



**HAL**  
open science

## État de l'art sur les déchets diffusés abandonnés en milieu urbain et transférés via les réseaux pluviaux

Lauriane Ledieu, Romain Tramoy, Clémence Bruttin, Bruno Tassin, Johnny Gasperi

### ► To cite this version:

Lauriane Ledieu, Romain Tramoy, Clémence Bruttin, Bruno Tassin, Johnny Gasperi. État de l'art sur les déchets diffusés abandonnés en milieu urbain et transférés via les réseaux pluviaux. TSM. Techniques Sciences Méthodes – Génie urbain, génie rural, 2024, 9 / 2024, pp.66-79. 10.36904/20240966 . hal-04729490

**HAL Id: hal-04729490**

**<https://univ-eiffel.hal.science/hal-04729490v1>**

Submitted on 3 Dec 2024

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# État de l'art sur les déchets diffus abandonnés en milieu urbain et transférés via les réseaux pluviaux

## State of the art on urban litter and fluxes transferred by stormwater networks

■ L. LEDIEU<sup>1,2\*</sup>, R. TRAMOY<sup>3</sup>, C. BRUTTIN<sup>4</sup>, B. TASSIN<sup>5</sup>, J. GASPERI<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Université Gustave Eiffel – GERS-LEE – Bouguenais

<sup>2</sup> Institut de Recherche en Sciences et Techniques de la Ville (IRSTV) – CNRS – Nantes

<sup>3</sup> Laboratoire eau, environnement et systèmes urbains (LEESU) – Université Paris Est Créteil – École des Ponts – Créteil

<sup>4</sup> Citeo – Paris

<sup>5</sup> LEESU – École des Ponts – Université Paris Est Créteil – Marne-la-Vallée

### Mots-clés :

Déchets plastiques  
Surfaces urbaines  
Marques  
Occupation du sol  
Accumulation  
Événements pluvieux

### RÉSUMÉ

Les environnements terrestres ont récemment été désignés comme la source principale de la pollution plastique observée dans les milieux aquatiques (rivières, océans, etc.), mais peu d'études étayent cette hypothèse. La problématique des déchets abandonnés sur les surfaces urbaines et transférés via les réseaux pluviaux est pourtant une problématique de longue date, mais souvent laissée aux collectivités et/ou associations, sans réelle implication de la recherche scientifique. Cette synthèse a pour objectifs de recenser les données existantes sur les densités de déchets abandonnés sur l'espace urbain, sur les flux transférés dans les réseaux pluviaux et sur les facteurs expliquant leurs variabilités spatio-temporelles. Elle vise également à exposer les typologies des déchets observés. Il ressort de cette synthèse que l'importante variabilité à la fois des méthodes utilisées et des modalités d'expression des résultats rend difficile la comparaison des études et la généralisation des résultats. Les études indiquent des densités de déchets, surtout plastiques, de l'ordre de quelques dizaines à plusieurs centaines de milliers de déchets/km<sup>2</sup> sur les surfaces urbaines. Ces densités ont d'importantes variabilités spatio-temporelles dont les facteurs restent peu identifiés par manque de standardisation dans les paramètres pris en compte. Dans les eaux pluviales urbaines, les flux quantifiés sont conséquents et suggèrent une contribution majeure de cette source dans la pollution des milieux hydrologiques récepteurs. Mais cette contribution est difficile à appréhender parce que différentes approches sont utilisées pour normaliser les flux quantifiés (rapportés au nombre d'habitants, à la surface drainée ou à la surface imperméabilisée) et que de nombreuses variables peu considérées (climat, nettoyage, types de réseaux...) sont susceptibles de jouer un rôle. Des solutions préventives telles que les actions des services de nettoyage et la présence d'avaloirs sélectifs apparaissent néanmoins efficaces pour limiter le transfert des macrodéchets vers les milieux aquatiques récepteurs.

### Keywords:

Plastic litter  
Urban surfaces  
Brands  
Land use  
Accumulation  
Rain events

### ABSTRACT

Land-based environments have recently been designated as the main source of the plastic pollution observed in aquatic environments (rivers, oceans, etc.), but few studies support this hypothesis. Litter on urban surfaces and transferred by stormwater systems is a long-standing issue, but often left to local authorities and/or associations, without any involvement in scientific research. The aim of this synthesis is to collect existing data on urban litter densities, on fluxes transferred by stormwater systems and on the factors explaining their spatio-temporal variabilities. It also aims to describe the types of items observed. It is apparent from this synthesis that the significant variability both in the methods and in the expression of the results makes it difficult to compare the studies and generalize the results. Studies indicate densities of litter, mainly composed of plastics, in the order of a few tens to several hundreds of thousands of items/km<sup>2</sup> on urban surfaces. These densities are subject to significant spatial and temporal variabilities, of which the factors are still poorly identified due to a lack of standardization in the parameters considered. In urban stormwater, litter fluxes are substantial and suggest a major contribution of this source to the pollution of receiving hydrological environments, but the variable normalization of these fluxes (in relation to the number of inhabitants, the drained surface or the impervious surface) and that a number of variables hardly considered (climate, cleanings, types of network...) are likely to play a role. Preventive solutions such as the actions of municipal cleaning services and the presence of selective stormwater inlets nevertheless appear to be effective in limiting the transfer of litter to receiving aquatic environments.

## Introduction

La présence de déchets sur les surfaces urbaines a des répercussions sanitaires, économiques et environnementales. Bien qu'une réduction des déchets diffus abandonnés sur les surfaces urbaines ait été observée

ces dernières années [DILLON CONSULTING, 2019; KEEP AMERICA BEAUTIFUL, 2021], la consommation croissante, notamment de matières plastiques, tend à amplifier le problème [KARIMI et FAGHRI, 2021a]. Les déchets abandonnés sur les surfaces urbaines peuvent avoir différentes origines : délibérément laissés sur l'espace public par des piétons et/ou les automobilistes,

\* Auteur correspondant – courriel : lauriane.ledieu@univ-eiffel.fr

ou accidentellement perdus par négligence, par des charges non sécurisées, des accidents, le débordement et/ou l'envol depuis les poubelles [BURNS & MCDONNELL, 2020] ainsi que la dispersion par des animaux. Une fois sur la voie publique, la source d'un déchet est difficile à appréhender. Depuis que la pollution plastique est devenue un problème de société, les actions associatives ne cessent de se multiplier avec, par exemple, le World Cleanup Day. Mais cette problématique est souvent laissée aux collectivités en charge du nettoyage, de la gestion et du traitement de leurs déchets.

Les déchets diffus abandonnés sur les surfaces urbaines peuvent rester sur place et entraîner une pollution des sols ou rejoindre les réseaux hydrographiques. Plusieurs voies de transfert vers les milieux aquatiques ont été identifiées : eaux usées domestiques, eaux de ruissellement urbain et surverse unitaires depuis les déversoirs d'orage [BASILICO *et al.*, 2020]. Les réseaux d'eaux urbains sont suspectés d'être une des voies majeures de transfert de la pollution, notamment plastique [TASSERON *et al.*, 2023], mais aucune réglementation n'impose un suivi spécifique des rejets de déchets. D'autant plus que ces apports surviennent lors d'événements de pluie intenses, rendant leur suivi encore plus difficile [TRAMOY *et al.*, 2022a]. Plus spécifiquement, le ruissellement des eaux pluviales lessivant chaussées et trottoirs est reconnu comme jouant un rôle prépondérant [WEIDEMAN *et al.*, 2020; PASTERNAK *et al.*, 2021; TRAMOY *et al.*, 2022a]. Peu de réseaux pluviaux sont munis de dispositifs de traitements (ouvrages d'infiltration ou de rétention) et les déchets peuvent directement rejoindre le milieu aquatique. La recrudescence d'événements météorologiques extrêmes tend pourtant à augmenter les contraintes sur nos réseaux pluviaux et sur les milieux hydrologiques récepteurs. Mieux comprendre les voies de transfert, le transport et les potentiels facteurs de rétention des déchets, y compris plastiques, est un prérequis pour développer de nouvelles stratégies de réduction de cette pollution [TASSERON *et al.*, 2020; MEIJER *et al.*, 2021; TRAMOY *et al.*, 2022a].

