ESTIMATION DES FLUX DE MACRODÉCHETS SUR LE BASSIN DE LA SEINE

Romain Tramoy, Johnny Gasperi, Bruno Tassin, Florian Rognard

▶ **To cite this version:**

Romain Tramoy, Johnny Gasperi, Bruno Tassin, Florian Rognard. ESTIMATION DES FLUX DE MACRODÉCHETS SUR LE BASSIN DE LA SEINE. [Rapport de recherche] LEESU; MTES; UPEC; ENPC. 2019. hal-02381331

HAL Id: hal-02381331
https://hal.science/hal-02381331

Submitted on 26 Nov 2019

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.

UPEC
UNIVERSITÉ
PARIS-EST CRÉTEIL
VAL DE MARNE
Connaissance - Action

École des Ponts
ParisTech

ESTIMATION DES FLUX DE MACRODÉCHETS SUR LE BASSIN DE LA SEINE

Auteur :

Romain Tramoy

Relecteurs/contributeurs :

Johnny Gasperi, Bruno Tassin, Florian Rognard

leesu

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE
ET SOLIDAIRE

Remerciements

Nous tenons à remercier toutes celles et ceux qui nous ont aidé à mener à bien cette étude pendant 2 ans, en premier lieu le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire pour son financement et ses chargés de mission Sarah Sananes, puis Bénédicte Jénot. Merci également au comité de pilotage pour ses avis éclairés, Florian Rognard pour le CEREMA, François Galgani pour l'IFREMER, Johnny Gasperi et Bruno Tassin pour le LEESU. Merci au SIAAP pour le partage de leurs données issues des barrages flottants et leur collaboration. Merci à Hydrowatt et M. Richard pour sa disponibilité et ses informations sur les refus de dégrillage des centrales hydroélectrique. Le développement de méthodologies innovantes n'aurait pas été possible sans Marie Calleau de Naturaul'un et les acteurs de la compréhension et de la gestion de l'estuaire de la Seine que sont, entre autres : Le GPMR, le GIP Seine Aval avec Cédric Fisson, l'agence de l'eau Seine-Normandie et les départements de l'Eure et de la Seine Maritime en la personne de Brigitte Viault. Merci à Julien Leroux et Philippe Dubois du LEESU pour leur aide technique sur les trajectoires GPS. Merci également à l'aide inestimable apportée par Laurent Colasse de SOS Mal de Seine et par Damien Ono-Dit-Biot de la Maison de l'Estuaire. Merci aux citoyens, jeunes et moins jeunes, d'avoir fait vivre les sciences participatives comme les riverains Pierre et Gérard. Et merci à toutes celles et ceux que nous aurions pu oublier…

Un remerciement particulier à Sym Art's (https://www.facebook.com/sym.sculpteur.3) pour cette œuvre réalisée en octobre 2019 à Vierville-Sur-Mer, Basse-Normandie.

SOMMAIRE

..... 3
1. CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE 9
2. SYNTHÈSE 10
3. CONTEXTE GÉNÉRAL 13
4. METHODOLOGIES 18
4.1. MODELISATION CONCEPTUELLE 21
4.1.1. PROTOCOLE 21
4.1.2. ESTIMATION DES FLUX DE PLASTIQUE 22
4.1.3. PERTINENCE DE LA METHODE 23
4.2. BARRAGES FLOTTANTS 27
4.2.1. PROTOCOLE 27
4.2.2. ESTIMATION DES FLUX : EXTRAPOLATION AUX DEBITS 28
4.2.3. PERTINENCE DE LA METHODE 31
4.3. COMPTAGES VISUELS 35
4.3.1. PROTOCOLE 35
4.3.2. ESTIMATION DES FLUX NUMÉRIQUES ET MASSIQUES 37
4.3.3. PERTINENCE DE LA METHODE 42
4.4. LES BARRAGES ET CENTRALES HYDROÉLECTRIQUES 44
4.4.1. ESTIMATION DES FLUX 46
4.4.2. PERTINENCE DE LA METHODE 48
4.5. ECHANTILLONNAGES IN SITU 51
4.5.1. COLLECTE DYNAMIQUE EN BATEAU, PROTOCOLE 51
4.5.2. MESURE DES VOLUMES FILTRES 51
4.5.3. ESTIMATION DES FLUX DE PLASTIQUE 52
4.5.4. PERTINENCE DE LA METHODE 54
4.6. APPROCHE PROBABILISTE DYNAMIQUE 56
4.6.1. PROTOCOLE 57
4.6.2. TAUX DE COLLECTE DE NATURAUL'UN 60
4.6.3. DYNAMIQUE DE TRANSFERT AMONT-AVAL 63
4.6.4. ESTIMATION DES FLUX DE PLASTIQUE 69
4.6.5. PERTINENCE DE LA MEHODE 70
5. RECOMMANDATIONS 74
5.1. SUIVI DES MACRODECHETS DANS LES RIVIERES 74
5.2. STANDARDISATION DES PROTOCOLES DE MESURE 77

6. STRATÉGIE DE RÉDUCTION DES FLUX REJETÉS À LA MER 79
6.1. OUTILS D'ÉVALUATION 79
6.2. RESTRICTIONS ET INTERDICTIONS DE MISE SUR LE MARCHÉ 80
6.3. LA CONSIGNE 81
6.4. LE RECYCLAGE 82
6.5. LA « CROISSANCE VERTE » 86
7. ANNEXES 88
7.1. MODELISATION CONCEPTUELLE AUTOMATISEE 88
7.2. QUANTITES DE DEBRIS DES BARRAGES FLOTTANTS DU SIAAP 88
7.3. SIGNALEMENTS DES DECHETS MARQUES 88
7.4. SYNTHESE DES TRAJECTOIRES GPS 88
7.5. DECHETS DE FOND EN BAIE DE SEINE 88
RÉFÉRENCES 91

Port en Eau profonde d'Antifer, façade Manche à 20 kilomètres au nord du Havre, septembre 2018

1. CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE

Le présent rapport restitue les résultats du projet MacroPLAST qui porte sur l'estimation des flux de macrodéchets, issus du bassin de la Seine et rejetés à la mer. L'étude s'est focalisée sur les macrodéchets plastiques aussi appelés « macroplastiques », du fait de la forte proportion de plastique parmi les macrodéchets. Cette étude a été commandée par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (MTES) et s'est déroulée d'octobre 2017 à septembre 2019. L'étude s'inscrit dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre de Surveillance du Milieu Marin de 2008 (DCSMM) de l'Union Européenne et plus précisément dans le cadre du descripteur 10 (Galgani et al., 2010) intitulé : « Propriétés et quantités de déchets marins ne provoquant pas de dommages à l'environnement côtier et marin ». Diverses actions relatives aux déchets marins sont initiées afin de réduire à la source leur quantité en mer et sur le littoral.

