



OBSERVATOIRE DES POLLUANTS URBAINS (OPUR)

CONTRIBUTION A L'EVALUATION DE L'IMPACT DES ACTIVITES URBAINES SUR LE TRANSPORT DES MICROPLASTIQUES PAR INFILTRATION ET PAR RUISSELLEMENT

SYNTHESE DES RESULTATS DE LA THESE DE MAX BEAUREPAIRE

CONTEXTE

Les sols sont de plus en plus considérés comme la matrice environnementale la plus contaminée par les microplastiques (particules plastiques dont la plus grande dimension est inférieure à 5 mm), plus contaminée que les océans, qui ont pourtant attirés l'attention mondiale depuis le début du XXI^{ème} siècle. (Kedzierski et al., 2023; Palazot et al., 2024). Étonnamment, alors que des précautions sont maintenant prises pour éviter de mettre les plastiques en contact avec ces matrices environnementales, ils sont très largement utilisés en contacts ou enfouis dans les sols : paillage des sols agricoles, utilisation de géotextiles dans le domaine du génie civil, enfouissement de nombreuses canalisations dans le domaine du génie urbain, les pratiques ignorantes du risque plastique sont extrêmement nombreuses.

D'autres voies de contamination des sols, involontaires, existent également. Ainsi il a été montré que les dépôts atmosphériques étaient chargés de microplastiques (Beaurepaire et al., 2021; Dris et al., 2016) ; les eaux de ruissellement le sont également (Treilles et al., 2021). Localement, des macroplastiques peuvent se fragmenter en microplastiques, sous l'action de la température et des rayonnements ultraviolets, ou de stress mécaniques, frottements ou écrasements.

Enfin, en milieu urbain, les particules de pneus, assimilées à des plastiques constituent des sources incomparablement plus intenses que les plastiques habituellement considérés : polyéthylène (PE), polypropylène (PP), polyéthylène téréphtalate (PET), polychlorure de vinyl (PVC), ...

La quantification de ces flux est globalement très réduite au niveau mondial, et quasiment inexistante au niveau urbain, les travaux abordant cette thématique étant purement descriptifs (Campanale et al., 2022).

Aussi il est apparu important de produire des connaissances sur les flux de plastiques et de particules de pneus sur les sols en milieu urbain, leur dynamique à l'intérieur des sols et les interactions avec les eaux pluviales, ce qui a été un des objectifs principaux de la thèse de Max Beaurepaire, soutenue le 5 avril 2024.

OBJECTIFS

En se focalisant sur la noue instrumentée de Compans ([voir les thèses de Tala Kanso et Kelsey Flanagan](#)), la thèse de Max Beaurepaire se concentre sur l'interaction entre l'activité urbaine, en particulier le trafic routier, et la pollution microplastique.

Dans son ensemble, ce travail vise à répondre à la question suivante :

Comment l'activité urbaine affecte-t-elle le transfert des microplastiques entre les environnements ?

Il a pour cela analysé le transport et l'infiltration des microplastiques dans un environnement récepteur, en particulier les sols d'une noue filtrante en bordure de route, par le biais du ruissellement urbain.

Deux points en particulier ont été étudiés :

- La distribution spatiale et verticale des microplastiques et des particules de pneus dans un sol de bord de route. Des échantillons de sol et de sédiments ont été prélevés par carottage manuel et analysés pour les microplastiques et les particules de pneus et d'usure de la route (TRWP – tyre and road wear particles). Le profil de concentration des microplastiques est comparé à celui TRWP. Ces résultats sont ensuite utilisés pour fournir une estimation du stock global de microplastiques et de TRWP sur le site et de leurs distributions spatiales.
- Le bilan de masse de l'accumulation de microplastiques et de TRWP dans un système de drainage urbain durable. En s'appuyant sur les résultats du point précédent, un bilan de masse à l'échelle du système d'infiltration a été réalisé. Tout d'abord, l'ensemble de ces sources et les puits potentiels de microplastiques et de TRWP sur ce site sont présentés et discutés. En utilisant des campagnes

d'échantillonnage supplémentaires et les résultats précédents, les ordres de grandeur des flux provenant du compartiment atmosphérique, du ruissellement urbain et des macrodéchets s'accumulant sur le site sont comparés au stock global de microplastiques et de TRWP.

METHODOLOGIE

Le site expérimental est situé à 20 km au Nord-Est de Paris, sur la commune de Compans à proximité de l'aéroport Charles de Gaulle. Il est situé le long d'une voie rapide, avec un trafic de 11 000 véhicules par jour dans chaque direction dont 50% de poids lourds, et est constitué par une noue filtrante (Figure 1).

