un bassin versant résidentiel périurbain (Sucy-en-Brie, France) du Grand Paris ont été étudiées sur un an, entre juin 2018 et mai 2019 (macroplastiques) et quatre événements pluvieux (fibres et microplastiques). Pour ce site, les concentrations en macroplastiques et microplastiques dans les eaux pluviales sont du même ordre de grandeur et atteignent quelques g/m³. En extrapolant à l'échelle de l'agglomération parisienne, la quantité estimée de déchets macroplastiques rejetés dans l'environnement par les réseaux séparatifs varie de 8 à 33 tonnes/an, tandis que les flux de microplastiques et de fibres anthropiques varient respectivement de 3 à 48 tonnes/an et de 0,3 à 0,8 tonne/an. La confrontation des différentes données en vue d'établir des flux à l'échelle de l'agglomération, mais aussi à l'échelle du bassin versant de la Seine, démontre toute la complexité d'aborder cette pollution de manière systémique. Leur utilisation de manière opérationnelle à grande échelle est prématuée.

Keywords:

Macroplastic

Microplastic

Anthropogenic fibers

Seine pollution

Urban waters

Transient events

Rain

ABSTRACT

The presence of plastic debris, whether macro-, micro- or fibres, is now recognised worldwide as a major environmental issue. Due to its high activity and dense population, the urban environment is considered a major source of plastic pollution. This article presents new data concerning plastic waste and anthropogenic fibres in rainy weather discharges downstream of a peri-urban catchment. It also proposes extrapolations of flows transferred to receiving environments at the scale of Greater Paris and the Seine basin. The abundance and composition of macroplastics, microplastics and anthropogenic fibres in the stormwater of a peri-urban residential catchment (Sucy-en-Brie, France) of Greater Paris was studied over one year (macroplastics) and 4 rainfall events (fibres and microplastics). For this site, the concentrations of macroplastics and microplastics in the rainwater are of the same order of magnitude. Extrapolating to the scale of the Paris conurbation, the estimated quantity of macroplastic debris discharged into the environment by the separate networks varies from 8 to 33 metric tons per year, while the flows of microplastics and anthropogenic fibres vary respectively from 3 to 48 tons per year and from 0.3 to 0.8 tons per year. The comparison of the various data in order to establish flows at the scale of the conurbation but also at the scale of the Seine catchment area demonstrates the complexity of tackling this pollution in a systemic manner and their use in an operational manner on a large scale is premature.

Introduction

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 million de tonnes. En 2022, cette production a atteint 400 millions de tonnes, dont 98 %

d'origine fossile, auxquelles s'ajoutent de l'ordre de 75 millions de tonnes de fibres synthétiques [PLASTICS-EUROPE, 2023; TEXTILE-EXCHANGE, 2023]. En France, la consommation annuelle en matières plastiques est estimée à 70 kg par habitant [ALTHOFF et al., 2020]. La production massive de polymères a induit des fuites de déchets plastiques dans l'environnement. Du fait d'une très faible biodégradabilité et d'une gestion délicate et

* Auteur correspondant – Courriel : bruno.tassin@enpc.fr

difficile de la fin de vie de ces matériaux à l'échelle mondiale, ces déchets s'accumulent [GEYER et al., 2017] sous la forme de macroplastiques, de microplastiques et de fibres [HARTMANN et al., 2019]. Les macroplastiques sont définis comme l'ensemble des déchets plastiques présentant une taille supérieure à 5 mm tandis que les microplastiques présentent une taille inférieure à 5 mm [ARTHUR et al., 2009; HARTMANN et al., 2019]. Les microplastiques sont souvent présents sous la forme de fibres (qui sont définies comme des particules présentant un rapport longueur sur diamètre élevé) et de fragments, qui constituent toutes les autres formes de polymères synthétiques [HARTMANN et al.,

2019]. De plus en plus d'études ont démontré l'ubiquité des déchets plastiques dans tous les compartiments environnementaux [LI et al., 2021]. Il a également été mis en évidence la présence importante de fibres synthétiques, mais aussi de fibres artificielles (issues de synthèses chimiques, mais à partir de polymères naturels) et de fibres naturelles [REMY et al., 2015; ZHAO et al., 2016]. L'ensemble des microplastiques et des fibres anthropiques – Fibres_{FA} – (aussi appelés microfibres) constituent une nouvelle catégorie de déchets communément appelés les microdéchets [MINOR et al., 2020; PALAZZO et al., 2021].

Quels sont les flux de macro et microplastiques dans les eaux pluviales de l'agglomération parisienne ? Telle est la question ambitieuse à laquelle cet article contribue et qui repose sur la thèse de Robin Treilles [TREILLES, 2021]. Bien que le milieu urbain soit considéré comme une source majeure de déchets plastiques [JAMBECK et al., 2015; BLETTLER et al., 2017; SCHMIDT et al., 2017], mais aussi de fibres anthropiques [DRIS, 2016; LARES et al., 2018], les études sur les plastiques le concernant sont globalement encore rares [F. LIU et al., 2019] et les différents compartiments (figure 1) étudiés de manière inégale. Nous pouvons distinguer :

- des compartiments étudiés tels que les stations de traitement des eaux usées (STEU) (très étudiées), les eaux usées (relativement étudiées) et les boues (relativement étudiées);
- des compartiments dont les connaissances sont à consolider tels que l'atmosphère;
- des compartiments peu étudiés tels que les déversoirs d'orage et les eaux pluviales.

Une synthèse bibliographique sur les flux de macro et microplastiques dans le milieu urbain et dans l'agglomération parisienne est d'abord présentée afin de montrer l'importance de ces études dans la compréhension des rejets de ces particules dans l'environnement, et l'intensité des flux de plastiques rejettés à partir des différents compartiments. Puis les résultats d'une campagne de mesure des flux de macrodéchets et de macroplastiques dans les eaux pluviales d'un bassin versant urbanisé de l'agglomération parisienne, à Sucy-en-Brie, sont analysés. Il s'agit d'un des premiers travaux sur les flux de macroplastiques dans cet environnement. Ensuite, sur le même site, une campagne de mesure des flux de microplastiques à l'échelle d'événements pluvieux, incluant une analyse de la variabilité interénémentnelle est également présentée. Il s'agit d'un travail novateur sur cette matrice encore peu étudiée.

Liste des abréviations et symboles

Français/Anglais

DO/CSO : Déversoir d'orage / *Combined sewer overflow*

FA/AF : Fibres anthropiques / *Anthropogenic fibers*

IRTF/FTIR : Infrarouge à transformée de Fourier / *Fourier transformed infrared*

MEB/SEM : Microscopie électronique à balayage / *Scanning electron microscopy*

MES/SS : Matières en suspension / *Suspended solids*

MF/MF : Microfibres / *Microfibers*

MP/MP : Microplastiques / *Microplastics*

PA : Polyamide

PC : Polycarbonate

PE : Polyéthylène / *Polyethylene*

PEBD/LDPE : Polyéthylène basse densité / *Low density polyethylene*

PET : Polyéthylène téréphthalate / *Polyethylene terephthalate*

PES : Polyester

PMA : Polyméthyle acrylate / *Polymethyl acrylate*

POM : Polyoxyméthylène / *Polyoxymethylene*

PP : Polypropylène / *Polypropylene*

PS : Polystyrène / *Polystyrene*

PU : Polyuréthane / *Polyurethane*

PUR : Polyuréthane / *Polyurethane*

PVA : Polyvinyle acétate / *Polyvinyl acetate*

PVC : Polychlorure de vinyle / *Polyvinyl chloride*

Pyr-GCMS : Pyrolyse couplée à la chromatographie gazeuse et à la spectrométrie de masse / *Pyrolysis coupled with gaseous chromatography and mass spectrometry*