Cette synthèse a donc pour objectifs de recenser les données scientifiques et/ou issues du tissu associatif sur les densités de déchets sur les surfaces urbaines et sur les flux exportés par les eaux pluviales urbaines. Elle vise également à présenter les différentes méthodologies utilisées ainsi que leurs limites. Enfin, elle relève également les typologies de déchets observées et les facteurs influençant les variabilités spatiotemporelles des densités de déchets et de leur transfert vers les milieux hydrologiques récepteurs.

## 1. Bilan des études et méthodes

### 1.1. Les études recensées et leurs limites

Après les années 1950, plusieurs associations à portée nationale (Gestes Propres en France par exemple) ont accumulé des données sur la présence de déchets sur les surfaces urbaines. Ces audits ne présentent toutefois que des relevés descriptifs valables à un instant *t* et à des échelles spatiales et temporelles variables. Plusieurs outils et plateformes, à l'initiative privée, associative ou des pouvoirs publics, ont été créés pour intégrer les résultats des observations et cartographier la présence de déchets abandonnés à grande échelle (Litterati, Zéro Déchet Sauvage, National Litter Pollution Monitoring System, Trash Spotter, Plastic Origins...). Au travers de leur politique de propreté urbaine, les services des collectivités en charge du nettoyage collectent aussi de nombreuses données sur les densités, la distribution et la typologie des déchets : celles-ci servent surtout des aspects logistiques, opérationnels et de sensibilisation. Ces informations restent malheureusement déconnectées des études scientifiques sur la pollution environnementale et notamment sur la pollution plastique. Des études scientifiques ont porté sur la présence de déchets dans le milieu urbain dès les années 1970 [HALL et ACKOFF, 1972]. Toutefois, une des difficultés de cette thématique est que la composition des déchets évolue grandement au cours du temps, reflétant l'évolution des marchés et des réglementations, comme l'évolution des pratiques et notamment la consommation croissante de plastique [HEINRICH BÖLL STIFTUNG *et al.*, 2020]. Aussi, la mise en cause des environnements terrestres comme source de la pollution plastique observée dans les environnements aquatiques récepteurs (rivières, océans, etc.) est récente et peu d'études portent sur la contribution réelle de cette source. De plus, la source d'un déchet est difficilement identifiable. Des études sociologiques sont quelquefois menées pour évaluer les contributions de différentes sources (incivilités, piétons, automobilistes...), mais celles-ci reposent sur la perception citoyenne et non sur des données quantitatives fiables [ROSSI *et al.*, 2023]. Quelques études ont quantifié les apports de déchets liés aux automobilistes au niveau des bordures de routes [STOCKER, 2020; COWGER *et al.*, 2022; LEDIEU *et al.*, 2022] comme ces dernières font le lien entre environnement terrestre et cours d'eau [PIETZ *et al.*, 2021], mais les apports en milieu urbain, là où la production de déchets est la plus élevée, restent rares. À ce jour, quelques quantifications ont été réalisées, mais peu d'études ont été menées sur les dynamiques temporelles des déchets abandonnés sur les surfaces urbaines et il est difficile d'évaluer leur

taux de renouvellement. D'autant que les taux récupérés par les services des collectivités sont encore plus difficiles à appréhender. Enfin, comme les méthodologies pour reporter les densités, la distribution spatiale et la typologie des déchets sur les surfaces urbaines sont encore peu développées et, de ce fait, ne sont pas standardisées, les études sont difficiles à comparer.

Les exutoires de réseaux pluviaux constituent des voies de transfert de déchets vers les milieux hydrologiques [WEIDEMAN et al., 2020; PASTERNAK et al., 2021; TRAMOY et al., 2022a], mais leur dynamique de transfert reste peu comprise et il n'existe pas de données exhaustives et consolidées sur leur contribution à la pollution globale liée aux déchets abandonnés. Par ailleurs, la gestion spécifique des eaux pluviales peut se faire de différentes façons : unitaire, séparative (figure 1) ou mixte. Cette diversité de réseaux fait que la traçabilité des déchets et ainsi la distinction des contributions de leurs différentes sources sont difficiles [BASILICO et al., 2020]. La typologie des réseaux est donc rarement prise en compte dans les extrapolations des flux de déchets transférés à grande échelle vers les réseaux hydrologiques.

## 1.2. Différentes méthodologies d'études

### 1.2.1. Évaluation des densités et typologies de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines

Les méthodologies sont diverses et variées selon les pays, les zones et les acteurs qui les engagent (tableau I).

De façon générale :

- les prestataires privés ou établissements publics répondant à la demande d'une collectivité réalisent des

comptages et caractérisations visuels de déchets sur plusieurs sites d'une surface donnée ;

- les collectivités utilisent des indicateurs, soit visuels selon des normes de densités prescrites (Litter Pollution Index (LPI)), soit en fonction du nombre et du type de déchets en considérant différentes classes de nuisance (Cleanliness Index; Indicateur Moyen de Salissure (IMS));
- les études scientifiques mêlent comptages et caractérisations visuels, collectes et sciences participatives (collectes réalisées par des écoles; volontaires déclarant la présence de déchets via l'application Litterati...).

Les méthodologies divergent aussi en matière de tailles d'objets considérés, de grilles de caractérisation utilisées et d'unités pour exprimer les résultats (tableau I). Les résultats peuvent être exprimés en nombre, en masse ou en volume [ROSSI et al., 2023], ce qui peut engendrer de grandes différences d'interprétation. Par ailleurs, les quantités de déchets présentées dans les différents rapports sur le milieu urbain sont exprimées par mètre linéaire ou par surface, ou en tant que flux par habitant ou par unité de temps (tableau I). Les quantités de déchets rapportées par site ou en densités linéaires sont difficilement comparables et ne sont donc pas discutées dans cette synthèse. Pour davantage de comparabilité, des normalisations se font par rapport au nombre d'habitants [KEEP AMERICA BEAUTIFUL, 2021], par rapport à une production globale de déchets [JAMBECK et al., 2015; BALLATORE et al., 2022] ou par rapport à des déchets spécifiques issus de la consommation nomade [KAWECKI et NOWACK, 2019].

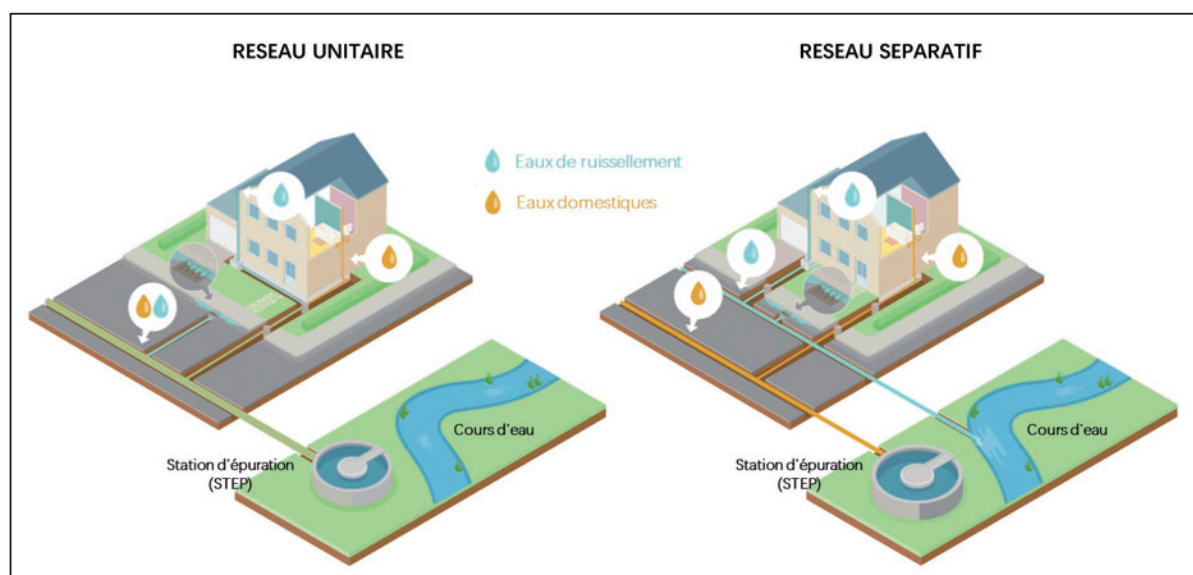


Figure 1. Schéma des réseaux d'eau urbains dits unitaires ou séparatifs (modifié d'après le schéma tiré de <https://monbranchement.fr/fonctionnement-assainissement-collectif>)