Le projet MacroPLAST se situe à l'amont de ces actions en participant à l'élaboration du diagnostic en matière de pollution plastique. Mieux appréhender les apports fluviaux et leur dynamique est en effet la condition préalable à leur réduction significative en mer, puis à l'évaluation des politiques publiques mis en œuvre pour les réduire. Durant le projet MacroPLAST, différentes méthodes ont été testées et mises en œuvre avec les objectifs suivants :

- Tester et développer des méthodes de quantification existantes et innovantes,
- Appréhender la dynamique des flux pour mieux les quantifier,
- Quantifier les flux de macroplastiques transitant en Seine,
- Développer une méthodologie de quantification des flux de macroplastiques réplicables sur d'autres bassins.

2. SYNTHÈSE

Au cours du projet MacroPLAST, 6 méthodes ont été testées pour quantifier les flux de macroplastiques. Ces méthodes peuvent se classer dans deux grandes familles :

- Des méthodes indirectes sur la base de statistiques ou de probabilités de collecte,
    - Modélisation conceptuelle sur la base de statistiques (population, production de déchets plastiques par habitant, taux de fuite (*cf.* §4.1).
    - Probabilités couplées à la dynamique de transfert des macroplastiques (*cf.* §4.6).
- Des méthodes directes qui permettent de remonter à une concentration de plastique extrapolée à l'année et au débit,
    - Barrages flottants, comme ceux du SIAAP en agglomération parisienne (*cf.* §0).
    - Infrastructures qui font obstacle à l'écoulement comme les barrages hydroélectriques (*cf.* §4.4).
    - Comptages visuels depuis des ponts (*cf.* §4.3).
    - Prélèvement *in situ* à l'aide de filets depuis un bateau ou des infrastructures fixes (*cf.* §4.5).

Chaque méthode a été évaluée suivant des critères de fiabilité, représentativité, mise en œuvre, reproductibilité, réplicabilité et les critères du JRC2017 que sont la localisation par rapport à l'embouchure et la représentativité temporelle. Selon ces critères, l'approche probabiliste dynamique fournirait les résultats les plus fiables avec des estimations de flux à la mer compris entre 100 et 200 t/an, dont 30 t/an de déchets plastiques très grossiers (> 5 cm). Cette approche repose sur (i) des probabilités de collecte quotidienne dans l'estuaire de la Seine par l'entreprise d'insertion Naturaul'un, et (ii) la dynamique de transfert des déchets dans l'estuaire grâce à des balises GPS flottantes et semi-immergées. Cette approche a par ailleurs mis en évidence le rôle des estuaires à méandre sous l'action de la marée dans le transfert des macroplastiques à la mer. Ce type d'estuaire constitue en effet une zone d'accumulation privilégiée où les macroplastiques peuvent se fragmenter en microplastiques durant leur long temps de séjour ; de plusieurs semaines à plusieurs décennies.

Une figure de synthèse présente l'ensemble des estimations de flux de plastique à la mer et des estimations de l'impact des nettoyages, ainsi que leur degré de confiance (**Figure 1**). **Il ne s'agit pas de permettre l'élaboration d'un bilan global entre les flux à la mer et les quantités de plastique retirées chaque année**. L'hétérogénéité des méthodes d'estimation de

flux et l'hétérogénéité des données de nettoyage ne le permettent pas. Cependant, une convergence d'ordres de grandeur peut être observée entre (i) les flux sortants estimés par l'approche probabiliste, les comptages visuels et les barrages hydroélectriques, surtout en ce qui concerne les macroplastiques > 5 cm, et (ii) les flux captés par les différentes opérations de nettoyage. Ces opérations de nettoyages retireraient entre 70 et 130 t/an de plastique (**Figure 1**). Compte tenu des classes de tailles facilement ramassées, c'est-à-dire des classes de tailles de plusieurs cm, cette quantité de déchets serait de 2 à 4 fois supérieure au flux de gros macroplastiques estimé (30 t/an). En revanche, elle serait environ 2 fois inférieure au flux total de macroplastiques en mer (100 à 200 t/an). Avec toute la prudence que les multiples incertitudes et hétérogénéités imposent, les résultats semblent en accord avec une relativement bonne efficacité des nettoyages en général pour écrêter le flux à la mer des macroplastiques les plus grossiers. A partir de cette analyse, deux conclusions s'imposent :

- Malgré la **contribution minime du bassin de la Seine à la pollution plastique mondiale** (*e.g.* comparée au Sud-Est Asiatique), la faible densité apparente des plastiques de consommation courante (*e.g.* emballages) leur confère une capacité à polluer visuellement l'environnement de manière importante. **Une seule tonne de macroplastiques peut en effet recouvrir plusieurs kilomètres** de berges naturelles (Données OSPAR fluviatile, SOS Mal de Seine). Les photos de berges de ce rapport en témoignent.
- **Les nettoyages** de tout type semblent déjà être **très efficaces pour réduire la pollution plastique la plus grossière**. Leur coût/efficacité peut potentiellement être optimisé, mais **ils ne règleront pas le flux résiduel** de quelques dizaines de tonnes composées de macroplastiques plus fins, inférieurs à une dizaine de centimètre. **Ce n'est donc pas dans les solutions curatives que se jouent l'objectif « zéro plastique en mer », mais dans des changements structurels du « système plastique ».**

De manière plus générale, la pollution plastique est symptomatique d'un modèle économique qui repose sur le mythe de la croissance infinie (Meadows et al., 1972, 2004; Ehrlich and Ehrlich, 2016). La « croissance verte », au travers du recyclage et au nom de « l'économie circulaire », participe de la perpétuation de ce mythe par-delà toute analyse rationnelle (cf. §6.5). La prolifération des déchets, qu'ils soient « bien gérés » ou non, n'est qu'une des externalités négatives de cette croissance. Les conséquences de ces externalités sur les écosystèmes, le système climatique ou l'érosion de la biodiversité appellent en effet à

l'émergence urgente de modèles économiques « post-croissance » en adéquation avec les contraintes physiques d'un monde fini.