RTA/ATR : Réflectance totale atténuée / *Attenuated total reflectance*

RUTP : Rejets urbains de temps de pluie / *Urban wet weather effluents*

STEU/WWTP : Station d'épuration / *Waste water treatment plant*

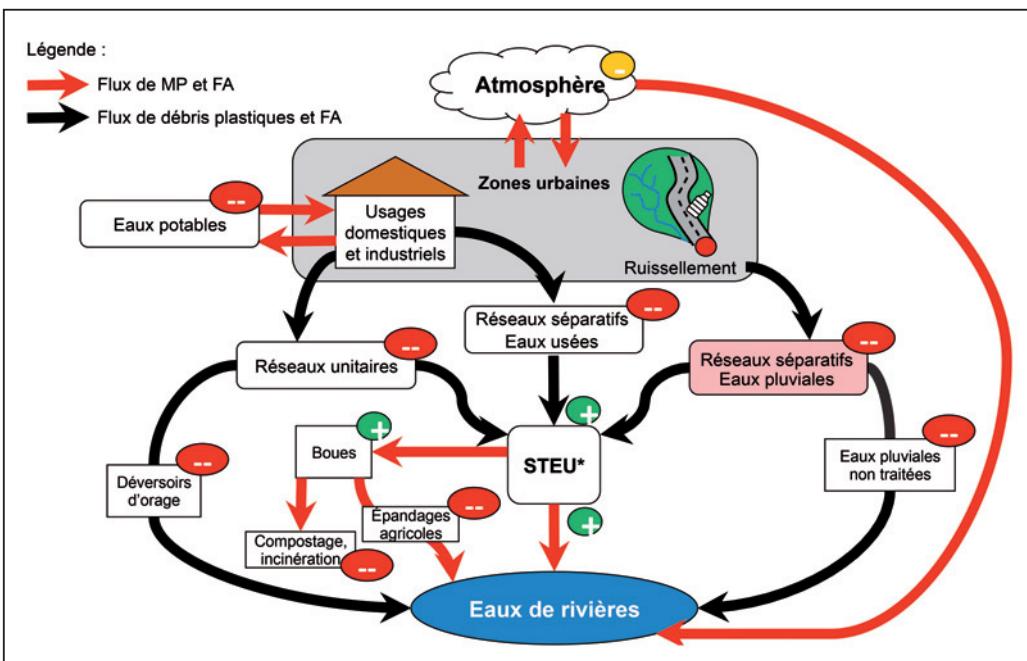


Figure 1. Flux de macroplastiques, microplastiques (MP) et fibres anthropiques (FA) dans les eaux urbaines et état des connaissances bibliographiques sur le milieu urbain ; + : compartiment étudié ; - : compartiment étudié, mais connaissances à consolider ; -- : compartiment peu étudié et peu de connaissances ; STEU* : station d'épuration

1. Synthèse bibliographique

Quel que soit le compartiment étudié, aucun travail ne propose d'estimation de flux de macrodéchet. Toute la bibliographie est concentrée sur l'estimation des microplastiques et microfibres transférés ou rejetés au sein des différents compartiments.

1.1. Les eaux résiduaires urbaines et les boues de station d'épuration

Une synthèse bibliographique de ces études pour les filières de traitement est présentée tableau I et pour les boues tableau II. Cette synthèse, bien que non exhaustive, permet de dégager des tendances claires.

Tous les travaux montrent une efficacité importante des systèmes d'épuration, comprise entre 90 et 99 % d'abattement des microplastiques dans la phase eau, et leur transfert vers les boues. Toutefois les rejets au milieu naturel représentent plusieurs millions de particules libérées chaque jour dans l'environnement par STEU [SUN et al., 2019].

Les concentrations en microplastiques dans les boues sont généralement élevées, allant de quelques dizaines à quelques centaines de milliers de MP/kg, selon le type de boue analysé (tableau II). En France, 86 % de la production de boue est épandue, seule ou compostée avec des

déchets verts (ministère en charge de l'Environnement⁵, 2024) ; elles peuvent potentiellement contaminer les sols.

1.2. Les rejets urbains de temps de pluie

Les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sont définis comme l'ensemble des eaux rejetées par les installations d'épuration (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales traitées), par les déversoirs d'orage (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales non traitées), ainsi que par les exutoires pluviaux en réseaux séparatifs (eaux pluviales généralement non traitées), pendant un événement pluvieux [CHOCAT, 1997].

Il n'existe à ce jour pratiquement aucune étude sur l'estimation des rejets de microplastiques par le biais des déversoirs d'orage. La seule estimation de flux pour ce type de rejets correspond aux travaux de thèse de Rachid Dris [DRIS, 2016] qui a estimé des concentrations variant entre 190 et 1 046 items/L pour les fibres et entre 35 et 658 items/L pour les fragments.

Concernant les rejets de microplastiques et les fibres dans les eaux pluviales, quelques travaux ont tenté d'évaluer ces concentrations dans ce type d'eau urbaine (tableau III). Les concentrations relevées dans les eaux pluviales sont très variables en fonction du site d'étude, mais aussi en fonction de la limite de détection, variant entre 0,49 et 1 050 items/L.

⁵ Portail sur l'assainissement collectif, URL : <https://assainissement.developpement-durable.gouv.fr>

N°	Lieu d'étude	Nombre de STEU	Méthode d'analyse	Limite de détection	[MP] EU (MP/L)	[MP] Rejet final (MP/L)
1	Australie	2	IRTF / transmission	NA	NA	1
2	Pays-Bas	7	Visuelle/IRTF	10 µm	125	52
3	Suède	1	Visuelle/IRTF/RTA	300 µm	15,1	0,00825
4	Finlande	1	Visuelle	20 µm	610	13,5
5	France	1	Visuelle	100 µm	290	39
6	Écosse	1	Visuelle	65 µm	15,07	0,25
7	États-Unis	1	Visuelle/IRTF/RTA	100 µm	—	0,004
8	États-Unis	3	Visuelle/IRTF	25 µm	133	5,9
					92	2,6
					83	0,5
9	États-Unis	2	Visuelle	125 µm	—	0,05
10	États-Unis	17	Visuelle/IRTF	125 µm	—	0,02
11	Finlande	1	Visuelle /IRTF	20 µm	570	2,5
12	Allemagne	12	IRTF	20 µm	—	0,01-9
13	Australie	3	Visuelle/IRTF	25 µm	—	0,21
14	Pays-Bas	7	Visuelle/IRTF	0,7 µm	238	52
15	Danemark	10	Visuelle/IRTF	20 µm	86 000	6 400
16	Allemagne	1	Raman	10 µm	—	3,5
17	Finlande	1	Visuelle/IRTF/Raman	250 µm	57,6	1
18	Danemark	10	Visuelle/IRTF	10 µm	7216	54
19	Canada	1	Visuelle/IRTF	1-65 µm	31,1	0,5
20	Italie	1	Visuelle/IRTF	8 µm	2,5	0,4
21	Chine	1	Visuelle/Raman	20 µm	79,9	28,4
22	Iran	2	Visuelle/IRTF	250 µm	—	70,66
23	Royaume-Uni	8	IRTF	25 µm	955-17 214	2-54

Références : 1. BROWNE *et al.* [2011]; 2. LESLIE *et al.* [2013]; 3. MAGNUSSON et NORÉN [2014]; 4. TALVITIE *et al.* [2015]; 5. DRIS *et al.* [2015]; 6. MURPHY *et al.* [2016]; 7. CARR *et al.* [2016]; 8. MICHELSSEN *et al.* [2016]; 9. MASON *et al.* [2016]; 10. DYACHENKO *et al.* [2017]; 11. TALVITIE *et al.* [2017]; 12. MINTENIG *et al.* [2017]; 13. ZIAJAHROMI *et al.* [2017]; 14. LESLIE *et al.* [2017]; 15. VOLLERTSEN et HANSEN [2017]; 16. WOLFF *et al.* [2019]; 17. LARES *et al.* [2018]; 18. SIMON *et al.* [2018]; 19. GIES *et al.* [2018]; 20. MAGNI *et al.* [2019]; 21. X. LIU *et al.* [2019]; 22. NAJI *et al.* [2021]; 23. HORTON *et al.* [2021].

Tableau I. Récapitulatif des données de concentrations en microplastiques (MP) des eaux usées (EU) rentrant dans les stations d'épuration, ainsi que dans les effluents, fournies par plusieurs études à travers le monde

N°	Lieu d'étude	Type d'analyse	Limite de détection	Type de boues	item/kg hum/sec*
1	Suède	Visuelle/IRTF/RTA	300 µm	Partiellement déshydratée	720 hum
2	États-Unis	Visuelle/IRTF/RTA	—	Boues activées	50 hum
				Boues d'épuration	1 000 hum
3	Écosse	Visuelle/IRTF	65 µm	Gâteau de boues	1 200 hum
4	Allemagne	Visuelle/IRTF/RTA	10 µm	Boues d'épuration	1 000-24 000 sec
5	Irlande	Visuelle/IRTF/RTA/SEM	200 µm	Boues d'épuration	4 196-15 385 sec
6	Danemark	Visuelle/IRTF	20 µm	Boues digérées	169 000 sec
7	Allemagne	Visuelle/Raman	20 µm	Boues activées	495 000 sec
8	Pays-Bas	Visuelle/RTA	0,7 µm	Boues d'épuration	510-760 hum
9	Canada	Visuelle/IRTF	64 µm	Boues d'épuration	4 400 sec
10	Chine	Visuelle/SEM/IRTF	37 µm	Boues d'épuration	22 700 sec
11	Norvège	IRTF	100 µm	Boues traitées	3 328 sec
12	Finlande	Visuelle/IRTF/Raman	250 µm	Boues activées	23 000 sec
				Boues digérées	170 900 sec
				Boues après BRM	27 300 sec
13	Chine	Visuelle/Raman	20 µm	Boues d'épuration	4 040 sec
14	Iran	Visuelle/IRTF	250 µm	Boues d'épuration	6 070 sec
15	Royaume-Uni	IRTF	25 µm	Boues activées	0,3-10,38 sec
16	Thaïlande	Visuelle/IRTF	50 µm	Boues d'épuration	8 120 sec

*hum : poids humide, sec : poids sec; BRM : bioréacteur à membrane.