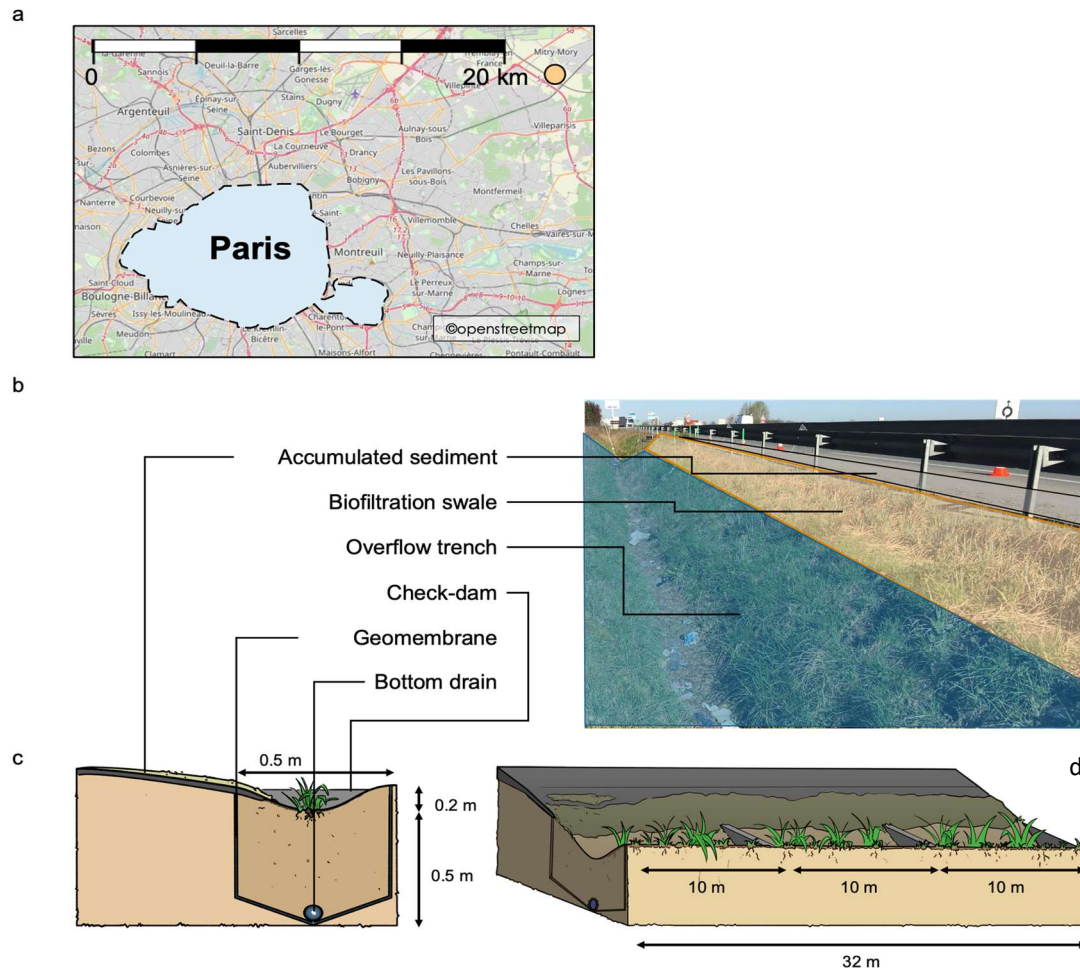


Figure 1 a- localisation du site par rapport à Paris ; b- photographie de la noue filtrante et de la tranchée de débordement située à l'arrière, des macrodéchets sont visibles sur le site ; c- structure et dimensions de la rigole de biofiltration ; d- photo du site d'intérêt et de la tranchée de débordement située à l'arrière, des macrodéchets sont visibles sur le site.

Le site est équipé de débitmètres et de conductimètres pour le suivi hydrologique. La noue filtrante est constituée de trois sections séparées par des petits ouvrages de contrôle du débit, elle est en connexion avec le bord de la chaussées et isolée du sol par une membrane en PEHD et drainée.

La noue filtrante a été échantillonnée (triplicats) dans chacun de ses compartiments sur les 35 premiers centimètres. 4 sous échantillons ont été constitués ([0-5cm[, [5-15cm[, [15-25cm[, [35-35cm[), ainsi que le sédiment de surface provenant de la route. Une carotte de référence, d'un sol situé à proximité, mais en dehors de la noue filtrante a également été prélevée.

Un traitement visant à isoler les microplastiques ($> 20 \mu\text{m}$) a été mené, comportant une étape d'élimination de la matière organique par l' H_2O_2 30%, et une étape d'élimination de la matière minérale par séparation densimétrique avec une solution de NaI.