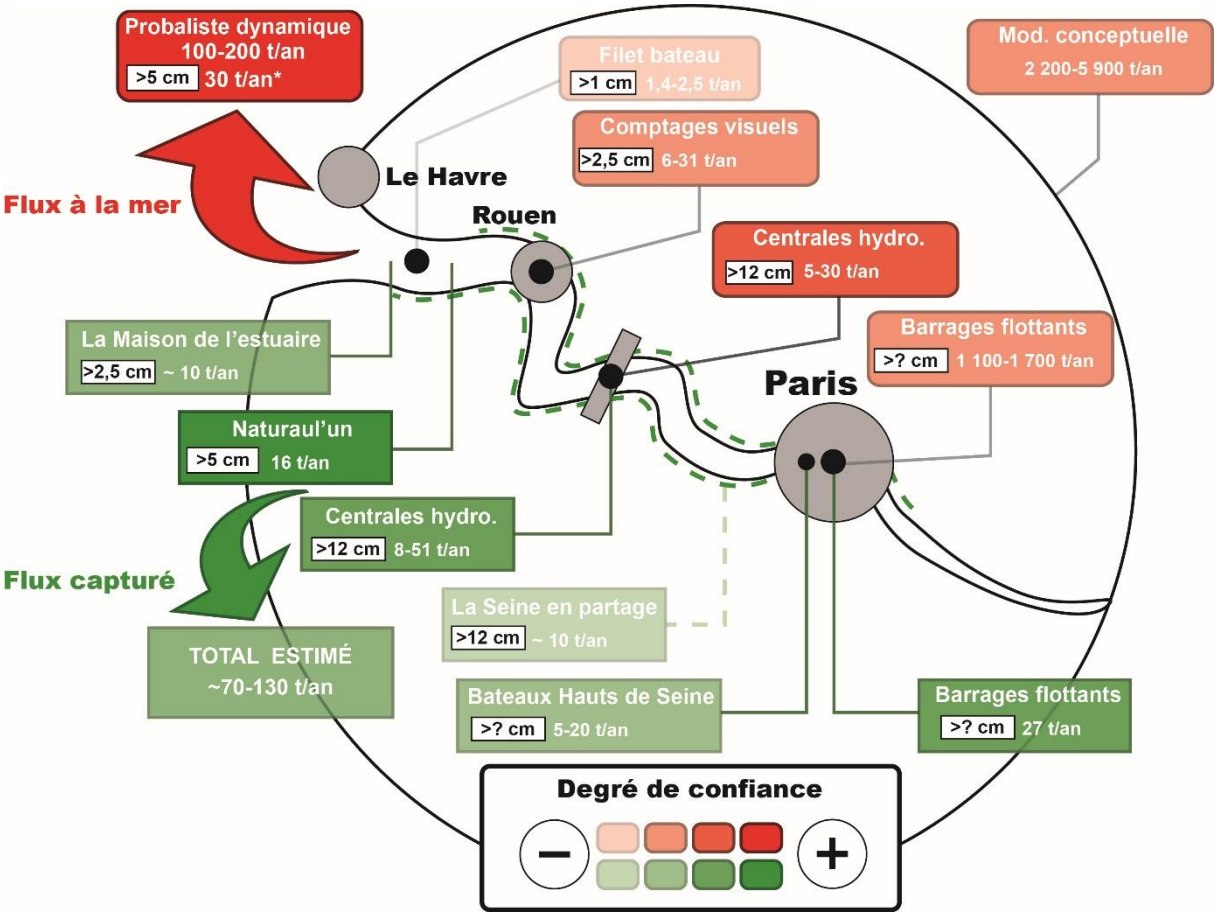


Figure 1 *: Synthèse géographique des estimations de flux (en rouge) selon les 6 méthodes testées et des quantités de plastique ramassées lors de différentes opérations recensées (en vert). Le degré de confiance est lié à la qualité des données, mais aussi aux méthodes d'estimations détaillées pour chaque méthode tout au long du rapport. La classe de taille concernée par les différentes estimations a également été reportée en ordre de grandeur (l'information n'est pas toujours très fine).*Les 30 t/an correspondent aux tonnages estimés à partir du taux de collecte, exception faite des déchets non ramassées par Naturaulin (soit 57 t/an) et en soustrayant les déchets ramassés dans l'estuaire (soit 16 + 10 t/an ; cf. §4.6.4).*

3. CONTEXTE GÉNÉRAL

Le plastique est un constituant majeur d'un bon nombre d'objets de la vie quotidienne. C'est un bien de consommation fondamental au mode de vie occidental qui tend à devenir la norme mondiale. Sa production est passée de quelques tonnes par an dans les années 1950 à plus de 400 Millions de tonnes aujourd'hui en y incluant les fibres plastiques (PlasticsEurope, 2018; Statista, 2019). Entre 1961 et 2016, la population mondiale a été multipliée par 2,4 mais la consommation de plastique a elle été multipliée par presque 50 (Données PlasticEurope et Banque mondial). Elle est exponentielle et devrait encore tripler d'ici 2050 si le rythme de production reste identique. Le bilan total de la production plastique en 2015 fait état de plus de 8 300 millions de tonnes produites à l'échelle globale dont 4 900 millions de tonnes sont devenues des déchets accumulés en centre d'enfouissements techniques ou dans l'environnement (**Figure 2** ; Geyer et al., 2017).