Références : 1. MAGNUSSON et NORÉN [2014]; 2. CARR *et al.* [2016]; 3. MURPHY *et al.* [2016]; 4. MINTENIG *et al.* [2017]; 5. MAHON *et al.* [2017]; 6. VOLLERTSEN et HANSEN [2017]; 7. SUJJATHAN *et al.* [2017]; 8. LESLIE *et al.* [2017]; 9. GIES *et al.* [2018]; 10. LI *et al.* [2018]; 11. HURLEY *et al.* [2018]; 12. LARES *et al.* [2018]; 13. X. LIU *et al.* [2019]; 14. NAJI *et al.* [2021]; 15. HORTON *et al.* [2021]; 16. TADSUWAN et BABEL [2021].

Tableau II. Récapitulatif des concentrations en microplastiques (MP) dans les boues de STEU fournies par plusieurs études à travers le monde

N°	Lieu d'étude	Type d'analyse	Limite de détection	MP/L (min–max)
1	France	Visuelle	80 µm	24–60 fibres_FA/L < 2–16 fragments/L
2	Allemagne	Extraction Thermique- GCMS	10 µm	Estimation de masse
3	Danemark	IRTF	10 µm	0,49–22,9
4	Danemark	IRTF	10 µm	270 (en moyenne)
5	Mexique	Visuelle/IRTF	200 µm	88–275
6	Suède	Visuelle	20 µm	1–100
7	Hong Kong	Visuelle/IRTF	54 µm	0,5–10
8	Suède	Modélisation	20 µm	29,3–1050

Références : 1. DRIS *et al.* [2018]; 2. EISENTRAUT *et al.* [2018]; 3. F. LIU *et al.* [2019]; 4. OLESEN *et al.* [2019]; 5. PIÑON-COLIN *et al.* [2020]; 6. JÄRLSKOG *et al.* [2020]; 7. MAK *et al.* [2020]; 8. BONDELIND *et al.* [2020].

Tableau III. Récapitulatif des concentrations en microplastiques (MP/L) dans les eaux pluviales

2. Matériel et Méthodes

2.1. Le site d'étude de Sucy-en-Brie

Dans le cadre du programme Observatoire des polluants urbains (OPUR) l'étude des flux de déchets plastiques et des fibres anthropiques dans les eaux pluviales du bassin versant urbanisé de Sucy-en-Brie a été entreprise entre juin 2018 et mai 2019 en collaboration avec la direction des services de l'environnement et de l'assainissement du Val-de-Marne (DSEA).

Les échantillons ont été prélevés à l'exutoire du bassin versant séparatif de Sucy-en-Brie, situé en milieu péri-urbain dans la partie sud-est de l'agglomération parisienne (figure 2).

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 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. À l'entrée, deux dégrilleurs (espacements de 6 cm : $S_{6\text{cm}}$ et de 1 cm : $S_{1\text{cm}}$) sont installés qui permettent de piéger les macrodéchets 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 macrodéchets.

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.

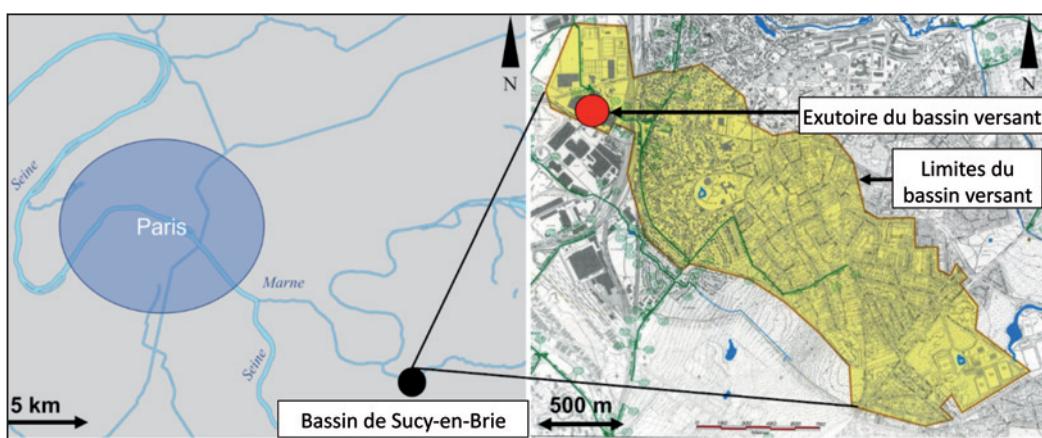


Figure 2. Localisation du bassin versant de Sucy-en-Brie. L'exutoire est situé dans la partie ouest du bassin versant

2.2. Méthodologie d'échantillonnage et d'analyse des macrodéchets et macroplastiques

2.2.1. Échantillonnage

Onze campagnes d'échantillonnage ont été réalisées entre avril 2018 et avril 2019 pour collecter les refus de dégrillage de $S_{6\text{cm}}$ et $S_{1\text{cm}}$, dans différentes conditions hydrologiques (figure 3). 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.

2.2.2. Procédure analytique

Les éléments collectés (teneur en eau > 70 % de la masse initiale) ont été séchés (40 °C pendant 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.

2.2.3. Calcul des flux de déchets 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 déchets pour estimer

les concentrations de déchets plastiques dans les eaux pluviales.

Deux méthodes ont été utilisées pour estimer la masse annuelle de déchets plastiques dans les matériaux criblés. La première utilise la concentration estimée de déchets 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 déchets plastiques déterminées par les deux méthodes ont ensuite été normalisées respectivement par rapport à la surface imperméable du bassin versant et à la population, ce qui a donné deux ratios différents, $\text{ratio}_{\text{Surf}}$ et $\text{ratio}_{\text{Pop}}$ exprimés respectivement en $\text{kg}\cdot\text{an}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}$ et $\text{g}\cdot\text{an}^{-1}\cdot\text{hab}^{-1}$.

2.3 Méthodologie d'échantillonnage et d'analyse des microplastiques (MP) et des microfibres (MF)

2.3.1. Méthode d'échantillonnage

Quatre événements pluvieux survenus de juin 2018 à mai 2019 avec des intensités de précipitations comprises entre 2,6 et 8,6 mm/h ont été étudiés. En comparaison, la hauteur moyenne des précipitations journalières à Paris de mars 2018 à mars 2019 a été 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 maille 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 intensités de précipitations.

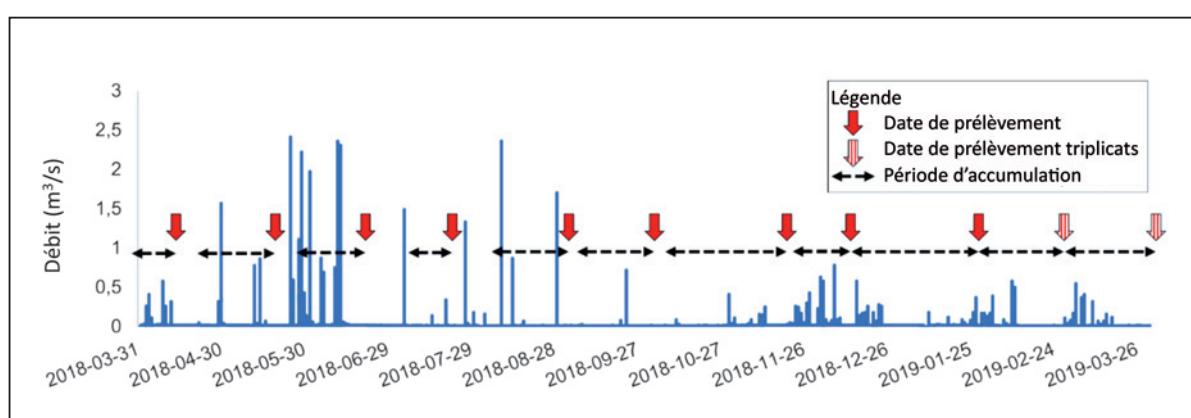


Figure 3. Hydrogramme des eaux pluviales du bassin versant de Sucy-en-Brie et dates d'échantillonnage. La période d'accumulation des déchets pour chaque échantillon est indiquée

Les hydrogrammes de chaque événement pluvieux échantillonné sont présentés dans la *figure 4* 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 $\sim 2,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Les autres événements pluvieux ont le même débit maximal approximatif ($\sim 0,6 \text{ m}^3/\text{s}$), mais leurs durées diffèrent.