Deux techniques analytiques ont été utilisées, l'imagerie par microscopie couplée à l'analyse spectrométrique infra-rouge par transformée de Fourier ($\mu\text{-IRTF}$) et la pyrolyse couplée à de la chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse (PY-GC/MS).

RESULTATS

Au total, 46 échantillons de sol et de sédiments de Compans ont été analysés pour détecter les microplastiques à l'aide d'un μ -FTIR. Après les analyses μ -FTIR, un total de 6 399 microplastiques a été identifié dans les échantillons de sol et de sédiments accumulés le long de la route. Parmi eux, 3 311 se trouvaient dans les sédiments accumulés en bordure de route, 2 027 dans les sols de surface, 708 dans les échantillons de sols plus profonds et 353 dans la carotte de référence. Pour chaque échantillon, l'abondance des microplastiques a été mesurée en $\text{MP g}^{-1}_{\text{sol}}$. Afin d'évaluer l'infiltration de microplastiques dans la noue filtrante, la figure 2 rassemble l'abondance de microplastiques obtenue pour chaque échantillon prélevé par profondeur.

Les sédiments accumulés en bordure de route ont donné des abondances médianes de $108 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$ avec une moyenne \pm écart-type de $110 \pm 58,0 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$. Les échantillons de sol de surface de la noue filtrante ont donné des abondances médianes de $28,6 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$ avec une moyenne de $45,0 \pm 42,8 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$. Les échantillons de sol plus profond ont donné une médiane globale de $1,8 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$ avec une moyenne de $5,24 \pm 8,40 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$. Plus précisément, les échantillons prélevés dans la fraction de sol de 5 à 15 cm présentent une médiane de $3 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$; les échantillons prélevés dans la fraction de sol de 15 à 25 cm une médiane de $1,2 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$; les échantillons prélevés dans la fraction de sol de 25 à 35 cm une médiane de $2,4 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$. Comme le montre la figure 2, les abondances de microplastiques étaient significativement plus élevées dans les sédiments accumulés en bordure de route que dans tous les échantillons de sol. Les abondances de microplastiques dans la carotte de référence étaient du même ordre de grandeur que les abondances dans les échantillons de la noue filtrante, avec une abondance de $32 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$ en surface et une abondance de $7,6 \text{ MP g}^{-1}_{\text{sol}}$ sur les horizons plus profonds.

Bien que les échantillons de sol plus profonds aient présenté des abondances significativement plus faibles que les échantillons de sol de surface ou les sédiments, des microplastiques ont été identifiés dans tous les échantillons.

Aucune différence significative n'a été observée lors de la comparaison des échantillons par section de la noue filtrante. La variabilité horizontale du site est inférieure aux effets verticaux de l'accumulation de microplastiques à la surface. Cela suggère également que les sources de microplastiques sont homogènes sur l'ensemble du site.