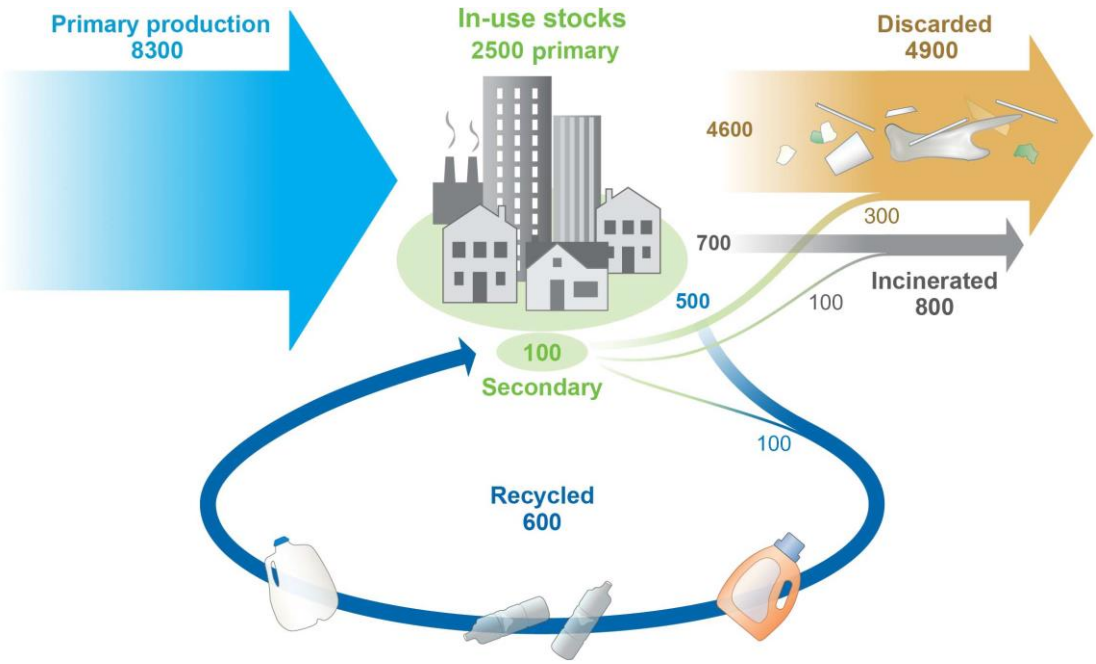


***Figure 2** : Production, usage et devenir de l'ensemble des plastiques fabriqués (Geyer et al., 2017).*

Si l'on devait convertir cette masse de plastique en nombre de bouteilles, cela équivaudrait à 20 000 bouteilles pour chacun des 7 milliards d'individus sur Terre. Par conséquent, même une très faible proportion de ce plastique disséminée dans le milieu naturel conduit à une pollution de tous les écosystèmes du globe, marins et terrestres (Barnes et al., 2009). D'après les estimations les plus récentes, ce sont entre 0,4 et 4 millions de tonnes par an, toutes tailles confondues, qui seraient déversées dans les océans avec les fleuves comme voies de transfert

privilégiées (Lebreton et al., 2017; Schmidt et al., 2017). Les fonds océaniques constitueraient alors le réservoir final de ces déchets plastiques dispersés (Galgani et al., 2000; Kammann et al., 2018; Maes et al., 2018), comme un retour à leur origine pétrolière si l'on s'inscrit dans le cycle géologique long.

A l'échelle humaine, la question de la pollution plastique a émergé à partir des années 1970 lorsque Carpenter et Smith publièrent la première étude faisant état de la présence de particules plastiques dans la mer des Sargasses (Carpenter and Smith, 1972). Depuis, la pollution plastique se matérialise par la métaphore du « 7e continent » dans l'imaginaire collectif du grand public (Monsaingeon, 2016). Bien qu'un continent plastique n'existe pas en tant que tel, les études montrent une pollution plastique ubiquiste, de plus en plus intense, en particulier les gyres océaniques et les mers intérieures qui concentrent les plastiques, plus à la manière d'une « soupe » que d'un « continent » (Law et al., 2010, 2014; Ryan, 2014; Cózar et al., 2015; Sebille et al., 2015; Lebreton et al., 2018). Les conséquences immédiates et évidentes pour les écosystèmes marins sont une surmortalité des mammifères et oiseaux marins entrant en contact avec ces plastiques que ce soit par étouffement, strangulation ou ingestion liée à une sensation de satiété. D'ici 2050, 99% des espèces d'oiseaux marins auront ingéré des microplastiques selon Wilcox et al. (2015). L'ingestion directe ou indirecte de plastique, c'est-à-dire *via* l'ingestion de proies, concernait en 2015 au moins 233 espèces marines dont l'ensemble des tortues marines, 1/3 des espèces de phoque, 2/3 des espèces de baleine et d'oiseaux marins (Kühn et al., 2015). Rien que dans le pacifique Sud, ce sont 5 espèces de tortues marines, 20 espèces de poissons et 19 espèces de mammifères qui sont concernées par une surmortalité liée à l'exposition aux particules plastiques (Thiel et al., 2018). Ces conséquences sont plus évidentes car elles concernent en premier lieu les méso- (de 0,5 à 2,5 cm) et macroplastiques (> 2,5 cm) et des circonstances mortelles plus visibles (e.g. une tortue entravée dans un filet, une baleine pleine de sacs plastiques ou des oiseaux remplis de sphérules de plastique ; (Turner et al., 2019). Cependant l'ampleur du phénomène à l'échelle globale reste encore mal connue (Nelms et al., 2016). L'ampleur et l'impact réel des microplastiques sur les écosystèmes aquatiques sont encore plus mal connus. Or, plus de 92%, en nombre, du plastique dans les océans seraient des microplastiques (Eriksen et al., 2014) dont les effets écotoxicologiques potentiels sur les organismes aquatiques sont nombreux (Chae and An, 2017; Anbumani and Kakkar, 2018). Cette proportion doit approcher les 100% en considérant les microplastiques et nanoplastiques sous la limite inférieure de détection classique aux alentours de 50 µm en micro-IRTF (Strungaru et al., 2019).

D’un point de vu écotoxicologique, l’étude des micro- et nanoplastiques est porteuse de sens du fait de l’augmentation des risques, supposés ou avérés, à mesure que les particules deviennent de plus en plus petites (Strungaru et al., 2019). Par exemple, les micro- et nanoplastiques ont la capacité de transférer des micropolluants adsorbés sur leur surface aux microorganismes aquatiques qui les ingèrent. En outre, ces particules présentent de manière intrinsèque des effets négatifs sur le métabolisme, la reproduction et la croissance de ces microorganismes qui se répercutent sur les niveaux supérieurs de la chaîne trophique (Chae and An, 2017; Strungaru et al., 2019). L’ingestion de plastique affecte la consommation de nourriture des organismes qui ressentent une sensation de satiété et provoque différents effets négatifs relevés chez des organismes variés parmi lesquels :

- Ralentissement du métabolisme dans des moules asiatiques (Rist et al., 2016)
- Baisse de la survie et de la reproduction des copépodes (Cole et al., 2015)
- Baisse du développement et de la croissance des daphnies et des langoustines (Ogonowski et al., 2016; Welden and Cowie, 2016)

Beaucoup de questions restent en suspens concernant l’impact de l’ingestion des micro- et nanoplastiques sur la santé humaine via l’eau, l’air ou l’alimentation. Dans le même temps, les impacts écotoxicologiques mentionnés sont difficiles à mettre en évidence directement dans l’environnement, alors que (i) les expériences de laboratoire utilisent souvent des concentrations de plastique bien supérieures à celles retrouvées dans l’environnement et (ii) il est difficile de différencier les impacts liés aux microparticules de plastiques de ceux liés aux microparticules minérales, bien plus nombreuses dans l’environnement (Ogonowski et al., 2018). Néanmoins, ces expériences de laboratoire alertent sur les risques potentiels futurs compte tenu de l’augmentation exponentielle de la pollution plastique de concert avec leur production/consommation.