2.3.2. 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 transformée de Fourier à réflectance totale atténuée (FTIR-ATR). La fraction < 1 mm a été soumise aux étapes de traitement suivantes pour permettre de séparer les microplastiques : (i) prétraitement par digestion au dodécylsulfate de sodium pour dénaturer toute protéine ; (ii) digestion à l' H_2O_2 , 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 ; (iv) filtration sur filtre métallique de maille 10 μm . Les microfibres ont été comptées sous un stéréo-microscope (Leica MZ12) couplé à un logiciel d'analyse d'images (Histolab) tandis que les MP ont été comptés puis ca-

ractérisés chimiquement par imagerie à l'aide d'un micro-spectromètre infrarouge à transformée de Fourier en transmission.

Plusieurs critères basés sur la couleur et la forme des MF ont été pris en compte puis utilisés pour leur identification [DRIS et al., 2015]. La limite de détection de la taille de cette méthode était de 100 μm .

Une fois les MF dénombrées, le contenu de chaque filtre est remobilisé à l'aide d'un bain à ultrasons puis repris sur une membrane filtrante inorganique Whatman anodisc (porosité : 0,2 μm , Ø 25 mm avec une surface de filtration de Ø 14 mm).

Les filtres anodisc ont été analysés en imagerie par μ FTIR avec un microscope infrarouge Thermo Scientific Nicolet iN10 en mode transmission et les images ont été analysées à l'aide du logiciel d'analyse de MP siMPle, développé conjointement à l'Université d'Aalborg, au Danemark, et à l'Institut Alfred Wegener, en Allemagne [F. LIU et al., 2019]. La cartographie a été réalisée avec une résolution de pixel de $25 \times 25 \mu\text{m}$. siMPle permet également d'évaluer le nombre, la taille, le volume et la masse des MP [KIRSTEIN et al., 2021]. Les concentrations de MP ont été extrapolées aux volumes d'échantillonnage initiaux. Le nombre d'échantillons étant faible, des statistiques non paramétriques ont été utilisées pour l'analyse des résultats.

Une estimation du volume et de la masse des microplastiques a été effectuée. Les nombres et types de particules ont été extrapolés aux volumes d'échantillonnage initiaux pour déterminer des concentrations.

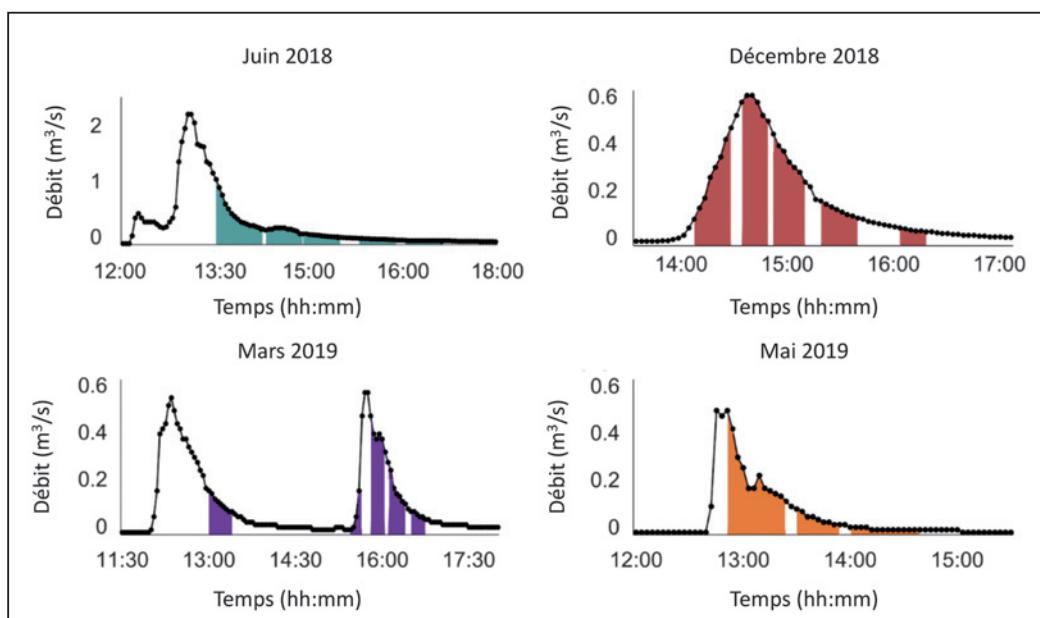


Figure 4. Hydrogrammes des événements pluvieux échantillonnés. Les périodes d'échantillonnage sont représentées dans les bandes de couleur. Noter que l'axe des ordonnées diffère pour le premier événement (juin 2018)

3. Résultats et discussion

3.1. Macrodéchets et macroplastiques

3.1.1. Composition des macrodéchets dégrillés

La composition des refus de dégrillage est présentée dans les figures 5 et 6 (% en nombre d'éléments). Sur les deux dégrilleurs, la catégorie « plastique » était la plus représentée 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.) représentant un plus petit pourcentage

(< 7 %). Les deux triplicats réalisés sur les deux dernières campagnes ont montré une variabilité relativement faible.

Les éléments plastiques les plus couramment trouvés dans les dégrilleurs ont été identifiés (figure 7).

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

3.1.2. Pourcentages de masse des macrodéchets

Les pourcentages en poids sec (%ps) de chaque catégorie de déchets pour chaque dégrilleur sont présentés dans la figure 8.



Figure 5. Objets trouvés fréquemment : dégrilleur S_{6cm} (A et B) et dégrilleur S_{1cm} (C et D)

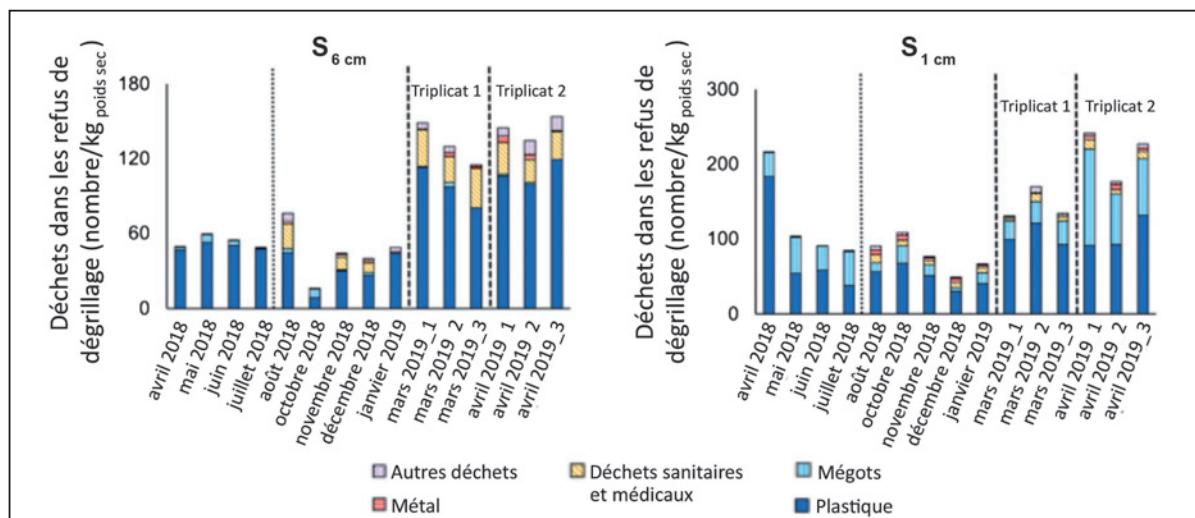


Figure 6. Composition des macrodéchets anthropiques pour chaque dégrilleur. Les quatre premières campagnes (avril - juillet 2018, séparées par une ligne pointillée) se sont uniquement concentrées sur les plastiques et les mégots de cigarettes