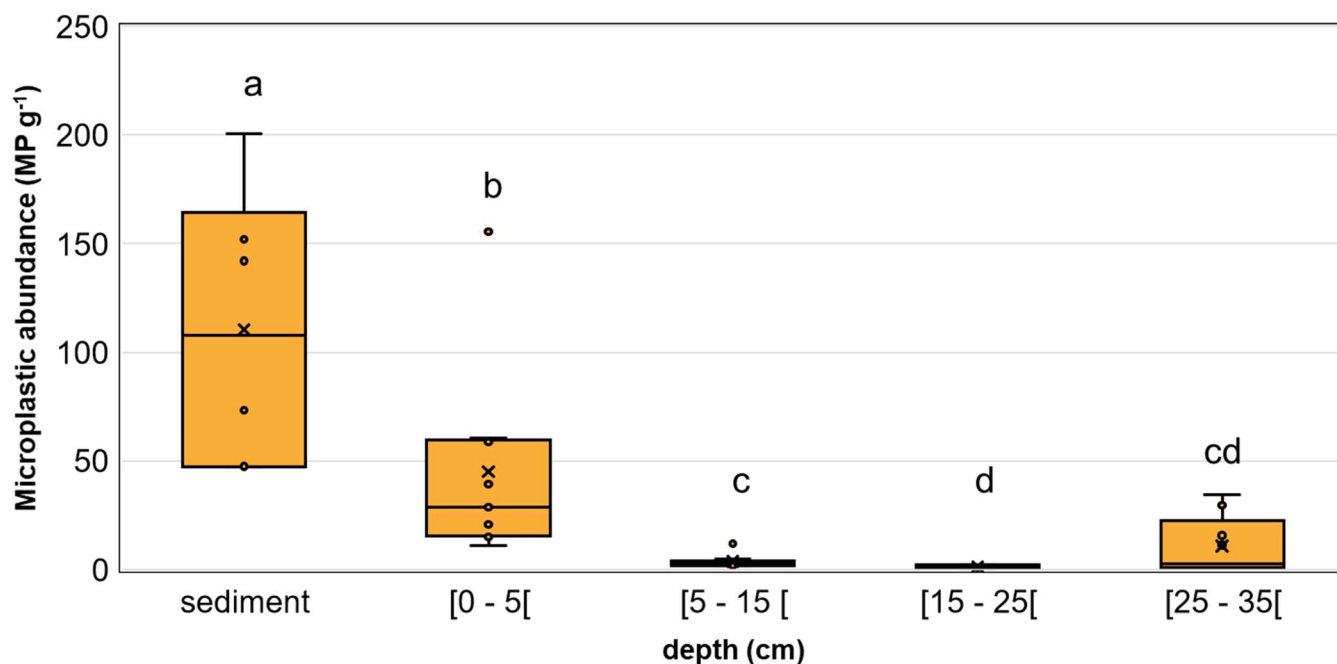


Figure 2 abondances de microplastiques dans la noue représentées par profondeur.
Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les diagrammes en boîte.

Au total, 12 groupes de polymères distincts ont été identifiés dans les échantillons de sol. Il s'agit, par ordre décroissant d'abondance, de PP, PE, PS, PA, PVC, PU, des polyesters, ABS, acrylates, alkydes, PVA, copolymère de vinyle, PAN et polycarbonate.

Les trois polymères les plus fréquents dans les sols et les sédiments routiers représentaient 95 % de tous les microplastiques identifiés. Le PP en particulier était le polymère dominant, représentant 72% de tous les microplastiques du sol et 84% des microplastiques dans les sédiments. Les polymères dominants suivants étaient le PE et le PS. Bien que la majorité des polymères soient répartis de manière similaire à toutes les profondeurs, les polyesters représentaient une fraction nettement plus élevée des plastiques dans la fraction de sol [15 - 25 cm]. Cette différence peut s'expliquer par un degré de variabilité plus élevé en raison du nombre plus faible de microplastiques collectés à cette profondeur.

Tous les polymères identifiés présentaient une distribution de taille similaire avec une classe modale de 50 à 100 μm . Cependant, les particules de PE ont été observées comme ayant une fraction plus élevée de grands microplastiques, avec 17% de toutes les particules de PE du sol et des sédiments ayant une dimension majeure supérieure à 500 μm . Une étude réalisée en 2019 sur l'altération des plastiques et la formation de microplastiques secondaires a observé des distributions de tailles de microplastiques fragmentés différentes pour le PE et le PP après une exposition à des conditions d'altération similaires (Julienne et al., 2019). Il est possible que la plus grande abondance de grands microplastiques en PE soit liée à un comportement d'altération différent de celui des autres principaux polymères microplastiques identifiés.

Pour les particules de pneu, au total, 48 échantillons de sol et de sédiments ont été analysés par Py-GC/MS. Il s'agit des 36 carottes de sol et de la carotte de référence et de 2 échantillons de sédiments prélevés en bordure de route. La figure 3 représente la distribution des concentrations de SBR (Styrene-Butadiene Rubber) et de BR (Butadiene rubber) obtenues, regroupées par profondeur. Une concentration médiane globale de SBR de 0,21 $\text{mg g}^{-1}_{\text{sol}}$ a été obtenue sur les échantillons de sol et de sédiments, avec une moyenne \pm écart-type de $0,88 \pm 1,19 \text{ mg g}^{-1}_{\text{sol}}$. Comme pour les microplastiques, des concentrations plus élevées ont été mesurées en surface et dans les de sédiments comparativement aux horizons plus profonds. En revanche, une concentration moyenne de $0,11 \pm 0,14 \text{ mg g}^{-1}_{\text{sol}}$ a été mesurée dans les échantillons de sol plus profonds. Les échantillons de sol de surface montrent une médiane de 2,32 $\text{mg g}^{-1}_{\text{sol}}$, avec une moyenne de $2,19 \pm (\text{écart-type}) 0,93 \text{ mg g}^{-1}_{\text{sol}}$. Seuls deux échantillons de sédiments de bord de route ont été analysés pour le SBR, contre 6 échantillons analysés avec le FTIR pour les microplastiques. Par conséquent, aucune différence significative n'a pu être constatée entre les concentrations de SBR dans les sédiments accumulés en bordure de route et dans les sols de surface. La concentration moyenne dans ces échantillons était de 1,32 $\text{mg g}^{-1}_{\text{sol}}$.