Zone	Contexte	Méthode	Taille des objets considérés	Nombre de catégories	Unités	Références
Angleterre	Échelle nationale	Collectes et caractérisations	n.d.	40 catégories	Déchets/site	[KEEP BRITAIN TIDY, 2020]
Danemark, Groenland et les îles Féroé	Échelle nationale	Comptages et collectes participatifs	n.d.	22 catégories de plastiques	Déchets plastiques/m <sup>2</sup>	[SYBERG et al., 2020]
États-Unis	Échelle nationale	Comptages et caractérisations visuels	n.d.	86 catégories	Déchets/mile Déchets/habitant	[KEEP AMERICA BEAUTIFUL, 2021]
Irlande	Échelle nationale	Comptages et caractérisations visuels	n.d.	n.d.	Litter Pollution Index (LPI)	[TOBIN CONSULTING ENGINEERS, 2020]
Inland Empire (États-Unis)	Bords de routes urbaines	Comptages visuels	> 1 cm	112 catégories (Trash Taxonomy)	Déchets/an/km kg/an/km	[COWGER et al., 2022]
Purmerend (Pays-Bas)	Urbain	Comptages participatifs	n.d.	n.d.	Déchets observés/ 1 000 personnes	[BALLATORE et al., 2022]
Vancouver (Canada)	Urbain	Comptages et caractérisations visuels	< 25 cm <sup>2</sup> > 25 cm <sup>2</sup>	96 catégories	Déchets/site	[DILLON CONSULTING, 2019]
Toronto (Canada)	Urbain	Comptages et caractérisations visuels	< 25 cm <sup>2</sup> > 25 cm <sup>2</sup>	90 catégories	Déchets/site	[AET GROUP INC., 2020]
Qazvin (Iran)	Urbain	Comptages et caractérisations visuels	n.d.	19 catégories	Déchets/100 m	[GHOLAMI et al., 2020]
Bassin du Gange (Inde, Bangladesh)	Urbain	Collectes et caractérisations	n.d.	82 catégories	Déchets/m <sup>2</sup>	[YOUNGBLOOD et al., 2022]
Shanghai (Chine)						
Mombasa (Kenya)						
Le Cap (Afrique du Sud)						
Yeongsan (Corée du Sud)	Urbain	Comptages et caractérisations visuels	n.d.	84 catégories	Déchets/m <sup>2</sup>	[SCHUYLER et al., 2021]
Negombo/Colombo (Sri Lanka)						
Kaohsiung (Taiwan)						
Haiphong (Vietnam)						
Bassin de la rivière Passaic (États-Unis)	Urbain	Collectes et caractérisations	> 2,5 cm	47 catégories	Déchets/site g/site cm <sup>2</sup> /site	[ROSSI et al., 2023]
Le Cap (Afrique du Sud)	Urbain	Collectes et caractérisations	> 1 cm	8 catégories	Déchets/100 m/j g (sec)/100 m/j	[RYAN et al., 2020]
Durban (Afrique du Sud)						

**Tableau I. Méthodologies utilisées dans les différentes études sur les déchets abandonnés en fonction de leur zone et leur contexte**

Comme les classifications diffèrent (*tableau I*), certains résultats sont présentés en fonction des catégories de matériaux (papier/carton, plastique...) tandis que d'autres ne le sont qu'en fonction des types de déchets et de leurs usages (mégots de cigarettes, canettes, emballages de confiseries...). Considérant que les mégots de cigarettes contiennent du plastique, certaines classifications intègrent les mégots dans cette catégorie de matériaux [YOUNGBLOOD et al., 2022] tandis que

d'autres les considèrent à part [GHOLAMI et al., 2020; KEEP AMERICA BEAUTIFUL, 2021].

### 1.2.2. Évaluation des flux et typologies de déchets transférés par les eaux pluviales urbaines

Dans les réseaux pluviaux urbains, l'évaluation des flux de déchets se fait généralement à l'aide d'infrastructures conçues pour collecter les déchets et limiter les apports aux milieux, les stations/structures de traite-

ment et les cours d'eau récepteurs : des dégrilleurs, des avaloirs sélectifs, des séparateurs hydrodynamiques, des bacs de récupération placés dans les avaloirs ou des filets placés aux exutoires (figure 2A à E). Les dégrilleurs ont généralement les mailles les plus grossières (20 mm [ROGNARD et FINCK, 2020]; 1 ou 6 cm [TREILLES et al., 2021]), tandis que les filets ont des mailles de tailles intermédiaires et variables en fonction des exutoires à équiper (1, 2, 6 ou 30 mm [TRAMOY et al., 2022a]; 7,5 mm [WEIDEMAN et al., 2020]). Le colmatage des filets permet toutefois de capter des déchets de plus petite taille [TRAMOY et al., 2022a]. Les séparateurs hydrodynamiques et les bacs de récupération placés dans les avaloirs permettent de récupérer les tailles d'objets les plus fines (5 mm [MALIK et al., 2021; MARTINEZ et GRIFFITHS, 2023; SHEROW et al., 2023]). Mais toutes les études ne détaillent pas le type d'infrastructure utilisée (MUHSIN et SOERYANTONO [2019] par exemple).

Les flux calculés sont classiquement exprimés en t/an, généralement une fois les déchets séchés. Pour permettre des comparaisons entre les études, ces flux sont normalisés soit au nombre d'habitants de la surface drainée, soit à la surface drainée par le réseau de collecte (en ha). Ces approches diffèrent selon la conceptualisation de l'export des déchets et l'objectif de l'étude. C'est-à-dire que la normalisation au nombre d'habitants tient davantage compte de la génération

de déchets au sol, qui est comparé à la production globale de déchets par habitant. Tandis que la normalisation par la surface drainée aborde l'export de déchets par une approche hydrologique tenant davantage compte de l'intensité du vecteur de transfert, le ruissellement. En ce sens, la surface drainée prise en compte par TREILLES et al. [2021] est uniquement la surface imperméable du bassin versant, mais dans la majorité des cas, cette distinction n'est pas effectuée. Dans une approche similaire, ces flux sont quelquefois exprimés selon le volume d'eau écoulé.

Comme dans les études sur les surfaces urbaines, les classifications diffèrent avec certaines études qui définissent des groupes d'objets selon les matériaux et leurs usages ou qui ne reportent simplement que les types de matériaux. D'autres études utilisent des classifications détaillées utilisées pour le milieu marin, comme la classification européenne des commissions d'Oslo-Paris et de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (Ospar/Dcsmm) ou la base de données de l'initiative australienne des débris marins (AMDI).

## 2. Densités et flux en chiffres

### 2.1. Densités de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines

Les densités de déchets quantifiées sont très variables en fonction des zones considérées (figure 3) indépendamment de la gamme de taille des déchets visés.

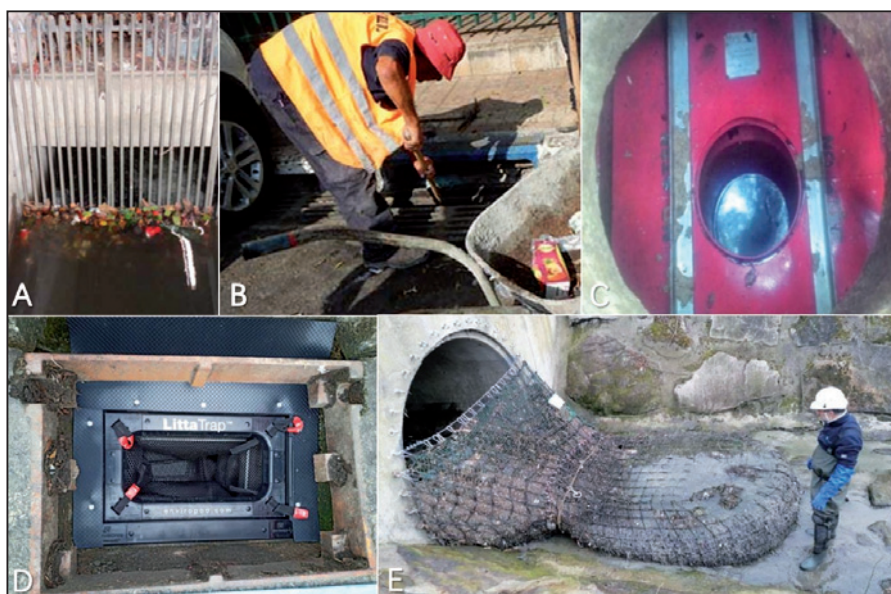


Figure 2. Photos des différentes infrastructures de collecte de déchets (A : dégrilleurs, tiré de ROGNARD et FINCK [2020]; B : avaloir sélectif, tiré de PASTERNAK et al. [2021]; C : séparateur hydrodynamique, tiré de MALIK et al. [2021]; D : bac de récupération, tiré de MARTINEZ et GRIFFITHS [2023]; E : filet, tiré de TRAMOY et al. [2022a]) utilisées dans les études sur les flux de déchets à l'exutoire des réseaux pluviaux

Les seules études relatant des flux estiment des taux d'accumulation d'environ 68 000 déchets/km/an au Cap (soit 330 kg/km/an, Afrique du Sud) et d'environ 40 000 déchets/km/an à Durban (soit 140 kg/km/an, Afrique du Sud, [RYAN *et al.*, 2020]) comme en Californie du Sud (soit 1 170/km/an, États-Unis, [COWGER *et al.*, 2022]). À noter que pour un flux similaire en nombre, le flux massique est très différent entre Durban et la Californie du Sud, mais l'étude de COWGER *et al.* [2022] est focalisée sur des bordures de routes urbaines et les déchets observés pouvaient donc être de plus grande taille.