De l’étude des microplastiques a émergé la découverte d’un nouvel écosystème: la plastisphère (Zettler et al., 2013). Ce terme fait référence à l’abondance d’organismes de natures diverses (e.g. autotrophes, hétérotrophes, prédateurs) et interagissant entre eux au sein de leur substrat plastique. La prolifération de ces organismes, dont certains peuvent être pathogènes ou encore invasifs, pose un certain nombre de problèmes dans la mesure où leur substrat, non biodégradable et souvent flottant, leur confère une capacité de dissémination inédite (Maso et al., 2003). Par ailleurs, bien que résistant à la dégradation physico-chimique, les plastiques finissent par se fragmenter sous l’action des UV et des vagues. Les macroplastiques disséminés dans l’environnement sont alors une source de microplastiques dits secondaires, car issus de la fragmentation de plus grosses particules. Prévenir la dissémination des macroplastiques dans

l'environnement est alors primordiale et semble plus facile à mettre en œuvre que de prévenir celle des microplastiques.

Ce n'est que très récemment que la communauté scientifique a commencé à s'intéresser aux macroplastiques[1], *a fortiori* dans le milieu aquatique terrestre (Blettler et al., 2018). La thématique des macrodéchets, en particulier des macroplastiques, a émergé dans le monde scientifique au cours de la dernière décennie, bien après son appropriation par les associations et la LOI n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement. Cette thématique était laissée jusque-là aux associations qui « nettoient la nature », motivées par une morale hygiéniste et renvoyant l'origine de la pollution aux « gens sales » (Blot, communication personnelle). Les stéréotypes et les préjugés ont comblé le manque de connaissances scientifiquement étayées pour expliquer l'origine de ces déchets sauvages. Mais le développement des connaissances scientifiques liées à la pollution en général a donné naissance à une morale écologiste, puis à une vision écologique et politique dont certaines associations se font le relai aujourd'hui comme SOS Mal de Seine. Leur but est plus de collecter les déchets sauvages pour acquérir des données scientifiques que de stigmatiser l'individu ou de culpabiliser telle ou telle partie de la société qui serait responsable de la dissémination des plastiques dans la nature.

Le réseau OSPAR a fédéré les associations les plus dynamiques autour d'un protocole de collecte commun (https://www.ospar.org/). Il s'agit de mieux caractériser les déchets plastiques échoués sur les plages d'Europe de l'Ouest et d'établir un diagnostic de la pollution macroplastique. Il tente actuellement de se développer dans les fleuves, sources majeures des macroplastiques vers l'océan. Mais la lourdeur du protocole freine son utilisation et son extension, notamment par les associations « hygiénistes » qui mobilisent des milliers de participants lors d'évènements uniques. Afin de valoriser ces données issues des nettoyages, le MTES a développé, en collaboration avec le Muséum National d'Histoire Naturel, la plate-forme ReMed (https://www.remed-zero-plastique.org/). Elle permet à chacun de renseigner ses actions de nettoyage et de les valoriser sous forme de données à plusieurs niveaux d'entrées ; du plus basique (volume, masse, nombre) au plus complexe (protocole OSPAR).

La réalisation d'un diagnostic précis concernant les flux de plastique du continent aux océans est le préalable à toute réglementation visant à réduire cette pollution. Dans ce contexte, le projet MacroPLAST a permis de mettre en évidence les points forts et les points faibles de différentes méthodes pour quantifier les flux de macroplastiques issus du bassin de

[1] La genèse de cette thématique dans le monde scientifique est brièvement abordée dans un article de The Conversation : https://theconversation.com/pollution-plastique-retour-sur-une-prise-de-conscience-101541

la Seine. Il approfondit les conclusions de deux rapports européens qui mentionnaient des protocoles de mesure des flux de macroplastiques dans les rivières (van der Wal et al., 2015; cf. Figure 6 du JRC2017 ; González et al., 2017). Il s'est également appuyé sur le tissu associatif local (SOS Mal de Seine, La Maison de l'Estuaire), les collectivités (communes riveraines de l'estuaire de la Seine, départements de la Seine Maritime et de l'Eure), l'entreprises d'insertion Naturaul'un et les sciences participatives pour développer une méthodologie innovante.

4. METHODOLOGIES

Le projet MacroPLAST a pour objet d'étude les macroplastiques, du fait de leur surabondance dans les cours d'eau et de l'ampleur de la pollution plastique l'échelle globale. Les macroplastiques dominent par ailleurs largement la pollution d'origine anthropique que ce soit dans les rivières ou en mer (van der Wal et al., 2015; Addamo et al., 2016). Cette correspondance entre les types de macroplastiques retrouvés en rivière et en mer soutient l'idée selon laquelle les fleuves sont les principales sources de macroplastiques en mer. **Dans la littérature, le terme « macroplastique » fait référence en général aux particules supérieures à 0,5 mm.** Mais il est parfois nécessaire de faire référence au terme « mésoplastique » pour décrire des macroplastiques compris entre 0,5 et 2,5 cm (Blettler et al., 2017). Cette taille de 2,5 cm est la taille limite de collecte des macroplastiques suivant le protocole OSPAR. Dans le présent rapport, le terme « macroplastique » fait le plus souvent référence aux macroplastiques > 2,5 cm. Sinon, les classes de taille concernées sont précisées.

La difficulté principale pour évaluer les flux de macroplastiques transitant dans les fleuves, puis déversés en mer, réside dans la nature même de ces flux : (i) une quantité infime, *a priori*, par rapport à la production/consommation de plastique, que l'on peut qualifier de « fuite » et (ii) un défaut de mesure lié à des difficultés méthodologiques importantes. Autrement dit, en raisonnant par l'absurde, si le flux de plastique pouvait être estimé précisément, alors il pourrait être drastiquement diminué puisque l'on serait en mesure de le capter. Il est donc nécessaire pour chaque méthode de faire des extrapolations afin de calculer des flux.

Plusieurs méthodologies ont été testées et/ou développées pour quantifier les flux de macroplastiques transitant en Seine. Elles mobilisent deux grandes familles d'approches que sont l'approche statistique (*cf.* §4.1) et l'approche terrain, ou un mélange des deux approches. Pour qu'une méthode donne des résultats fiables et réponde aux objectifs attendus, i.e. quantifier un flux annuel moyen de macroplastique transitant en Seine, elle doit rassembler plusieurs critères.