En outre, dans 18 des 27 échantillons de sol plus profonds analysés, la concentration de SBR était inférieure à la limite de détection analytique. En particulier, seuls 4 des 9 échantillons prélevés à une profondeur de 15 à 25 cm ont révélé une concentration de SBR supérieure à la limite de détection. Par conséquent, bien que la concentration de SBR + BR en surface soit significativement plus élevée que dans les échantillons de sol plus profonds, aucune autre corrélation ne peut être établie entre les couches plus profondes.

Il est intéressant de noter que, bien que des analyses Py-GC-MS aient été effectuées pour la carotte de référence, tous les échantillons étaient inférieurs à la limite de détection analytique et aucun SBR+BR n'a pu être mesuré. Cela suggère que la contamination par le TRWP est très limitée, voire absente, dans ce sol.

L'extrapolation des concentrations de SBR + BR pour évaluer le niveau de contamination des sols par les particules de pneus reste incertaine. En effet le SBR et le BR ne représentent entre moins de 10 % et 30 % des masses de pneus. Deuxièmement, les particules analysées (TRWP) contiennent une fraction minérale importante et variable en plus de leur teneur en caoutchouc et en additifs. Il est probable que dans l'ensemble, SBR+BR quantifié par Pyr-GC/MS ne représente que 5 à 20% de la masse totale de TRWP des échantillons. D'après cette estimation, le TRWP pourrait atteindre des concentrations médianes de 11 à 21 $\text{mg g}^{-1}_{\text{sol}}$ dans les échantillons de surface, soit jusqu'à 2,1 % en masse du sol de surface.

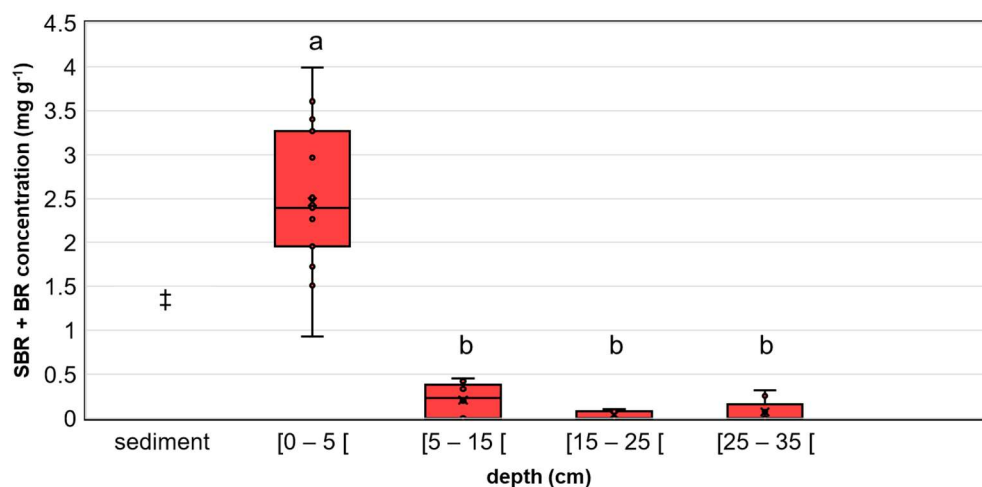


Figure 3: concentrations de SBR+BR dans la noue, par profondeur.

Des estimations de masses des MP ont été obtenues sur la base d'une estimation de leur volume et de leur densité. En comparant les masses obtenues de MP et de SBR+BR, il apparaît que cette dernière est statistiquement supérieure.

Des estimations de stocks de MP et de TRWP à l'échelle de la noue filtrante sont proposées (tableaux 1 et 2°

Tableau 1 : Stocks de microplastiques dans la noue filtrante

	Overall mass estimate (kg)	MP abundance (MP/g)	MP number	MP concentration (mg/g)	MP mass (kg)
Mass sediment	473	110	5.2×10^7	0,090	0,043
Mass 0 – 5 cm	3 550	45,0	1.6×10^8	0,56	2,00
Mass 5 – 15 cm	2 370	3,62	8.6×10^6	0,0049	0,012
Mass 15 – 25 cm	2 370	1,31	3.1×10^6	0,00049	0,0012
Mass 25 - 35 cm	5 920	10,8	6.4×10^7	0,027	0,16
Total noue	14 200		2.4×10^8		2,17
Total	14 600		2.9×10^8		2,21

Tableau 2 : Stock de TRWP dans la noue filtrante

	Overall mass estimate (kg)	SBR + BR concentration (mg/g)	SBR + BR mass (kg)	TRWP mass (min)	TRWP mass (max)
Mass sediment	473	1,33	0,63	2,62	11,43
Mass 0 – 5 cm	3 550	2,50	8,89	37,04	161,63
Mass 5 – 15 cm	2 370	0,21	0,49	2,05	8,93
Mass 15 – 25 cm	2 370	0,037	0,09	0,36	1,59
Mass 25 - 35 cm	5 920	0,071	0,42	1,76	7,68
Total noue	14 200		9,89	41,21	179,83
Total	14 600		10,52	43,83	191,27

On estime qu'un total de $2,9 \times 10^8$ microplastiques sont stockés dans la noue filtrante, pour une masse de 2,2 kg. Bien que les sédiments et les couches superficielles (< 5 cm) ne représentent que 27% du volume total, on estime qu'ils stockent 74% des microplastiques et 92% de leur masse.