Aux États-Unis, sur la base des masses de déchets collectés par Keep America Beautiful et de la production globale de déchets municipaux, un taux de fuite de déchets dans l'espace public de 2 % a été estimé par JAMBECK *et al.* [2015]. Ce taux de fuite a ensuite été extrapolé à tous les pays comme donnée d'entrée dans leur modèle global d'estimation des fuites de plastiques en mer. En Suisse, KAWECKI et NOWACK [2019] estiment que cette proportion est de 1,2 %, mais s'intéressent uniquement aux tonnages de produits plastiques qu'ils définissent comme issus d'une consommation nomade (films et sacs plastiques, bouteilles, autres emballages de consommation, couverts et pailles). Dans le cadre du projet Litterati aux Pays-Bas, les déchets quantifiés sur les surfaces urbaines correspondent à 1 % des déchets municipaux officiellement collectés [BALLATORE *et al.*, 2022].

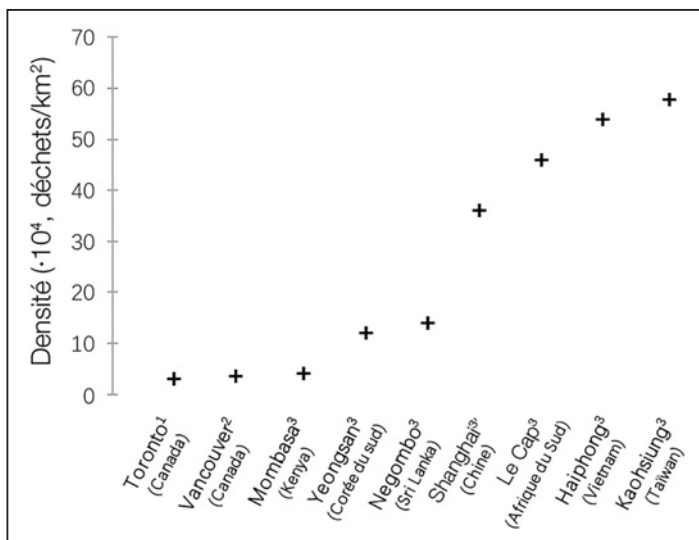
Peu d'informations existent pour comparer ces flux à ceux repris par les services de nettoyage des collectivités dans les corbeilles de rues, par ramassage ou par balayage. Une étude conduite dans la ville de Nice

(France) a permis d'estimer que les services de nettoyage récupéraient 99 % des déchets jetés sur l'espace public, avec 90 % dans les corbeilles de rues (3 700 t/an de déchets, 1 300 t/an de plastiques) et 9 % par ramassage et balayage (360 t/an de déchets, 108 t/an de plastiques; communication personnelle avec les services de nettoyage de Nice). Dans le nord de l'Irlande, des comptages des déchets situés au sol vs. ceux qui étaient placés dans les corbeilles de rues sur différents transects ont permis d'estimer que 60 % des déchets étaient placés dans les corbeilles [KEEP NORTHERN IRELAND BEAUTIFUL, 2020].

## 2.2. Flux de déchets transférés par les eaux pluviales urbaines

Les flux quantifiés dans les réseaux pluviaux présentent des ordres de grandeur de quelques g/habitant/an et de centaines de g/ha/an ou mg/m<sup>3</sup> d'eau écoulé (*tableau II*). À l'échelle européenne, GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ *et al.* [2021] estiment pour un ensemble de rivières des émissions de macroplastiques flottants de l'ordre de 1 à 10 g/habitant/an. Comme ces flux sont du même ordre de grandeur que ceux estimés dans les eaux pluviales, TRAMOY *et al.* [2022a] suggèrent que les eaux pluviales des réseaux séparatifs contribueraient davantage aux flux de macroplastiques exportés que les réseaux unitaires. Dans le cadre du projet Plastoc, des surverses des réseaux unitaires ont été quantifiées à Grenoble et cette contribution apparaît effectivement plus faible que celle des réseaux pluviaux de Goussainville ou Malaunay par exemple (*tableau II*). Le suivi de quatre exutoires sur un an couvre cependant trois ordres de grandeur de flux par habitant (*tableau II*).

Les ordres de grandeur présentés dans le *tableau II* sont surtout relatifs aux eaux urbaines françaises et à ses spécificités en matière de gestion des déchets (collecte de déchets en porte-à-porte, fréquences de nettoyage importantes...) et d'infrastructures (avaloirs et bouches d'égout sélectifs, par exemple). Compte tenu de ces modes de gestion et aménagements, les fuites par les réseaux pluviaux français sont faibles par rapport à la consommation globale de plastiques. À Sucy-en-Brie (France), les flux de plastiques mesurés dans les eaux pluviales correspondent à moins de 0,03 % de la quantité consommée par habitant [TREILLES *et al.*, 2021]. Au Cap (Afrique du Sud), les flux quantifiés sont jusqu'à 100 fois supérieurs à ceux quantifiés en France, mais ces flux couvrent eux aussi trois ordres de grandeur selon l'occupation du sol (industrielle, commerciale et résidentielle, *tableau II*).



<sup>1</sup>[AET GROUP INC., 2020]; <sup>2</sup>[DILLON CONSULTING, 2019]; <sup>3</sup>[SCHUYLER *et al.*, 2021].

Figure 3. Densités de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines de différentes villes

Zone	Réseau	Contexte	Déchets			Déchets plastiques			Références
			g/hab./an	kg/ha/an	mg/m <sup>3</sup>	g/hab./an	kg/ha/an	mg/m <sup>3</sup>	
Le Cap (Afrique du Sud)		Industriel		137,6			71,1		[WEIDEMAN <i>et al.</i> , 2020]
		Commercial / Résidentiel		42,0			21,6		
		Résidentiel		0,9			0,5		
Northland (Nouvelle- Zélande)	Pluvial	Urbain mixte		1,8			1,1		[MARTINEZ et GRIFFITHS, 2023]
Sucy- en-Brie (France)		Résidentiel			28-182	5-19	0,1-0,5	7-134	[TREILLES <i>et al.</i> , 2021]
Goussainville (France)		Urbain mixte	10-20	1		5-10	0,5		
Malaunay 1 (France)		Commercial	2	0,1		2	0,1		[TRAMOY <i>et al.</i> , 2022a]
Malaunay 2 (France)	Mixte	Résidentiel	3	0,2		2*	0,1		
Grenoble (France)	Pluvial	Résidentiel	0,4	0,03	25	0,1	0,006	5	
France		Urbain mixte	41-109			36-96*			[ROGNARD et FINCK, 2020]

\*Estimations en prenant en compte les pourcentages de plastiques et en considérant les textiles sanitaires dans cette catégorie de matériaux.