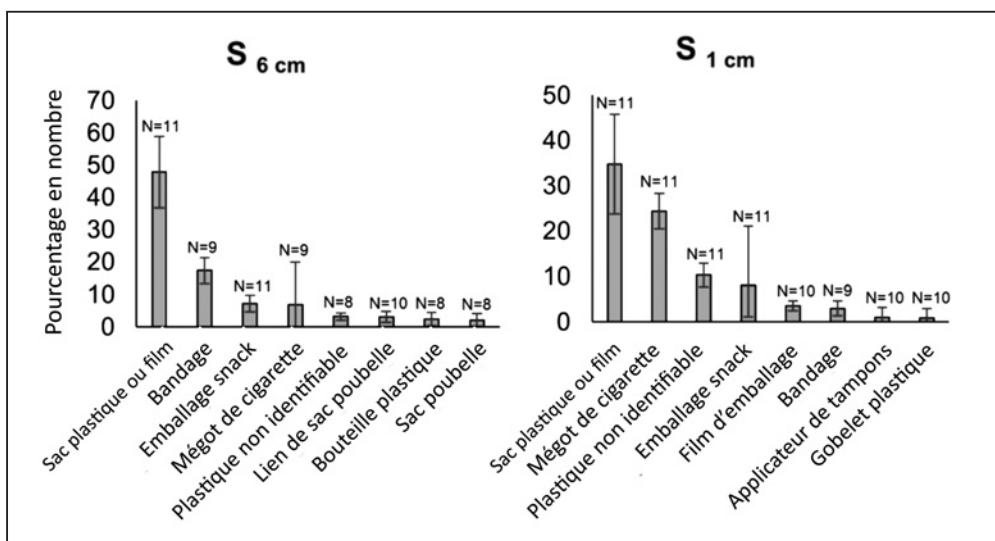


Figure 7. Pourcentages moyens des huit éléments les plus courants trouvés dans les éléments examinés. Les barres d'erreur illustrent les écarts types et N désigne le nombre d'échantillons où l'élément était présent. Pour une comparaison plus précise, les quatre premières campagnes sont exclues

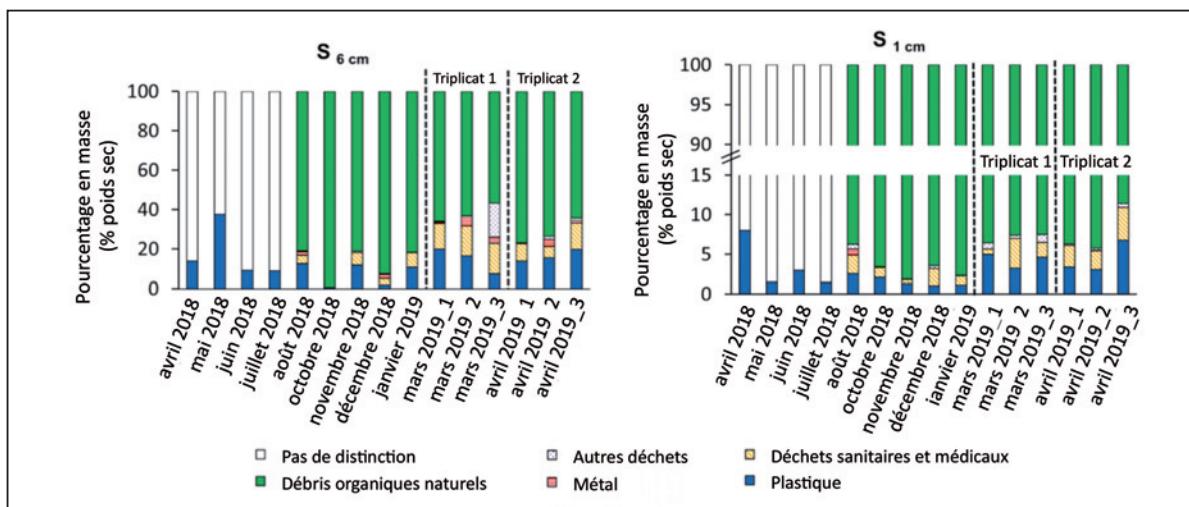


Figure 8. Pourcentages en poids sec (%ps) de chaque catégorie de déchets pour chaque écran. Seuls les plastiques et les mégots de cigarettes ont été inclus dans les quatre premiers échantillons

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

3.1.3. Flux de débris plastiques

La concentration en macrodéchets des eaux de ruissellement en mg/m^3 (figure 9) a été estimée sur la base des données acquises.

Les concentrations de tous les déchets anthropiques varient de 28 à $182 \text{ mg}/\text{m}^3$ et entre 7 et $134 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour les plastiques ; les valeurs médianes de chaque catégorie de déchets sont présentées dans le tableau IV. Il n'y a pas de corrélation statistiquement significative

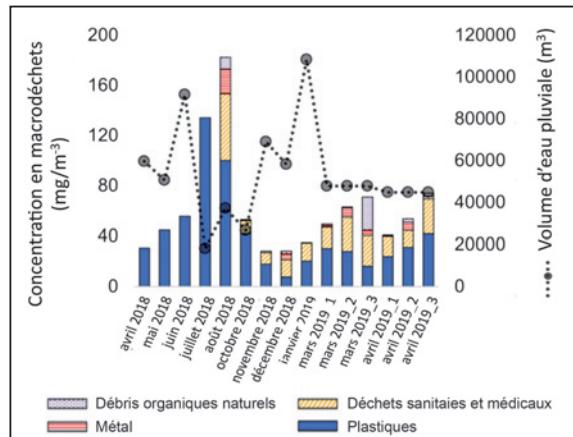


Figure 9. Concentrations de macrodéchets (mg/m^3) et volumes d'eau pluviales dégrilléés pour les périodes étudiées (les deux dégrilleurs $S_{6\text{cm}}$ et $S_{1\text{cm}}$ sont cumulés)

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

Tableau IV. Concentrations médianes pour chaque catégorie de déchets (N = 15 pour les plastiques et 11 pour les autres catégories)

entre la concentration en macrodéchets et le volume d'eaux dégrillées pour chaque période d'échantillonnage. Toutefois, les concentrations les plus élevées sont observées lorsque les volumes dégrillés étaient les plus faibles (juillet, août 2018).

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, donc intégrant une durée plus longue, 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 (~5700 habitants) de Sucy-en-Brie pour calculer respectivement le ratio_{Area} et le ratio_{Cap} (tableau V).

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) les pratiques de nettoiement 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 comprennent aussi les déchets jetés illicitement pour éviter les coûts d'élimination (par exemple,

les pansements, anormalement nombreux sur le site de Sucy) ou dus au comportement des animaux (par exemple, les oiseaux) qui pourraient potentiellement faciliter la propagation des macrodéchets. 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 zone du Grand Paris, définie comme un bassin versant englobant Paris et 284 villes voisines, s'étendant sur 183 000 ha, dont 50 900 imperméabilisés et 19 000 drainés par des réseaux séparatifs 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 8,4 à 32,9 tonnes/an (extrapolations à la superficie imperméabilisée, drainée par des réseaux séparatifs), de 22,4 à 88,1 tonnes/an (extrapolations à la superficie imperméabilisée) et de 41 à 167 tonnes/an (extrapolations à la population du Grand Paris) de déchets plastiques, soit quelques grammes par habitant et par an, à mettre en parallèle avec les 60 kg environ annuels de déchet plastique par personne.

3.2. Microplastiques et microfibres

3.2.1. Microfibres anthropiques (MFa) dans les eaux pluviales

En cumulant tous les échantillons, les concentrations varient entre 0,6 et 6,4 MFa/L, avec une médiane de MFa de 1,9 MFa/L et un écart interquartile de 2,3 MFa/L. La concentration la plus élevée a été observée lors de la dernière campagne (mai 2019). Ces concentrations sont significativement inférieures à celles rapportées par DRIS et al. [2018], qui ont trouvé une concentration de 24 à 60 MFa/L 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 étant inférieures à 1 mm (valeur min 94 µm). Ces résultats sont cohérents avec ceux de SUTTON et al. [2016] qui ont trouvé que

Sucy-en-Brie	Méthode _{Concentration}	Méthode _{Masse Annuelle}
Flux annuel de plastique dégrillé à Sucy-en-Brie (kg/an)	27,4	107,2
Ratio _{Area} : flux plastique par surface imperméabilisée (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

Tableau V. Flux annuel de déchets plastiques normalisé à la surface imperméable et à la population de Sucy-en-Brie

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'évolution, même qualitative, en fonction de ce dernier.