De la même manière, le stock total de TRWP dans la noue filtrante a été estimé à environ 200 kg. La contamination par les pneus apparaît largement prépondérante, en masse, par rapport à la contamination par les microplastiques.

Sur la base de ces résultats, un bilan de masse de MP et de TRWP à l'échelle de la noue filtrante a été proposé. Il repose sur les estimations des sources (retombées atmosphériques, flux provenant du ruissellement de la route, flux provenant de la fragmentation des macroplastiques provenant également de la route).

Le flux de retombées atmosphérique est basé sur le suivi des retombées atmosphériques mené en 2021 à Champs sur Marne (Beaurepaire et al., 2024). Il a été estimé à

$$Q_{\text{atmosphere}} = 1.1 \text{ g MP an}^{-1}$$

Le flux provenant du ruissellement de chaussée a été estimé à partir de la caractérisation en MP des eaux de ruissellement de chaussées et du volume annuel recueilli par la noue filtrante, sur la base des précipitations annuelles sur le site de l'aéroport Charles de Gaulle, très proche. Les travaux antérieurs menés sur la noue filtrante avaient noté une possibilité de débordement vers un fossé profond situé à proximité pouvant atteindre 38% du volume de ruissellement annuel. Sur cette base, ce flux est compris entre 49 et 80 g MP par an.

$$49 \text{ g MP yr}^{-1} < Q_{\text{runoff}} < 80 \text{ g MP an}^{-1}$$

De la même manière, il est possible d'estimer le flux sortant sur la base de la caractérisation en MP et TRWP des eaux de sorties du drain de la noue filtrante, en considérant, hypothèse haute, que tout le flux de ruissellement entre et sort de la noue, et hypothèse basse qu'une partie du flux entrant est déversé dans le fossé profond et que la fraction rentrant dans la noue est partiellement évapotranspirée. Là aussi les travaux précédemment menés sur ce site permettent de renseigner ces fractions. Sur la base de ces hypothèses, le flux de MP est très faible et compris entre 0,2 et 0,5 g MP par an.

Parallèlement, un suivi des macroplastiques et des autres macrodéchets sur le site a été mené sur une période de 20 mois de juin 2021 à mars 2023. Les plastiques correspondent à la majorité des déchets en nombre (80%) et en masse (50%). Sur la base des masses observées, un flux de 3 kg/an de macroplastiques rejoint la noue filtrante.

$$Q_{\text{plastic}} = 3.08 \text{ kg an}^{-1}$$

Si l'on considère que la masse totale de 2.04 kg de microplastiques mesurés dans la noue filtrante (couche de surface et sédiment routier) s'est accumulée sur les 6 années qui se sont écoulées depuis sa construction, correspondant à la différence entre les apports et les pertes, il est nécessaire que la fragmentation des macroplastiques produise entre 260 et 290 g de microplastique par an, soit un flux entre 3 et 5 fois plus important que le flux provenant du ruissellement routier (tableau 3).

Cette fragmentation des macroplastiques représente 9,4% de la masse de macroplastiques accumulée annuellement sur la noue filtrante.

Tableau 3 : bilan de masse des microplastiques à l'échelle de la noue filtrante, à l'année et depuis sa mise en œuvre.

	Flux annuels (kg an ⁻¹)	Accumulation 2016 - 2022 masse (kg)
Noue filtrante	0,37	2,22
Sol de surface et sediment seul	0,34	2,04
Retombées atmosphériques	0,0011	0,0077
Ruissellement (max)	0,08	0,54
Ruissellement (min)	0,049	0,33
Sortie de drain (max)	0,0005	0,0035
Sortie de drain (min)	0,0002	0,0014
Fraction manquante (fragmentation des macroplastiques) (max)	0,29	2,04
Fraction manquante (fragmentation des macroplastiques) (min)	0,26	1,82

Il apparait que de l'ordre de 10% de la masse de macroplastiques accumulée annuellement sur la noue filtrante se fragmenterait en microplastiques. Cette fraction peut paraître élevée, mais la pratique de fauchage de la végétation de la noue filtrante et le fait que les macroplastiques qui rejoignent la noue filtrante peuvent être eux-mêmes fragilisés en raison de leur écrasement par le trafic sur la chaussée sont deux facteurs qui doivent accroître sensiblement la fragmentation de ces derniers.