**Tableau II. Flux de déchets et plastiques quantifiés dans différents types de réseaux de collecte**

### 3. Typologies des déchets

#### 3.1. Sur les surfaces urbaines

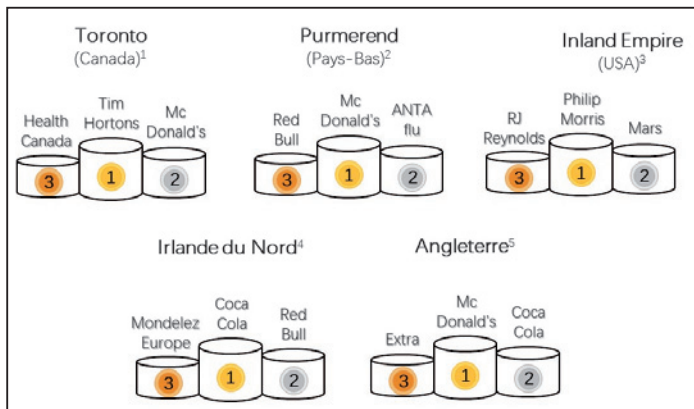
La catégorie des plastiques prédomine dans la majeure partie des études réalisées en milieu urbain [DILLON CONSULTING, 2019; GHOLAMI *et al.*, 2020; RYAN *et al.*, 2020; COWGER *et al.*, 2022; YOUNGBLOOD *et al.*, 2022]. Les mégots sont les types de déchets les plus présents, suivis par les emballages alimentaires et/ou de confiseries [KEEP NORTHERN IRELAND BEAUTIFUL, 2020]. Le top 3 des déchets les plus fréquemment rencontrés est souvent complété par les fragments de plastiques, de papiers ou les cannettes.

La distinction des déchets en fonction de leur typologie et de leur usage selon les différents secteurs économiques peut renseigner sur leurs sources. Compte tenu de la typologie des déchets rencontrés, le tabac et les emballages alimentaires liés à la consommation nomade sont les secteurs économiques qui génèrent le plus de déchets dans l'espace public [RYAN *et al.*, 2020; TOBIN CONSULTING ENGINEERS, 2020; BALLATORE *et al.*, 2022; COWGER *et al.*, 2022]. Les piétons sont souvent identifiés comme les principales sources, car

ce facteur influence les quantités de déchets observées [AET GROUP INC., 2020; ROSSI *et al.*, 2023]. Dans les espaces urbains irlandais par exemple, il a été estimé que 41 % des apports provenaient des piétons [TOBIN CONSULTING ENGINEERS, 2020]. Au Cap et à Durban (Afrique du Sud), RYAN *et al.* [2020] estiment que 95 % des déchets en nombre sont délibérément jetés par les piétons et automobilistes. Toutefois, dans cette étude, tous les déchets à l'exception des débris de véhicules suite à des accidents et les déchets trouvés à proximité des poubelles sont considérés comme délibérément jetés.

Les marques des déchets peuvent aussi renseigner sur le producteur, mais cette approche est moins fréquemment utilisée [COWGER *et al.*, 2022]. Les quelques études relatant les principales marques observées présentent une grande diversité et des top 3 variés selon les endroits. On peut toutefois noter la présence de plusieurs marques de restauration rapide (*figure 4*), souvent pointés du doigt compte tenu de la consommation nomade qu'ils induisent [BASILICO *et al.*, 2020; GHOLAMI *et al.*, 2020; TOBIN CONSULTING ENGINEERS, 2020; KEEP AMERICA BEAUTIFUL, 2021; LOCKWOOD *et al.*, 2021]. De même que la présence de la marque Philip





<sup>1</sup>[AET GROUP INC., 2020] ; <sup>2</sup>[BALLATORE *et al.*, 2022] ; <sup>3</sup>[COWGER *et al.*, 2022] ; <sup>4</sup>[KEEP NORTHERN IRELAND BEAUTIFUL, 2023] ; <sup>5</sup>[KEEP BRITAIN TIDY, 2020].

**Figure 4. Top 3 des marques de déchets abandonnés identifiées dans différentes études**

Morris, leader du marché du tabac<sup>6</sup> et de la marque Coca Cola<sup>7</sup> (figure 4), leader du marché des sodas et considéré comme le plus gros producteur de déchets plastiques (88 milliards de bouteilles, soit 3 Mt/an [HEINRICH BÖLL STIFTUNG *et al.*, 2020]).

### 3.2. Dans les eaux pluviales urbaines

Une difficulté supplémentaire à la récupération des déchets aux exutoires pluviaux est que les déchets se mêlent à d'importantes proportions de débris organiques naturels (feuilles d'arbres par exemple, figure 2E). Ces proportions varient selon les sites et selon les gammes de tailles des débris collectés. Dans l'Huveaune, rivière urbaine française, les débris organiques représentaient 52 % du volume total de matières solides supérieures à 3 cm [TRAMOY *et al.*, 2022b]. À Sucy-en-Brie (France), les débris organiques représentaient respectivement 76 % et 94 % du poids total sec de matières solides supérieures à 6 et 1 cm [TREILLES *et al.*, 2021]. Au Cap (Afrique du Sud), des ordres de grandeur similaires ont été observés (79 % du poids total sec de matières supérieures à 1 cm [WEIDEMAN *et al.*, 2020]) et dans la région du Northland (Nouvelle-Zélande), la proportion de débris végétaux était encore plus importante (99 % du poids total sec de matières supérieures à 5 mm [MARTINEZ et GRIFFITHS, 2023]).

Comme sur les surfaces urbaines, les déchets prédominants dans les réseaux pluviaux sont les déchets plastiques. Cette prédominance est souvent d'autant plus prononcée que le plastique ne se dégrade pas à l'inverse du papier [PASTERNAK *et al.*, 2021;

HANDIUZZAMAN *et al.*, 2022], et qu'en flottant il est plus facilement remobilisé et transféré que les déchets en verre et en métal [TRAMOY *et al.*, 2022b]. Cette prédominance se retrouve d'ailleurs également dans les rivières urbaines réceptrices [CROSTI *et al.*, 2018; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2021; TRAMOY *et al.*, 2022b; CESARINI *et al.*, 2023]. Toutefois, toutes les catégories de matériaux sont généralement observées. La plupart des déchets plastiques observés dans les eaux pluviales sont soit des emballages à usage unique [WEIDEMAN *et al.*, 2020], soit des déchets liés au tabac (mégots et emballages). Ces tendances reflètent celles observées sur les surfaces urbaines et *in fine* les sources de ces déchets. De plus, la présence de certains déchets comme des serviettes hygiéniques ou des lingettes, par exemple, met en évidence des mauvais raccordements des réseaux [TREILLES *et al.*, 2021; TRAMOY *et al.*, 2022a].

## 4. Variabilité spatiotemporelle

### 4.1. Sur les surfaces urbaines

Compte tenu de contextes géographiques variés – pays, typologies des zones de collecte (commerciale...) – et de la diversité de sources potentielles (piétons, automobilistes, consommation nomade...), les densités, la distribution et la typologie de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines varient fortement dans l'espace (figure 3) et dans le temps. D'autant plus que le stock de déchets présents sur les surfaces urbaines est la résultante entre apports et exports liés aux pratiques de nettoyage et/ou au transfert. Ainsi, de nombreux paramètres peuvent influencer selon les échelles spatiales et temporelles considérées. Davantage de connaissances sur les facteurs influençant la distribution spatiale des déchets ont pour l'instant été apportées *a contrario* des facteurs influençant leurs dynamiques temporelles.

#### 4.1.1. La distribution spatiale de l'échelle mondiale à l'échelle locale

À une échelle mondiale, les densités de déchets sont mises en relation directe avec les densités de population, le développement économique [LEBRETON *et al.*, 2017; SCHMIDT *et al.*, 2017; KEEP BRITAIN TIDY, 2020; LOCKWOOD *et al.*, 2021], ainsi que la capacité et l'efficacité des systèmes de gestion des déchets [BASILICO *et al.*, 2020; YOUNGBLOOD *et al.*, 2022].