3.2.2. 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/cm³) ou de la viscose (densité 1,7 g/cm³). Sur cette base, l'intervalle interquartile des concentrations en MFa est de [1,4 - 3,3 µg/L]. 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 tonne/an (tableau VI).

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 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.

3.2.3. Concentration en microplastiques dans les eaux pluviales

La figure 10 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 (min-max) avec une médiane de 29 MP/L et un écart interquartile de 36 MP/L ($n= 18$). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles observées dans d'autres études [JÄRLSKOG et al., 2020; OLESEN et al., 2019; PIÑON-COLIN et al., 2020]. En comparant les concentrations et les hydrogrammes (figure 10) 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 et plus de 2 h). Davantage de données devraient être collectées pour confirmer ces tendances.

La concentration massique de MP dans les eaux pluviales a été estimée, sur la base d'extrapolations à partir du nombre et du volume des particules à 56 µg/L avec un écart interquartile de 194 µg/L ($N = 18$) 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

Flux de fibres anthropiques	Sucy-en-Brie	Agglomération parisienne
Flux annuel de fibres (kg/an)	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

Tableau VI. 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

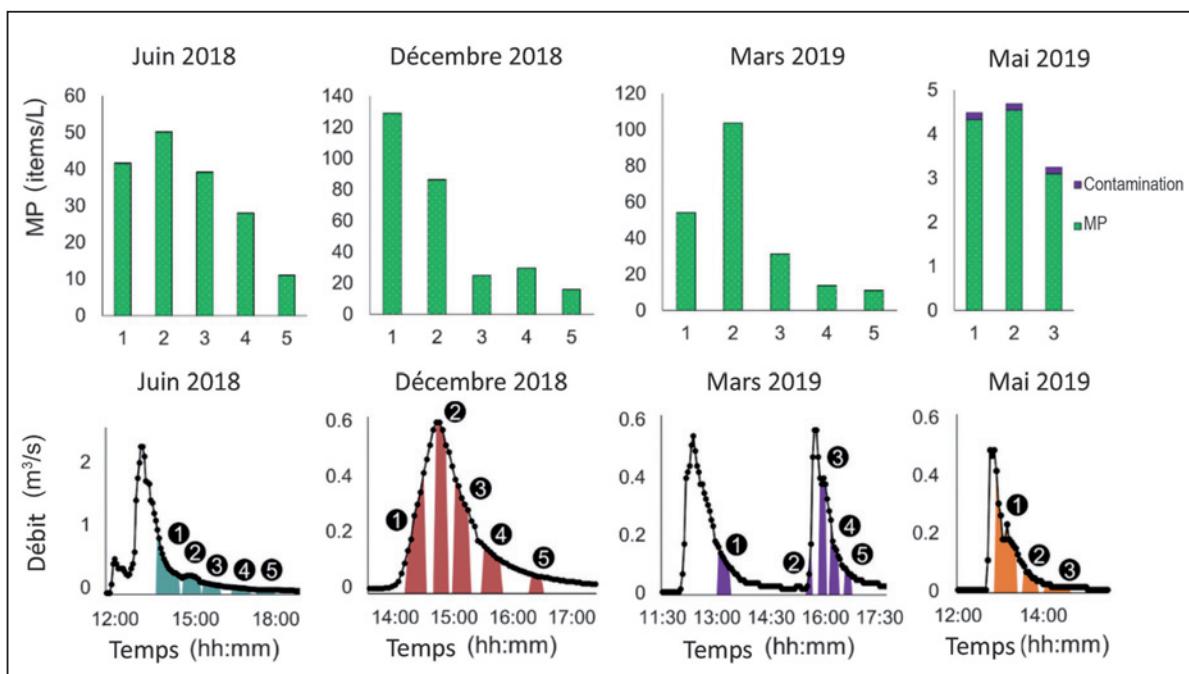


Figure 10. Hydrogrammes pour chaque événement pluvieux étudié montrant la concentration de microplastiques (MP) en items/L

étudiés ici, F. LIU *et al.* [2019] ont trouvé une concentration massique médiane beaucoup plus faible de 0,231 µg/L; nos estimations sont de deux ordres de grandeur supérieures à cette étude.

Nous avons vu précédemment (tableau IV) que la concentration de macroplastiques mesurée sur le même site s'élevait à 31 µg/L avec un écart interquartile de 22 µg/L ($N = 15$). Les concentrations massiques en MP 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.

3.2.4. Taille des microplastiques

Au total, sur l'ensemble des événements, 2346 particules ont été identifiées comme étant des MP. La valeur médiane est de 115 µm, et 80 % des particules ont une longueur inférieure à 255 µm. Cette répartition montre l'importance d'utiliser des dispositifs d'échantillonnage dont les mailles sont inférieures à 300 µm pour une

bonne estimation des nombres de microplastiques. Malgré une préfiltration 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.

3.2.5. Caractérisation chimique des microplastiques

La figure 11 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

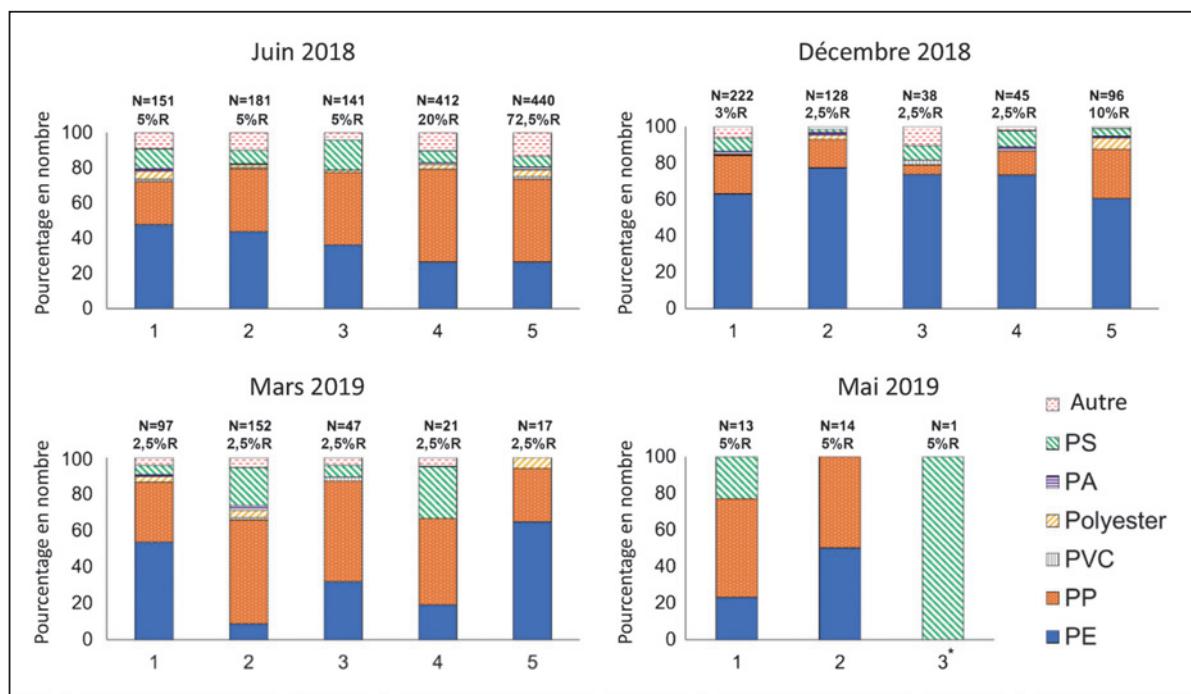


Figure 11. Pourcentage de polymères dans chaque échantillon. N : nombre de particules de microplastiques (MP) trouvées pour un volume de remise en suspension donné ; %R : pourcentage de remise en suspension ; PE : polyéthylène ; PP : polypropylène ; PVC : chlorure de polyvinyle ; PA : polyamide ; PS : polystyrène. Seulement 10 % de la masse initiale a été utilisée dans l'échantillon marqué*

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.

3.2.6. 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.

À 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 avec un flux par hectare imperméabilisé compris entre 0,2 et 2,5 kg·an⁻¹·ha⁻¹ (tableau VII). 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.

Conclusions et perspectives : bilan des flux de déchets plastiques et de fibres à l'échelle de l'agglomération parisienne

La figure 12 synthétise les estimations de flux de plastiques à l'échelle de l'agglomération parisienne en regroupant les flux estimés par DRIS [2016] et ceux estimés dans le présent travail.