Ces critères sont les suivants :

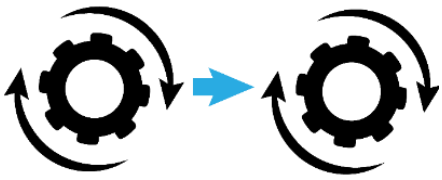
Fiabilité : les résultats sont-ils robustes ou reposent-ils sur des paramètres ou des données incertaines ? A quel degré de compréhension globale du système la méthode fait-elle référence ?

- **Représentativité** : quelle échelle temporelle et spatiale les résultats représentent-ils ? Quelle classe de taille de déchets considérée ? Quels compartiments de la colonne d'eau considérés ?

- **Mise en œuvre** : quelles infrastructures nécessaires, pour quels coûts, quel temps nécessaire et quels moyens humains ? Ce critère est plus de l'ordre de la contrainte que de la pertinence méthodologique.

Reproductibilité : dans quelle mesure les résultats sont-ils reproductibles, existe-t-il des biais méthodologiques à leur reproductibilité ?

- **Réplicabilité** : dans quelle mesure la méthode est réplicable sur d'autres bassins ?



La réplicabilité d'une méthode sur les autres bassins peut être considérée comme un critère secondaire car une méthode pertinente sur un bassin ne l'est pas forcément sur un autre dont les caractéristiques sont très différentes (cf. §5.). Par ailleurs, les méthodes seront évaluées aussi en fonction de critères issus des recommandations établies dans le cadre du JRC 2017 intitulé Riverine Litter Monitoring – Options and Recommendations (González et al., 2017). Ce rapport propose la mise en place d'une stratégie de suivi des macrodéchets en rivière adaptée aux conditions locales tout en permettant des comparaisons entre les différentes rivières. Il fait référence aux critères suivants :

- Localisation

Se situer au plus près de l'embouchure des fleuves pour prendre en compte l'ensemble des macrodéchets accumulés dans le bassin. Cependant, il est conseillé de faire le suivi en-dehors des zones d'influences de la marée, les estuaires étant des zones hydrodynamiques très complexes qui peuvent servir de zone d'accumulation pour les déchets.

- Temps

Le flux de macrodéchets transitant dans une rivière est extrêmement variable. Les facteurs de cette variation sont nombreux : variabilité des sources, pollutions évènementielles (évènements culturels extérieurs en été par exemple), consommations nomades accentuées à la belle saison, crues, tempêtes, évènements pluvieux importants, etc… Ces différents facteurs ne s'évaluent pas sur les mêmes échelles de temps. C'est pourquoi les protocoles doivent prendre en compte ces changements d'échelles de temps entre les différents facteurs pourvoyeurs de déchets dans le milieu ; c'est-à-dire différentes saisons et conditions environnementales. Cela peut se faire soit par des suivis continus, soit par des campagnes de mesure répétées, dans les limites d'efforts « raisonnables ».

4.1. MODELISATION CONCEPTUELLE

C'est une représentation du système et de ses flux qui aboutit à des estimations à partir de bases données statistiques. L'utilisation de cette méthode a permis d'estimer les flux de plastique exporté en mers à l'échelle mondiale (Jambeck et al., 2015; Lebreton et al., 2017; Schmidt et al., 2017). Elle consiste à calculer des quantités de déchets plastiques mal gérés (MPW pour Mismanaged Plastic Waste) susceptibles d'être transférés en mer. Les quantités de MPW sont calculées à partir de deux sources de fuites majeures que sont les pertes liées aux défauts de collecte et celles liées aux incivilités. La première est reliée au PIB d'un pays, tandis que la seconde est beaucoup plus difficile à évaluer et repose sur des données statistiques de population, de production de déchets, de taux de plastiques dans les ordures et de taux de fuite. Dans notre cas, le système correspond au bassin de la Seine et aux entités physiques qui le caractérisent : population et production de déchets associée. Dans le bassin de la Seine, la collecte est théoriquement presque parfaite compte tenu du PIB élevé de la France qui classe le pays dans les pays développés et qui ont par conséquent un système de traitement efficace. C'est le cas de la France, depuis la loi de 1992 relative à l'élimination des déchets[2]. Seule la deuxième source de MPW a donc du sens dans le cadre de la modélisation conceptuelle. Cette méthode a été appliquée au bassin de la Seine avec des données locales afin d'estimer au mieux la quantité de MPW. Les résultats ont été publiés dans les revues TSM et Frontiers (Tramoy et al., 2019a, 2019b).

4.1.1. PROTOCOLE

Appliquée au bassin de la Seine, l'approche de modélisation conceptuelle (**Figure 3**) inspirée de Jambeck et al. (2015) repose sur les paramètres suivants :

(i) Le nombre d'habitants dans le bassin,

(ii) La quantité annuelle de déchets produite par habitant,

(iii) Le taux moyen de plastiques contenu dans les déchets produits,

(iv) Le taux de fuite des déchets vers l'environnement,

(v) La proportion des déchets mal gérés qui atteignent la Seine.

Les paramètres (i) et (ii) ont été calculés à partir des données disponibles sur le site de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie [ADEME] regroupant données de population par départements et quantités d'ordure ménagères produites par habitant

[2] https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000345400&categorieLien=id.

(https://carto.sinoe.org/carto/enquete_collecte/flash/). En ce qui concernent les départements partiellement inclus dans le bassin de la Seine, les données de population et quantités de déchets produites ont été reconstituées à partir de données SIG : une couche de population (GEOFLA 2016 v2.2 Communes France métropolitaine (IGN)), une couche des limites géographiques des départements (IGN GEOFLA Départements) et une couche présentant les limites du bassin versant de la Seine. L'ensemble des données sont présentées dans le **Tableau 1**.