À l'échelle des villes, la densité de population ne suffit pas à elle seule à expliquer les importantes variations spatiales observées [GHOLAMI *et al.*, 2020; KEEP BRITAIN TIDY, 2020; YOUNGBLOOD *et al.*, 2022] et de

<sup>6</sup> <https://fr.statista.com/statistiques/667455/principales-entreprises-de-tabac-europeennes-classees-par-valeur-de-marche>

<sup>7</sup> <https://cdne.kantar.com/fr/inspirations/brand-growth/2021-brand-footprint-france>

nombreuses études mettent en évidence que ce sont les zones à forte fréquentation (piétonnière et routière) qui sont les plus touchées par la présence de déchets [BURNS & MCDONNELL, 2020; CHAPMAN et BOMFORD, 2020; KARIMI et FAGHRI, 2021b; LOCKWOOD et al., 2021; BALLATORE et al., 2022]. De ce fait, ce sont généralement les zones à fortes densités d'habitations [ROSSI et al., 2023], les axes routiers majeurs [AET GROUP INC., 2020; BURNS & MCDONNELL, 2020] et les zones commerciales qui présentent les densités de déchets abandonnés les plus élevées [GHOLAMI et al., 2020; KEEP BRITAIN TIDY, 2020; PIETZ et al., 2021; XIONG et al., 2022; YOUNGBLOOD et al., 2022]. De plus, les actions de nettoyage mises en place par les collectivités peuvent varier selon les zones [GHOLAMI et al., 2020; TRAMOY et al., 2022a]. Ces différences dans l'usage de l'espace urbain sous-entendent également une variabilité spatiale de la typologie des déchets. Par exemple, à Qazvin (Iran) les déchets étaient principalement composés de mégots dans les zones résidentielles tandis qu'une diversité plus importante était observée dans les zones commerciales, avec davantage de papiers et de plastiques [GHOLAMI et al., 2020]. Ce facteur peut aussi jouer sur l'efficacité des actions de nettoyage qui varient selon le type de déchets (un ramassage plus efficace des bouteilles en plastique que des fragments de plastique par exemple, [STOCKER, 2020]).

Par ailleurs, les déchets tendent à s'accumuler proches de leurs sources [COWGER et al., 2022] donc à l'échelle locale, la présence de déchets dépend essentiellement de la présence d'activités émettrices. Les densités de déchets tendent à augmenter dans les zones d'attente et/ou de détente comme les arrêts de transports en commun, les espaces publics, les magasins, bars et restaurants, etc. [AET GROUP INC., 2020; SYBERG et al., 2020; TOBIN CONSULTING ENGINEERS, 2020;

BALLATORE et al., 2022; XIONG et al., 2022; ROSSI et al., 2023]. La diversité de ces activités émettrices dans les zones commerciales accroît la variabilité spatiale des densités observées au sein de ces zones où, en plus, différents acteurs interviennent (prestataires privés, commerçants et gestionnaires publics) et se partagent l'espace et les actions de nettoyage avec des pratiques différentes. La sensibilité des usagers à la présence de déchets joue également un rôle puisque, par exemple, les endroits où des déchets sont déjà présents pourraient avoir tendance à susciter de nouveaux déchets [LOCKWOOD et al., 2021], ou à l'inverse, des nettoyages spontanés pourraient être entrepris soit par des actions individuelles [AET GROUP INC., 2020], soit par intérêt économique (des commerçants qui peuvent nettoyer leurs devantures [GHOLAMI et al., 2020]). Enfin, la présence de corbeilles de rues et/ou cendriers semble jouer un rôle [KEEP NORTHERN IRELAND BEAUTIFUL, 2020]. À Toronto (Canada), les sites ayant des corbeilles présentaient des densités de déchets plus importantes, mais il est difficile de déterminer si c'est la présence de corbeilles qui induit ces densités ou si les corbeilles répondent simplement à un besoin plus important [AET GROUP INC., 2020].

Une fois au sol, les déchets peuvent s'accumuler dans des endroits plus ou moins visibles et accessibles par les services de nettoyage. Les zones de végétation créent des zones d'accumulation importantes (figure 5), notamment parce que celles-ci sont hors du périmètre des actions de nettoyage et que la remobilisation des déchets nécessite alors des événements météorologiques extrêmes [MELLINK et al., 2022].

#### 4.1.2. La dynamique temporelle

Les observations de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines intègrent différents processus ayant différentes intensités et périodicités : le fait de jeter ou



Figure 5. Exemples d'accumulation de déchets dans des zones végétalisées en milieu urbain

perdre un déchet, la potentielle remobilisation de ces déchets par des actions de nettoyage (services publics, prestataires privés, actions associatives) ou par les événements météorologiques (pluie, vent).

L'étude de BALLATORE *et al.* [2022] à Purmerend (Pays-Bas) indique que les apports de déchets tendent à diminuer en hiver, probablement du fait des conditions météorologiques limitant les activités de plein air. Dans le bassin du Gange (Inde et Bangladesh), l'absence de différence entre les observations antérieures et postérieures aux moussons suggère un renouvellement rapide et régulier des déchets [YOUNGBLOOD *et al.*, 2022]. Des taux d'accumulation stables, quels que soient le site, la fréquence de ramassages collectifs et le confinement lié au Covid ont mené aux mêmes conclusions en Californie du Sud (États-Unis) [COWGER *et al.*, 2022]. En matière de composition, des typologies relativement similaires d'une année à l'autre ont été observées en Irlande [TOBIN CONSULTING ENGINEERS, 2020]. En revanche, à une échelle saisonnière, une recrudescence de mouchoirs et de contenants alimentaires en polystyrène permettant de garder les aliments au chaud au détriment des contenants de boissons froides a été observée en hiver à Mexico (Mexique) [MUÑOZ-CADENA *et al.*, 2012].

## 4.2. Dans les eaux pluviales urbaines

En ne considérant que le transfert des déchets par ruissellement des eaux pluviales, le flux de déchets transféré vers un exutoire est à la fois influencé par (i) le stock de déchets présent à la source, (ii) la typologie des déchets et leur répartition dans l'espace public, (iii) l'intensité du vecteur de transfert et (iv) les caractéristiques du bassin versant comme du réseau. Compte tenu de ces facteurs, le transfert des déchets n'est pas linéaire [TRAMOY *et al.*, 2022a] et est fortement variable dans le temps et dans l'espace.

Le stock de déchets présent sur les surfaces urbaines a une forte variabilité spatiotemporelle et tous les facteurs d'influence, à savoir l'occupation du sol, la fréquentation des sites, les pratiques des citoyens et les actions de nettoyage, vont contribuer à la forte variabilité des flux exportés vers les exutoires pluviaux. Au Cap (Afrique du Sud), WEIDEMAN *et al.* [2020] observent des quantités de déchets exportées jusqu'à 100 fois plus importantes aux exutoires pluviaux de zones industrielles et de zones commerciales qu'au niveau de zones résidentielles (*tableau II*). Dans la région du Northland (Nouvelle-Zélande), MARTINEZ et GRIFFITHS [2023] observent des flux de déchets plus élevés dans des avaloirs situés près d'hôpitaux, de points de restauration rapide et de vente au détail, que dans ceux situés près

d'hôtels, de zones résidentielles et commerciales. À Melbourne (Australie), SHEROW *et al.* [2023] observent des flux plus faibles dans des avaloirs drainant des zones industrielles que dans ceux drainant les centres-villes, les zones commerciales et les infrastructures de transport public.

Ces flux sont à moduler, d'une part, pas les activités, d'autre part par les fréquences de nettoyage dont l'impact a été relevé par VINCENT et HOELLEIN [2017] à Chicago (États-Unis) et par TRAMOY *et al.* [2022b] dans plusieurs communes françaises (Goussainville, Malaunay et Grenoble). Cette variable est toutefois peu évoquée dans les études réalisées sur le sujet.

En Indonésie, puisque les habitants jettent directement leurs déchets dans les réseaux de drainage du fait de défauts de collecte/gestion, des flux 1 000 fois plus importants qu'en France ont été estimés [MUHSIN et SOERYANTONO, 2019].

La répartition des déchets dans l'espace public et leur typologie influencent leur capacité de transfert. Du fait d'un ruissellement plus faible et d'une forte capacité de piégeage dans les zones de végétation, les déchets vont par exemple être moins facilement remobilisés [MELLINK *et al.*, 2022; KHOERIYAH et SEMBIRING, 2023]. À l'inverse, la proximité d'un déchet avec le réseau hydrographique tend à faciliter son transfert [MCCORMICK et HOELLEIN, 2016]. La typologie des déchets va aussi jouer un rôle avec par exemple un transfert favorisé pour les petits déchets légers [PASTERNAK *et al.*, 2021] et flottants [TRAMOY *et al.*, 2022a]. De même, comme évoqué précédemment, le transfert des papiers est limité par leur décomposition. Associé à cela, un phénomène d'accumulation sur les surfaces urbaines est généralement observé puisque les actions de nettoyage ne récupèrent pas la totalité des déchets. Ainsi, plus l'intervalle de temps entre deux événements pluvieux est élevé, plus la quantité de déchets transférée tend à être importante [KIM *et al.*, 2006; TREILLES *et al.*, 2021].