Même s'il reste de nombreux flux encore non quantifiés, plusieurs conclusions peuvent être tirées de cette figure. Les rejets totaux cumulés de déchets plastiques et de fibres sont estimés entre 11,4 et 126,8 tonnes par an, soit un ordre de grandeur de différence. La valeur haute de

Flux de microplastiques	Sucy-en-Brie	Agglomération parisienne
Flux annuel de microplastiques (kg/an)	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·ha ⁻¹ ·an ⁻¹)	0,2-2,5	0,2-2,5

Tableau VII. Estimation des flux de microplastiques drainés par le réseau d'eaux pluviales à l'échelle du bassin versant de Sucy-en-Brie, extrapolée à l'échelle de l'agglomération parisienne, en kg par an

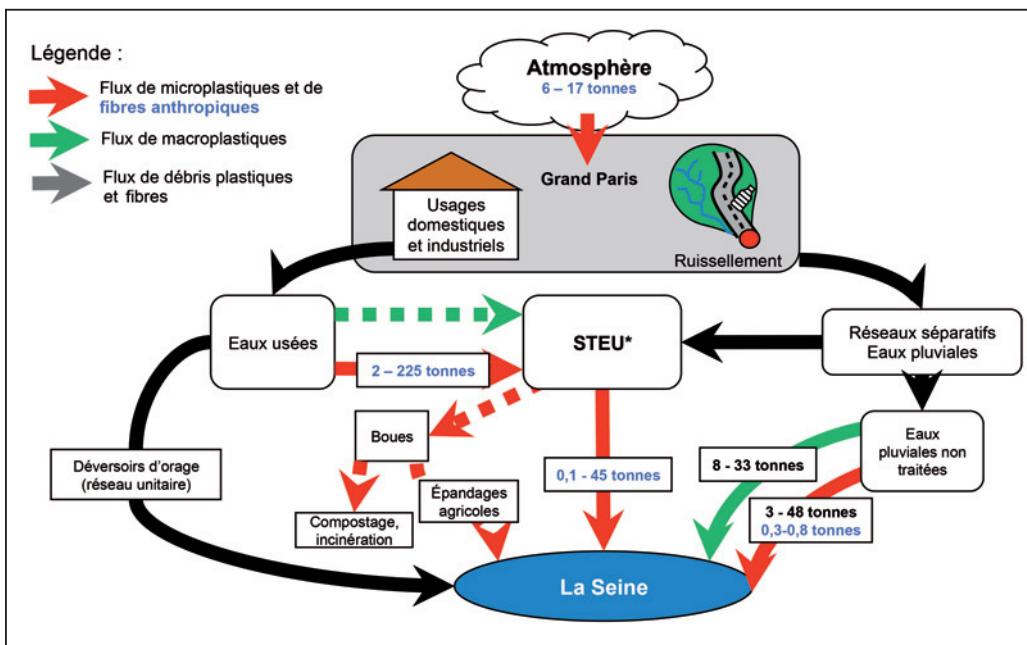


Figure 12. Bilan de l'ensemble des flux de macroplastiques, microplastiques (MP) et fibres anthropiques (FA) à l'échelle de l'agglomération parisienne ; les flux représentés par des lignes en pointillé correspondent aux flux encore indéterminés ; les valeurs représentées en bleu correspondent aux fibres anthropiques, déterminées dans les eaux pluviales (les autres compartiments ont été déterminés par DRIS [2016])

la fourchette est du même ordre de grandeur que la masse de macroplastiques transférée annuellement en Manche, à l'estuaire de la Seine estimée entre 200 à 300 tonnes [TRAMOY, 2021]. 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 ~623 000 tonnes de plastiques chaque année, la fourchette haute de ces rejets cumulés correspond à 0,02 % 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 % de la contamination dans l'eau, mais les microplastiques sont transférés vers les boues. Ces flux sont également sous-estimés, car certaines sources telles que les bypass en entrée de station n'ont pas encore été estimées.

Les flux de déchets 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 déchets 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 de 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 aboutit 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'Onevù 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 suivis 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 confrontés, et qui doivent amener à la proposition de solutions intégrant celles, préliminaires, que nous avons mises en œuvre.

À 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 questionnable. En effet, la pollution plastique considérée comme exclusivement particulaire couvre une gamme de tailles 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 est fixée arbitrairement à 1 µm. Il s'agit donc d'un milieu particulièrement hétérogène, mal décrit par sa seule concentration en nombre et en masse.

Il est couramment admis que les particules les plus grandes dans chacune des catégories sont aussi les plus rares [KOELMANS et al., 2020]. 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 échantilleurs 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 – dégoûtants 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 Dagonet dans le titre de l'un de ses livres : « des détritus, 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 interévénementielle, 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 conséquence 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 transférées au sein du système d'assainissement par la pluie !

Bibliographie

- ALTHOFF J., HEBERT J., GRISONI A., CHATEL L., BENATTAR L., BUTTIN G. (2020) : *Atlas du plastique*.
- ARTHUR C., BAKER J., BAMFORD H. (2009) : *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris*.
- BLETTLER M.C.M., ULLA M.A., RABUFFETTI A.P., GARELLO N. (2017) : « Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake ». *Environmental Monitoring Assessment*; 189 : 581.
- BONDELIND M., SOKOLOVA E., NGUYEN A., KARLSSON D., KARLSSON A., BJÖRKLUND K. (2020) : « Hydrodynamic modelling of traffic-related microplastics discharged with stormwater into the Göta River in Sweden ». *Environmental Science and Pollution Research*; 27 : 2418-30.
- BROWNE M.A., CRUMP P., NIVEN S.J., TEUTEN E., TONKIN A., GALLOWAY T., THOMPSON R. (2011) : « Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks ». *Environmental Science & Technology*; 45(21) : 9175-9.
- CARR S.A., LIU J., TESORO A.G. (2016) : « Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants ». *Water Research*; 91 : 174-82.
- CHOCAT B. (1997) : *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*, Paris, Hermès-Lavoisier. ed.
- DRIS R., GASPERI J., ROCHER V., SAAD M., RENAULT N., TASSIN B. (2015) : « Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris ». *Environmental Chemistry*; 12(5) : 592-9.
- DRIS R. (2016) : *First assessment of sources and fate of macro and micro plastics in urban hydrosystems: Case of Paris megacity* [thèse]. Université Paris-Est (English). 271 p.
- DRIS R., GASPERI J., TASSIN B. (2018) : « Sources and fate of microplastics in urban areas: A focus on Paris megacity ». *Freshwater Microplastics*; 69-83.
- DYACHENKO A., MITCHELL J., ARSEM N. (2017) : « Extraction and identification of microplastic particles from secondary wastewater treatment plant (WWTP) effluent ». *Analytical Methods*; 9 : 1412-8.