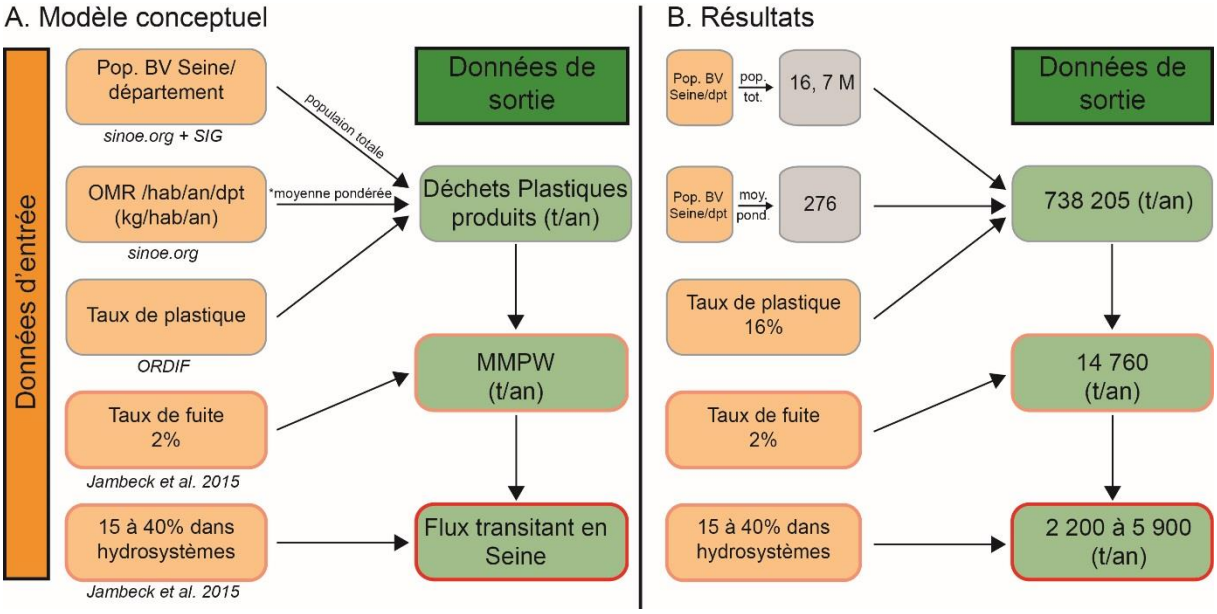


Figure 3 *: Modèle conceptuel inspirée de Jambeck et al. (2015) et adaptée au bassin de la Seine. En italique, la source des données d'entrée. Les encadrés rouges marquent la robustesse des données : plus le rouge est intense, moins les données sont robustes.*

Données de population et de production de déchets (http://carto.sinoe.org/carto/enquete_collecte/flash/#)		
Région/Département	Population arrondie au millier près	OMR (kg/hab/an)
Île-de-France	12082000	288
Eure	582000	257
Seine Maritime	686000	272
Oise	772000	251
Orne	31000	227
Calvados	17000	270
Loiret	191000	222
Ardennes	63000	163
Aisne	417000	234
Meuse	75000	228
Marne	569000	239
Nièvre	30000	199
Haute Marne	151000	254
Côte d'Or	69000	222
Aube	309000	251
Yonne	341000	222
Eure et Loire	315000	242
Total Bassin Seine	**16700000**	**276**

Vers le modèle interactif §7.1

Tableau 1 *: Synthèse des données de population par département inclus dans le bassin de la Seine et de la production d'ordures ménagères résiduelles (OMR) associée.*

Dans ce modèle conceptuel, seules les ordures ménagères résiduelles (OMR) sont considérées car elles sont très bien caractérisées, en particulier en Île-de-France qui concentre la grande majorité de la population du bassin (ORDIF, 2017a, 2017b). Les MPW sont par ailleurs plus une fraction des OMR car les déchets recyclés ont un comportement à part dès leur mise sur le marché puisqu'ils sont prédestinés à être collectés séparément ; bien que cela n'empêche pas des bouteilles PET (polyéthylène téréphtalate) de finir dans la nature. La compilation de données concernant plus de 7,8 millions d'habitants d'Île-de-France a permis d'établir un taux de plastiques dans les OMR de 16% (ORDIF, 2017a). Ce n'est pas le cas des déchets issus du tri sélectif qui contiennent un mélange de papiers, cartons et emballages plastiques qui ne représentent par ailleurs que 10 à 20% de la quantité d'OMR dans le bassin d'après l'ADEME. L'ensemble des paramètres (i) à (iii) permet d'estimer une production annuelle de déchets plastiques par habitant et par département, pondérée par leur population.

Les paramètres (iv) et (v), sont issus des travaux de Jambeck et al. (2015) et sont respectivement de 2% et 15-40%. Il n'existe pas de meilleurs indicateurs à l'heure actuelle. Ils sont discutés de manière plus approfondie dans le §4.1.3.

4.1.2. ESTIMATION DES FLUX DE PLASTIQUE

Avec les données d'entrées actuelles, les MPW représentent près de 15 000 t/an et les flux de plastiques dans la Seine seraient compris entre 2 200 et 5 900 t/an (**Figure 3**). La fourchette obtenue est totalement liée à la proportion des plastiques présents dans l'environnement qui finissent effectivement dans les hydrosystèmes. Par ailleurs, ces estimations ne tiennent pas compte de la classe de taille des plastiques car c'est un paramètre qui n'apparait pas dans le modèle. Elles ne disent rien non plus de la répartition de ces plastiques dans la Seine entre la surface et la colonne d'eau ou entre l'amont et l'aval. A titre de comparaison, Lebreton et al. (2017) dans leur étude globale basée sur la production de déchets sauvages par bassins versants, ont abouti à des estimations de ~ 20 000 t/an de MPW pour le bassin de la Seine. Mais les données d'entrée étaient sensiblement différentes car ils ont considéré l'ensemble des déchets produits (~550 kg/hab/an) avec un taux de plastiques moyen à l'échelle nationale de 10% issu d'étude de la banque mondiale de 2012 (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012). Par contre, d'après leur modèle de calcul des flux à la mer, basé sur les déchets mal gérés du bassin et le ruissellement, seules 9 à 45 t/an iraient finalement en mer. Cette différence vient pour partie du choix des données d'entrée, mais surtout du fait qu'ils ne considèrent que les déchets générés à l'aval du dernier barrage. Par ailleurs, la calibration du

modèle repose sur des études peu nombreuses qui ne considèrent que les eaux de surface et omettent les macroplastiques.

Le modèle conceptuel permet de modifier les paramètres d'entrée aisément. Une version numérique éditable est disponible dans les fichiers annexes au rapport (*cf.* §7.1). A titre d'exemple, un taux de fuite fictif de 0,6% aboutirait à des flux de plastiques en Seine compris entre 700 et 1 800 t/an.