Le transfert de déchets, y compris plastiques, présente une forte saisonnalité [TRAMOY *et al.*, 2022b], surtout selon les paramètres hydrométéorologiques. Bien que ces facteurs ne suffisent pas à expliquer à eux seuls la variabilité temporelle des flux de déchets, des augmentations suivant l'intensité des événements pluvieux [TREILLES *et al.*, 2021] et du volume écoulé [KIM *et al.*, 2006; MALIK *et al.*, 2021; MARTINEZ et GRIFFITHS, 2023] ont déjà été observées.

Enfin, les aménagements des réseaux unitaires/séparatifs jouent un rôle important sur le transfert des déchets. Dans le cadre du projet Plastoc, la présence d'avaloirs à grilles et à décanteur (exemples en *figure 6*) semble



Figure 6. Exemples d'accumulation de déchets au niveau d'avaloirs à paroi siphonoïde (à gauche) ou à grille (à droite)

en effet être à l'origine des valeurs de flux relativement faibles à Malaunay et à Grenoble (France [TRAMOY et al., 2022a]). Une fois dans les réseaux, les déchets peuvent également rester bloqués par certaines structures et/ou obstacles à l'écoulement et créer des colmatages empêchant le bon écoulement des eaux pluviales [BASILICO et al., 2020]. Les déchets, y compris plastiques, peuvent donc avoir des temps de résidence plus importants dans les zones urbaines que ce que l'on pourrait croire [TREILLES et al., 2021], et rejoindre le milieu hydrologique récepteur sous une forme plus ou moins dégradée [BASILICO et al., 2020].

## 5. Enseignements à retenir

L'insuffisance des études scientifiques sur le sujet et la variabilité des méthodes actuellement employées limitent la comparabilité et la généralisation des résultats. Certains enseignements peuvent malgré tout être retirés. Les déchets diffus abandonnés en milieu urbain peuvent constituer une source considérable de plastiques, mais les densités de déchets sont très variables dans l'espace et dans le temps. La distribution spatiale des déchets dépend principalement de leurs sources et de leurs zones d'accumulation. Ces deux facteurs sont essentiellement liés à l'occupation du sol et à l'usage de l'espace urbain, qui influence les intensités de fréquentation des zones urbaines, les activités locales ainsi que la collecte/remobilisation et la mobilité des déchets. Lorsqu'elles sont mises en place, les activités de nettoyage récupèrent la majeure partie des déchets abandonnés sur les surfaces urbaines, mais une gestion encore plus efficace pourrait être initiée en étant davantage adaptée aux principales sources et zones d'accumulation de déchets, telles que les espaces verts. Les résultats seraient néanmoins différents si l'on considère qu'une meilleure gestion des zones d'accumulation réduirait principalement la contamination de

l'environnement urbain, alors que l'action sur les sources de déchets semble être le meilleur moyen de réduire les taux de déchets diffus abandonnés, compte tenu de la régénération rapide des déchets résultant d'apports continus.

Les eaux pluviales sont une voie de transfert importante pour les déchets des surfaces urbaines aux milieux aquatiques récepteurs. Leur rôle est d'autant plus important pour les déchets plastiques dont le transfert est favorisé. La quantification des flux de déchets transférés par les eaux pluviales est toutefois difficile, car elle nécessite des infrastructures spécifiques, une gestion des débris organiques naturels et une bonne connaissance des réseaux et potentielles sources de déchets au niveau des exutoires. Les taux de fuite quantifiés jusqu'alors couvrent de larges ordres de grandeur. Compte tenu de la grande diversité de variables qui influent et qui sont rarement précisées dans les études sur les déchets dans les eaux pluviales urbaines (facteurs climatologiques, surface imperméabilisée, type de réseaux pluviaux, présence d'infrastructures sélectives dans les réseaux pluviaux, fréquences de nettoyage...), les taux de fuite sont difficiles à comparer et *a fortiori* à généraliser. Des fréquences de nettoyage importantes et la présence d'infrastructures sélectives dans les réseaux pluviaux semblent toutefois permettre un abattement important des taux de fuite par rapport à la consommation globale de plastiques.

## Remerciements

Cette synthèse bibliographique a été réalisée dans le cadre du projet Stritter (2021 – 2024) – Suivi des macro-déchets sur les surfaces urbaines et dans les eaux de ruissellement : typologie, flux et facteurs d'influence – cofinancé par Citeo, la région Pays de la Loire et Nantes Métropole, et réalisé en collaboration avec le Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (Leesu).

## Bibliographie

- AET GROUP INC. (2020) : 2020 Litter Audit for the City of Toronto. 88 p.
- BALLATORE A., VERHAGEN T.J., LI Z., CUCURACHI S. (2022) : « This city is not a bin: Crowdmapping the distribution of urban litter ». *Journal of Industrial Ecology*; 26 (1) : 197-212.
- BASILICO L., STAUB P.-F., DRIS R. (2020) : *La pollution plastique. De nouvelles connaissances et des pistes pour l'action publique*. Office français de la biodiversité. Collection Rencontres-Synthèse, 112 p.
- BURNS & MCDONNELL (2020) : Pennsylvania Litter Research Study Final Report. 110 p. Disponible en ligne : <https://files.dep.state.pa.us/waste/Bureau%20of%20Waste%20Management/WasteMgtPortalFiles/Littering/Pennsylvania%20Litter%20Research%20Study%20Final%20Report%201.30.2020.pdf>
- CESARINI G., CROSTI R., SECCO S., GALLITELLI L., SCALICI M. (2023) : « From city to sea: Spatiotemporal dynamics of floating macrolitter in the Tiber River ». *Science of the Total Environment*; 857 : 159713.
- CHAPMAN C., BOMFORD K. (2020) : *Litter in lockdown. A study of litter in the time of coronavirus*. Full report from the Cleaner Counties Project for the county of Essex. 35 p.
- COWGER W., GRAY A., HAPICH H., OSEI-ENIN J., OLGUIN S., HUYNH B. et al. (2022) : « Litter origins, accumulation rates, and hierarchical composition on urban roadsides of the Inland Empire, California ». *Environmental Research Letters*; 17 (1) : 015007.
- CROSTI R., ARCANGELI A., CAMPANA I., PARABOSCHI M., GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ D. (2018) : « 'Down to the river': amount, composition, and economic sector of litter entering the marine compartment, through the Tiber river in the Western Mediterranean Sea ». *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*; 29 (4) : 859-66.
- DILLON CONSULTING (2019) : City of Vancouver. *Street Litter Audits. 2019 Results*. 71 p.
- GHOLAMI M., TORKASHVAND J., REZAEI KALANTARI R., GODINI K., JONIDI JAFARI A., FARZADKIA M. (2020) : « Study of littered wastes in different urban land-uses: An environmental status assessment ». *Journal of Environmental Health Science and Engineering*; 18 (2) : 915-24.
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ D., CÓZAR A., HANKE G., VIEJO J., MORALES-CASELLES C., BAKIU R. et al. (2021) : « Floating macrolitter leaked from Europe into the ocean ». *Nature Sustainability*; 4 (6) : 474-83.
- HALL J.R., ACKOFF R.L. (1972) : « A systems approach to the problems of solid waste and litter ». *Journal of Environmental Systems*; 2 (4) : 351-64.
- HANDIUZZAMAN M., SALEHI M., FUJIWARA T. (2022) : « Plastic litter fate and contaminant transport within the urban environment, photodegradation, fragmentation, and heavy metal uptake from storm runoff ». *Environmental Research*; 9 : 113183.
- HEINRICH BÖLL STIFTUNG (2020) : *La Fabrique Écologique, Atlas du plastique. Faits et chiffres sur le monde des polymères synthétiques*. 31 p. Disponible en ligne : <http://fr.boell.org/fr/atlas-du-plastique>
- JAMBECK J.R., GEYER R., WILCOX C., SIEGLER T.R., PERRYMAN M., ANDRADY A. et al. (2015) : « Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean ». *Science*; 347 : 768-71.
- KARIMI K., FAGHRI A. (2021a) : « The Issues of Roadside Litter: A Review Paper ». *Current Urban Studies*; 9 (4) : 779-803.
- KARIMI K., FAGHRI A. (2021b) : *Litter on Delaware Roadways*. Delaware Department of Transportation. 104 p.
- KAWECKI D., NOWACK B. (2019) : « Polymer-specific modeling of the environmental emissions of seven commodity plastics as macro- and microplastics ». *Environmental Science & Technology*; 53 (16) : 9664-76.
- KEEP AMERICA BEAUTIFUL (2021) : *Keep America Beautiful: 2020 National Litter Study Summary Report*. 47 p.
- KEEP BRITAIN TIDY (2020) : *Litter Composition Analysis – Summary Report*. 63 p.
- KEEP NORTHERN IRELAND BEAUTIFUL (2020) : *Litter Composition Report 2019/20*. 16 p.
- KEEP NORTHERN IRELAND BEAUTIFUL (2023) : *Litter Composition Analysis Report 2022/23*. 18 p.
- KHOERiyAH Z.B.A., SEMBIRING E. (2023) : « Role of wind, ground surface, and slope in plastic waste movement on terrestrial environments ». *IOP Conference Series : Earth and Environmental Science*; 1257 : 012007.
- KIM L.-H., KANG J., KAYHANIAN M., GIL K.-I., STENSTROM M.K., ZOH K.-D. (2006) : « Characteristics of litter waste in high-water storm runoff ». *Water Science & Technology*; 53 (2) : 225-34.
- LEBRETON L.C.M., VAN DER ZWET J., DAMSTEEG J.-W., SLAT B., ANDRADY A., REISSER J., (2017) : « River plastic emissions to the world's oceans ». *Nature Communications*; 8 : 15611.
- LEDIEU L., TRAMOY R., RICORDEL S., ASTRIE D., TASSIN B., GASPERI J. (2022) : « Amount, composition and sources of macrolitter from a highly frequented roadway ». *Environmental Pollution*; 303 : 119145.
- LOCKWOOD B., WYANT B.R., GRUNWALD H.E. (2021) : « Locating litter: An exploratory multilevel analysis of the spatial patterns of litter in Philadelphia ». *Environment and Behavior*; 53 (6) : 601-35.
- MALIK N.K.A., MANAF L.A., JAMIL N.R., ROSLI M.H., ASH'AARI Z.H., OTHMAN M.A.E. (2021) : « Influence of hydrological runoff and catchment characteristics on accumulation floatable litter load in gross pollutant trap (GPT) ». *Journal of Material Cycles and Waste Management*; 23(3) : 1289-302.
- MARTINEZ E., GRIFFITHS R.G. (2023) : « Assessing litter loads and composition from urban stormwater discharges in Northland ». Northland Regional Council, Whangārei, New Zealand, 110, Report No: TR2023/CWQlty/01.
- MCCORMICK A.R., HOELLEIN T.J. (2016) : « Anthropogenic litter is abundant, diverse, and mobile in urban rivers: Insights from cross-ecosystem analyses using ecosystem and community ecology tools: Ecology of anthropogenic litter in rivers ». *Limnology and Oceanography*; 61 (5) : 1718-34.
- MEIJER L.J.J., VAN EMMERIK T., VAN DER ENT R., SCHMIDT C., LEBRETON L. (2021) : « More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean ». *Science Advances*; 7 (18) : eaaz5803.