La même approche pour les TRWP a été conduite (Tableau 4).

Tableau 4 : bilan de masse des particules de pneu et route (TRWP) à l'échelle de la noue filtrante

	Flux annuel (kg an ⁻¹)		Accumulation 2016 – 2022 (kg)	
	Limite basse	Limite haute	Limite basse	Limite haute
noue filtrante	6,49	28,3	43,8	191,3
Sol de surface et sédiment seul	5,88	25,6	39,7	173,1

Il apparait que les flux de TRWP en jeu sont d'un ordre de grandeur supérieur aux flux de microplastiques. Ces flux sont par ailleurs sensiblement inférieurs aux valeurs d'émission par véhicule et par kilomètre de la littérature (De Oliveira et al., 2024). Il semble donc que toutes les particules produites par la circulation ne se retrouvent pas dans les eaux de ruissellement.

Ces bilans de masse apportent des connaissances originales à la dynamique des microplastiques dans des sols périurbains. Ils restent toutefois des premières estimations avec des limites claires dans leurs méthodes et leur portée. Ils permettent en particulier de montrer l'importance des flux liés au trafic et à l'usure des pneus par rapport à ceux liés aux microplastiques *strico-sensu*.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Ce travail s'est intéressé à la distribution spatiale et verticale des microplastiques et des TRWP dans les sols d'une noue filtrante située au bord d'une route à forte circulation. Les deux types de particules semblent se comporter de manière similaire, affichant des profils de concentration similaires, bien que la contamination par les TRWP soit significativement plus élevée que la contamination par les microplastiques sur le site. La contamination était horizontalement homogène, ce qui suggère un apport diffus dans l'ouvrage. Les concentrations étaient toutefois nettement plus élevées dans les couches superficielles, 90 % des stocks totaux de microplastiques et de TRWP s'accumulant dans les 5 premiers centimètres du sol. Cela suggère que l'infiltration de microplastiques et de TRWP dans les couches plus profondes du sol existe mais est limitée. Il est probable que les particules en suspension qui s'accumulent dans la noue filtrante créent une surface moins poreuse qui limite l'infiltration des microplastiques, malgré la végétation. Cela implique également que l'ouvrage est efficace pour limiter le transfert de microplastiques et de TRWP des eaux de ruissellement vers l'environnement. Le stock global de TRWP était particulièrement élevé, avec jusqu'à 173 kg de particules accumulées dans les seules couches superficielles d'un système de 32 m de long sur une période de 5 ans.

Un bilan de masse des microplastiques et des TRWP dans le sol de la noue filtrante a montré que le dépôt atmosphérique représente probablement une source négligeable ($< 1\%$) des microplastiques par rapport au ruissellement ou à la fragmentation des macroplastiques. Les apports par ruissellement sont probablement insuffisants pour représenter la totalité de l'apport de microplastiques sur le site ($\sim 10\%$), ce qui suggère que la fragmentation des macrodéchets, régulièrement observés au sein de la noue filtrante et provenant du trafic routier, est la source dominante de microplastiques dans la noue. Ceci est probablement renforcé par le fauchage semi-régulier de toute la végétation sur le site ainsi que par le trafic local intense.

L'accumulation totale de TRWP dans le site est importante, mais inférieure à ce qui pourrait être attendu sur une route avec un tel trafic. La noue filtrante n'est donc pas un ouvrage suffisant pour limiter la contamination globale de l'environnement par les particules de pneus provenant du trafic.

Ces résultats doivent maintenant être développés et confirmés par la communauté scientifique qui ne s'est pas encore saisie de ces questions. Les sources, la dynamique de transfert et le devenir des microplastiques dans les environnements urbains sont encore mal compris. Le rôle exact du trafic en tant que source directe ou indirecte de microplastiques reste à préciser. D'autres sources urbaines de microplastiques posent également problème. L'abrasion diffuse des matériaux plastiques dans les environnements urbains, en particulier, est souvent considérée comme une source potentielle majeure de microplastiques dans les environnements, notamment dans le compartiment atmosphérique. Toutefois, une telle source est difficile à mesurer directement et ne peut être estimée qu'au moyen d'une modélisation approfondie.