- EISENTRAUT P., DÜMICHEN E., RUHL A.S., JEKEL M., ALBRECHT M., GEHDE M., BRAUN U. (2018) : « Two birds with one stone—Fast and simultaneous analysis of microplastics: Microparticles derived from thermoplastics and Tire wear ». *Environmental Science & Technology Letter*; 5(10) : 608-13.
- GEYER R., JAMBECK J.R., LAW K.L. (2017) : « Production, use, and fate of all plastics ever made ». *Science Advances*; 3(7).
- GIES E.A., LENOBLE J.L., NOËL M., ETEMADIFAR A., BISHAY F., HALL E.R., ROSS P.S. (2018) : « Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada ». *Marine Pollution Bulletin*; 133 : 553-61.
- HARTMANN N.B., HÜFFER T., THOMPSON R.C., HASSELLÖV M., VERSCHOOR A., DAUGAARD A.E., et al. (2019) : « Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris ». *Environmental Science & Technology*; 53(3) : 1039-47.
- HORTON A.A., CROSS R.K., READ D.S., JÜRGENS M.D., BALL H.L., SVENDSEN C., et al. (2021) : « Semi-automated analysis of microplastics in complex wastewater samples ». *Environmental Pollution*; 268(Part A) : 115841.
- HURLEY R.R., LUSHER A.L., OLSEN M., NIZZETTO L. (2018) : « Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices ». *Environmental Science & Technology*; 52(13) : 7409-17.
- JAMBECK J.R., GHEYER R., WILCOX C., SIEGLER T.R., PERRYMAN M., ANDRADY A., et al. (2015) : « Plastic waste inputs from land into the ocean ». *Science*; 347 : 768-71.
- JÄRLSKOG I., STRÖMVALL A.-M., MAGNUSSON K., GUSTAFSSON M., POLUKAROVA M., GALFI, et al. (2020) : « Occurrence of tire and bitumen wear microplastics on urban streets and in sweepsand and washwater ». *Science of the Total Environment*; 729 : 138950.
- KIRSTEIN I.V., HENSEL F., GOMIERO A., IORDACHESCU L., VIANELLO A., WITTGREN H.B., VOLLERTSEN J. (2021) : « Drinking plastics? – Quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by µFTIR and Py-GCMS ». *Water Research*; 188 : 116519.
- KOELMANS A.A., REDONDO-HASSELERHARM P.E., MOHAMED NOR N.H., KOOI M. (2020) : « Solving the nonalignment of methods and approaches used in microplastic research to consistently characterize risk ». *Environmental Science & Technology*; 54(19) : 12307-15.
- LARES M., NCIBI M.C., SILLANPÄÄ MARKUS, SILLANPÄÄ MIKA (2018) : « Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology ». *Water Research*; 133 : 236-46.
- LESLIE H.A., VELZEN M.J.M. VAN VETHAAK A.D. (2013) : *Microplastic survey of the Dutch environment: novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota*. Disponible en ligne : [microplastic_survey_of_the_dutch_environment.pdf](#)
- LESLIE H.A., BRANDSMA S.H., VAN VELZEN M.J.M., VETHAAK A.D. (2017) : « Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota ». *Environment International*; 101 : 133-42.
- LI X., CHEN L., MEI Q., DONG B., DAI X., DING G., ZENG E.Y. (2018) : « Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China ». *Water Research*; 142 : 75-85.
- LI P., WANG X., SU M., ZOU X., DUAN L., ZHANG H. (2021) : « Characteristics of plastic pollution in the environment: A review ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*; 107 : 577-84.
- 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.
- LIU X., YUAN W., DI M., LI Z., WANG J. (2019) : « Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China ». *Chemical Engineering Journal*; 362 : 176-82.
- 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*. Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux. 26 p.
- MAGNI S., BINELLI A., PITTURA L., AVIO, C.G. DELLA TORRE, C. PARENTI, et al. (2019) : « The fate of microplastics in an Italian wastewater treatment plant ». *Science of the Total Environment*; 652 : 602-10.
- MAGNUSSON K., NORÉN F. (2014) : *Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant*. IVL Swedish Environmental Research Institute. Report C55.
- MAHON A.M., O'CONNELL B., HEALY M.G., O'CONNOR I., OFFICER R., NASH R., MORRISON L. (2017) : « Microplastics in sewage sludge: effects of treatment ». *Environmental Science & Technology*; 51(2) : 810-18.
- MAK C.W., TSANG Y.Y., LEUNG M.M.-L., FANG J.K.-H., CHAN K.M. (2020) : « Microplastics from effluents of sewage treatment works and stormwater discharging into the Victoria Harbor, Hong Kong ». *Marine Pollution Bulletin*; 157 : 111181.
- MASON S.A., GARNEAU D., SUTTON R., CHU Y., EHmann K., BARNES J., et al. (2016) : « Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent ». *Environmental Pollution*; 218 : 1045-54.
- MICHIELSEN M.R., MICHIELSEN E.R., NI J., DUHAIME M.B. (2016) : « Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed ». *Environmental Science: Water Research and Technology*; 2 : 1064-73.
- MINOR E.C., LIN R., BURROWS A., COONEY E.M., GROS-SHUESCH S., LAFRANCOIS B. (2020) : « An analysis of micro-litter and microplastics from Lake Superior beach sand and surface-water ». *Science of the Total Environment*; 744 : 140824.
- MINTENIG S.M., INT-VEEN I., LÖDER M.G.J., PRIMPKE S., GERDTS G. (2017) : « Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging ». *Water Research*; 108 : 365-72.
- MURPHY F., EWINS C., CARBONNIER F., QUINN B. (2016) : « Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment ». *Environmental Science & Technology*; 50(11) : 5800-8.
- NAJI A., AZADKHAH S., FARAHANI H., UDDIN S., KHAN F.R. (2021) : « Microplastics in wastewater outlets of Bandar Abbas city (Iran): A potential point source of microplastics into the Persian Gulf ». *Chemosphere*; 262 : 128039.

- OLESEN K.B., STEPHANSEN D.A., VAN ALST N., VOLLERTSEN J. (2019) : « Microplastics in a stormwater pond ». *Water*; 11(7) : 1466.
- OSPAR COMMISSION (2010) : *Guideline for monitoring marine litter on the beaches in the OSPAR maritime area*. Disponible en ligne : <https://www.ospar.org>
- PALAZZO L., COPPA S., CAMEDDA A., COCCA M., DE FALCO F., VIANELLO A. et al. (2021) : « A novel approach based on multiple fish species and water column compartments in assessing vertical microlitter distribution and composition ». *Environmental Pollution*; 272 : 116419.
- PIÑON-COLIN T. de J., RODRIGUEZ-JIMÉNEZ R., ROGEL-HERNANDEZ E., ALVAREZ-ANDRADE A., WAKIDA F.T. (2020) : « Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico ». *Science of the Total Environment*; 704 : 135411.
- PLASTICS-EUROPE (2023) : *Plastics – the fast Facts 2023*. Plastics Europe. Disponible en ligne : <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023>
- REMY F., COLLARD F., GILBERT B., COMPÈRE P., EPPE G., LEPOINT G. (2015) : « When microplastic is not plastic: the ingestion of artificial cellulose fibers by macrofauna living in seagrass macrophytodebris ». *Environmental Science & Technology*; 49(18) : 11158-66.
- RISCH E., GASPERI J., GROMAIRE M.-C., CHEBBO G., AZIMI S., ROCHER V., et al. (2018) : « Impacts from urban water systems on receiving waters – How to account for severe wet-weather events in LCA? ». *Water Research*; 128 : 412-23.
- SCHMIDT C., KRAUTH T., WAGNER S. (2017) : « Export of plastic debris by rivers into the sea ». *Environmental Science & Technology*; 51(21) : 12246-53.
- SIMON M., VAN ALST N., VOLLERTSEN J. (2018) : « Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging ». *Water Research*; 142 : 1-9.
- SUJATHAN S., KNIGGENDORF A.-K., KUMAR A., ROTH B., ROSENWINKEL K.-H., NOGUEIRA R. (2017) : « Heat and bleach: a cost-efficient method for extracting microplastics from return activated sludge ». *Archives Environmental Contamination and Toxicology*; 73 : 641-8.
- SUN J., DAI X., WANG Q., VAN LOOSDRECHT M.C.M., NI B.-J. (2019) : « Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal ». *Water Research*; 152 : 21-37.
- 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(1) : 230-5.
- TADSUWAN K., BABEL S. (2021) : « Microplastic contamination in a conventional wastewater treatment plant in Thailand ». *Waste Management & Research*; 39(5) : 754-61.
- TALVITIE J., HEINONEN M., PÄÄKKÖNEN J.-P., VAHTERA E., MIKOLA A., SETÄLÄ O., VAHALA R. (2015) : « Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea ». *Water Science & Technology*; 72(9) : 1495-504.
- TALVITIE J., MIKOLA A., KOISTINEN A., SETÄLÄ O. (2017) : « Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies ». *Water Research*; 123 : 401-7.
- TEXTILE-EXCHANGE (2023) : *Materials Market Report 2023*. Disponible en ligne : <https://textileexchange.org/app/uploads/2023/11/Materials-Market-Report-2023.pdf>
- TRAMOY R., GASPERI J., COLASSE L., NOÛS C., TASSIN B. (2021) : « Transfer dynamics of macroplastics in estuaries – New insights from the Seine estuary: Part 3. What fate for macroplastics? ». *Marine Pollution Bulletin*; 169 : 112513.
- TREILLES R. (2021) : *Étude des débris plastiques et des fibres anthropiques lors d'événements transitoires : épisodes pluvieux en milieu urbain et dynamique de crue* [thèse]. École des Ponts ParisTech.
- VOLLERTSEN J., HANSEN A.A. (2017) : « Microplastic in Danish wastewater. Sources, occurrences and fate ». *Environmental Project N° 1906*. 56 p.
- WOLFF S., KERPEN J., PREDIGER J., BARKMANN L., MÜLLER L. (2019) : « Determination of the microplastics emission in the effluent of a municipal waste water treatment plant using Raman microscopy ». *Water Research*; X 2 : 100014.
- ZHAO S., ZHU L., LI D. (2016) : « Microscopic anthropogenic litter in terrestrial birds from Shanghai, China: Not only plastics but also natural fibers ». *Science of the Total Environment*; 550 : 1110-5.
- ZIAJAHROMI S., NEALE P.A., RINTOUL L., LEUSCH F.D.L. (2017) : « Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics ». *Water Research*; 112 : 93-9.