- MELLINK Y., VAN EMMERIK T., KOOI M., LAUFKÖTTER C., NIEMANN H. (2022) : « The plastic pathfinder: A macroplastic transport and fate model for terrestrial environments ». *Frontiers in Environmental Science*; 10 : 1369.
- MUHSIN M., SOERYANTONO H. (2019) : « A quantitative dynamic model for managing litter abundance in the trash trap of an urban lake in Indonesia ». *Journal of Environmental Science and Sustainable Development*; 2 (1) : 97-116.
- MUÑOZ-CADENA C.E., LINA-MANJARREZ P., ESTRADA-IZQUIERDO I., RAMÓN-GALLEGOS E. (2012) : « An approach to litter generation and littering practices in a Mexico city neighborhood ». *Sustainability*; 4 (8) : 1733-54.
- PASTERNAK G., RIBIC C.A., SPANIER E., ZVIELY D. (2021) : « Stormwater systems as a source of marine debris: a case study from the Mediterranean coast of Israel ». *Journal of Coastal Conservation*; 25 (1) : 27.
- PIETZ O., AUGENSTEIN M., GEORGAKAKOS C.B., SINGH K., MCDONALD M., WALTER M.T. (2021) : « Macroplastic accumulation in roadside ditches of New York State's Finger Lakes region (USA) across land uses and the COVID-19 pandemic ». *Journal of Environmental Management*; 298 : 113524.
- ROGNARD F., FINCK J.-S. (2020) : *Macro-déchets anthropiques et assainissement. Enjeux et leviers d'action pour une réduction des flux dans les milieux récepteurs*. Éd. Cerema, collection : Données. 45 p.
- ROSSI A., WU M., WOLDE B.T., ZERBE K.W., DAVID HSU T.-T., GIUDICELLI A., DA SILVA R. (2023) : « Understanding the factors affecting the quantity and composition of street litter: Implication for management practices ». *Heliyon*; 9 (3) : e14245.
- RYAN P.G., MACLEAN K., WEIDEMAN E.A. (2020) : « The Impact of the COVID-19 lockdown on urban street litter in South Africa ». *Environmental Processes*; 7 (4) : 1303-12.
- SCHMIDT C., KRAUTH T., WAGNER S. (2017) : « Export of plastic debris by rivers into the sea ». *Environmental Science & Technology*; 51 (21) : 12246-53.
- SCHUYLER Q., WILCOX C., LAWSON T.J., RANATUNGA R.R.M.K.P., HU C.-S., GLOBAL PLASTICS PROJECT PARTNERS, HARDESTY B.D. (2021) : « Human population density is a poor predictor of debris in the environment ». *Frontiers in Environmental Science*; 9 : 583454.
- SHEROW B., GACUTAN J., TAIT H., JOHNSTON E.L., CLARK G.F. (2023) : « Land use and COVID-19 lockdowns influence debris composition and abundance in stormwater drains ». *Science of the Total Environment*; 871 : 161908.
- STOCKER S. (2020) : *Quantifying litter emissions into the Swiss environment – A bottom-up approach focusing on roads* [Stage de Master]. École polytechnique fédérale de Lausanne. 82 p.
- SYBERG K., PALMQVIST A., KHAN F.R., STRAND J., VOLLERTSEN J., CLAUSEN L.P.W. et al. (2020) : « A nationwide assessment of plastic pollution in the Danish realm using citizen science ». *Scientific Reports*; 10 : 17773.
- TASSERON P., ZINSMEISTER H., RAMBONNET L., HIEMSTRA A.-F., SIEPMAN D., VAN EMMERIK T. (2020) : « Plastic hotspot mapping in urban water systems ». *Geosciences*; 10 (9) : 342.
- TASSERON P., BEGEMANN F., JOOSSE N., PLOEG M.V.D., DRIEL J.V., EMMERIK T.V. (2023) : « Amsterdam urban water systems as entry points for river plastic pollution ». *Environmental Science and Pollution Research*; 30 (29) : 73590-9.
- TOBIN CONSULTING ENGINEERS (2020) : *The national litter pollution monitoring system – litter monitoring body system results 2019*. 68 p.
- TRAMOY R., GASPERI J., TASSIN B. (2022a) : *Plastoc: Indicateurs de la pollution en macrodéchets dans l'environnement et estimation des flux issus des eaux urbaines*. Laboratoire Eau Environnement et Systèmes urbains (Leesu), 80 p.
- TRAMOY R., BLIN E., POITOU I., NOÛS C., TASSIN B., GASPERI J. (2022b) : « Riverine litter in a small urban river in Marseille, France: Plastic load and management challenges ». *Waste Management*; 140 : 154-63.
- 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.
- VINCENT A.E.S., HOELLEIN T.J. (2017) : « Anthropogenic litter abundance and accumulation rates point to seasonal litter sources on a great lakes beach ». *Journal of Contemporary Water Research & Education*; 160 (1) : 72-84.
- WEIDEMAN E.A., PEROLD V., ARNOLD G., RYAN P.G. (2020) : « Quantifying changes in litter loads in urban stormwater run-off from Cape Town, South Africa, over the last two decades ». *Science of the Total Environment*; 724 : 138310.
- XIONG N., YANG X., ZHOU F., WANG J., YUE D. (2022) : « Spatial distribution and influencing factors of litter in urban areas based on machine learning – A case study of Beijing ». *Waste Management*; 142 : 88-100.
- YOUNGBLOOD K., BROOKS A., DAS N., SINGH A., SULTANA M., VERMA, G. et al. (2022) : « Rapid characterization of macroplastic input and leakage in the Ganges river basin ». *Environmental Science & Technology*; 56 (7) : 4029-38.