De même, le devenir des microplastiques dans les environnements urbains reste à préciser. Alors que les premières études suggéraient que la majorité des microplastiques finissaient par aboutir dans l'océan, il semble que les sols constituent un puits de microplastiques beaucoup plus importants qu'on ne l'avait d'abord pensé. Cependant, le sort des microplastiques une fois qu'ils atteignent les sols n'est pas clair. Ils peuvent s'accumuler de manière permanente dans les sols, mais ils peuvent aussi s'infiltrer jusqu'à atteindre les aquifères. Ils peuvent également continuer à se fragmenter lentement en morceaux plus petits, jusqu'à l'échelle nanométrique. Il est probable que certains sols agissent comme des puits permanents tandis que d'autres facilitent l'infiltration.

Enfin, la relation entre les macroplastiques, les micro-nanoplastiques et d'autres contaminants liés aux additifs est un point d'importance majeur pour la société qui doit être étudié. La pollution plastique peut être considérée comme un continuum de tailles allant de l'échelle macroscopique à l'échelle nanométrique, de typologies allant des fibres textiles aux particules d'usure des pneus. Le processus de fragmentation des macroplastiques en microplastiques est étudié qualitativement mais ne permet pas d'accéder à des taux de fragmentation utilisables aux échelles auxquelles nous travaillons. Des recherches supplémentaires couplant la quantification des macro- et micro-plastiques dans de multiples environnements peuvent contribuer à une meilleure évaluation de leur source en tant que sources de microplastiques.

Afin de mieux comprendre leur source, leur devenir et leurs conséquences, les études sur les microplastiques devraient être couplées à l'étude d'autres micropolluants. En particulier, les microplastiques sont susceptibles d'adsorber et de transporter des micropolluants, et de libérer leurs additifs sous forme de lixiviats potentiellement nocifs. Certains de ces additifs, en particulier les additifs TRWP, sont relativement spécifiques à certaines sources d'émission et peuvent être utilisés comme proxy pour mieux comprendre les sources et le devenir des microplastiques et des TRWP.

La mise en évidence récente des « entités nouvelles » comme l'une des 6 frontières planétaires dépassées (Persson et al., 2022) invite à l'étude conjointe des microplastiques et des contaminants associés.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Beaurepaire, M., Dris, R., Gasperi, J., Tassin, B., 2021. Microplastics in the atmospheric compartment: a comprehensive review on methods, results on their occurrence and determining factors. *Current Opinion in Food Science*. <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2021.04.010>
- Beaurepaire, M., Gasperi, J., Tassin, B., Dris, R., 2024. COVID lockdown significantly impacted microplastic bulk atmospheric deposition rates. *Environmental Pollution* 344, 123354. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123354>
- Campanale, C., Galafassi, S., Savino, I., Massarelli, C., Ancona, V., Volta, P., Uricchio, V.F., 2022. Microplastics pollution in the terrestrial environments: Poorly known diffuse sources and implications for plants. *Science of The Total Environment* 805, 150431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150431>
- De Oliveira, T., Muresan, B., Ricordel, S., Lumière, L., Truong, X.-T., Poirier, L., Gasperi, J., 2024. Realistic assessment of tire and road wear particle emissions and their influencing factors on different types of roads. *Journal of Hazardous Materials* 465, 133301. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133301>
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin* 104, 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
- Julienne, F., Delorme, N., Lagarde, F., 2019. From macroplastics to microplastics: Role of water in the fragmentation of polyethylene. *Chemosphere* 236, 124409. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124409>
- Kedzierski, M., Cirederf-Boulant, D., Palazot, M., Yvin, M., Bruzaud, S., 2023. Continents of plastics: An estimate of the stock of microplastics in agricultural soils. *Science of The Total Environment* 880, 163294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163294>
- Palazot, M., Soccalingame, L., Froger, C., Jolivet, C., Bispo, A., Kedzierski, M., Bruzaud, S., 2024. First national reference of microplastic contamination of French soils. *Science of The Total Environment* 918, 170564. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170564>
- Persson, L., Carney Almroth, B.M., Collins, C.D., Cornell, S., de Wit, C.A., Diamond, M.L., Fantke, P., Hassellöv, M., MacLeod, M., Ryberg, M.W., Søgaaard Jørgensen, P., Villarrubia-Gómez, P., Wang, Z., Hauschild, M.Z., 2022. Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. *Environ. Sci. Technol.* *acs.est.1c04158*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158>
- Treilles, R., Gasperi, J., Saad, M., Tramoy, R., Breton, J., Rabier, A., Tassin, B., 2021. Abundance, composition and fluxes of plastic debris and other macrolitter in urban runoff in a suburban catchment of Greater Paris. *Water Research* 192, 116847. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116847>

CONTACTS

Max Beaurepaire : max.beaurepaire@enpc.fr
Rachid Dris : rachid.dris@u-pec.fr
Johnny Gasperi : johnny.gasperi@univ-eiffel.fr
Bruno Tassin : bruno.tassin@enpc.fr