4.1.3. PERTINENCE DE LA METHODE

Les données d'entrées du modèle sont relativement fiables car ce sont des statistiques robustes qui reposent sur des quantités bien définies telles que la population, la production de déchets par habitant et même le taux de plastique des OMR qui a fait l'objet de caractérisations approfondies. Cependant, les taux de fuites dans l'environnement (2% et 15-40%) sont nettement moins robustes car ils proviennent d'une seule étude, celle de Jambeck. Plus précisément, ce sont des statistiques « construites » à partir de l'agrégation d'autres données qui appartiennent à un contexte propre, celui de la société Etats-Unienne. Par exemple, le taux de fuite de 2% est calculé dans le « supplementary data » de Jambeck et al. (2015). Il est issu du ratio entre la quantité de déchets ramassés en 2008 sur les routes aux USA (tiré d'un rapport de l'association d'industriels Keep America Beautiful; MSWCONSULTANTS, 2009) et la quantité totale de déchets traités par les décharges municipales (https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/2012_msw_fs.pdf). Soit un ratio de 4,7 millions de tonnes sur 250,9, c'est-à-dire 1,87%, arrondi à 2% et appliqué à l'échelle globale. Retracer l'origine de ces valeurs met en lumière toute leur fragilité.

Quant aux 15-40% de fuite vers la mer (vers la Seine dans le cas du projet MacroPLAST), ils sont appliqués pour tenir compte :

- Des mesures de réduction des déchets sauvages dans l'environnement :
    - Infrastructures de traitements des effluents pluviaux
    - Nettoyages de rue par les collectivités
    - Nettoyages associatifs ou scolaires
    - Pièges à déchets, barrages flottants
    - Autres
- Des aspects hydro-géomorphologiques, c'est-à-dire de la capacité de transfert des déchets vers les hydrosystèmes par ruissellement en fonction des précipitations, mais aussi de la morphologie du bassin.

La robustesse de ces valeurs (15-40%) est également très discutable. Ce sont des taux de fuites estimés à partir de données de qualité des eaux dans la baie de San Francisco. Dans le cadre de législations locales, les macrodéchets ont été identifiés comme polluants et des actions de collectes ont été mises en place pour prévenir leur dissémination dans les rivières et *in fine* dans l'océan Pacifique. Selon ces législations, le seuil minimal de macrodéchets entrant dans les rivières a été fixé à 0. Les 71 municipalités concernées ont donc mis en œuvre des actions pour collecter les macrodéchets sauvages dans différents compartiments urbains : rues, déversoirs d'orage, stations d'épuration et bassin de rétention des pluies orageuses (supplementary data, Jambeck et al., 2015). Ils ont pu estimer la proportion de déchets collectés dans chaque compartiment par rapport à une charge de déchets de référence, dont l'origine n'est toutefois pas précisée. Par soustraction des déchets collectés à la charge de déchets de référence, ils ont pu estimer la proportion de déchets non collectée par les différents dispositifs. Les résultats font état d'un taux moyen de déchets non collectés de 61% avec un minimum de 36% et un maximum de 95%.

Mais les auteurs ont choisi une fourchette plus restreinte de 15-40% de déchets qui atteignent la mer et l'ont appliqué dans le monde entier sans autre justification. Mais pouvaient-ils vraiment en donner une ? A l'échelle de la planète, ce taux de déchets sauvages non collectés doit probablement osciller entre 0 et 100%. Avec des taux de déchets non collectés de 36-95% dans le cas de la Seine, le modèle donnerait des flux de plastique compris entre 5 300 à 14 000 t/an.

Dès lors, faut-il affiner ces taux de fuite et est-il possible de le faire afin d'obtenir des quantités de MPW plus robustes ? Plutôt que d'affiner les paramètres statistiques, d'autres auteurs ont choisi de calibrer les quantités de MPW issus du modèle avec d'autres données quantitatives plus fiables. C'est ce qu'ont tenté de faire Schmidt et al. (2017) et Lebreton et al. (2017) en corrélant cet indicateur à des données de ruissellement ou à des flux de plastiques estimés par des méthodes de terrain. Puisque la calibration des modèles se base sur des mesures de terrain, il apparaît nécessaire de développer des méthodologies robustes pour obtenir ces données de calibration. La méthode présentée ci-dessus ne peut donc pas être appliquée seule pour estimer des flux réels étant donné qu'elle a justement besoin de données de terrain fiables pour être calibrée.

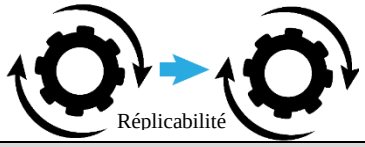
Pour l'ensemble de ces raisons, la pertinence de l'approche de modélisation conceptuelle pour estimer des flux de plastiques à la mer est très limitée. Cependant, sa facilité de mise en œuvre, sa reproductibilité et sa réplicabilité en font une excellente méthode en première approche pour obtenir des ordres de grandeurs. La souplesse du modèle permet également de

faire varier les paramètres (*cf.* §7.1) afin d'appréhender des scénarii différents de réduction des flux, des plus optimistes aux plus pessimistes :

- Scénario optimiste
    - Réduction à la source de la production de déchets (e.g. consignes, circuits courts, vrac, bannissement du jetable, etc…) ➔ Baisse de la quantité d'OMR
    - Réductions à la source de la consommation de plastique ➔ Baisse du taux de plastique dans les OMR
    - Politique publique de traitement et de nettoyage des rues, des effluents et des cours d'eau ➔ Baisse du taux de fuite
- Scénario pessimiste (« business as usual »)
    - Hausse de la consommation et du tout-jetable ➔ Hausse de la quantité d'OMR
    - Prolifération anarchique de l'usage des plastiques par la non-régulation du marché ➔ Hausse du taux de plastique dans les OMR
    - Absence de politique publique de traitement et de nettoyage des rues, des effluents et des cours d'eau ➔ Hausse du taux de fuite

Une évaluation globale des critères sur la pertinence de la méthode est présentée dans le **Tableau 2**.

***Tableau 2** : Critères d'évaluation de la modélisation conceptuelle*

Modélisation conceptuelle 2 200 à 5 900 t/an		
Critère	**Note**	**Commentaire**
Fiabilité	**2/5**	Des paramètres statistiques peu fiables Déconnecté du terrain
Représentativité	**NA**	**NA**
Mise en œuvre	**5/5**	Pas de terrain nécessaire, uniquement récolter des données statistiques souvent disponibles
Reproductibilité	**5/5**	Par définition, un modèle donne toujours les mêmes résultats si on ne change pas les paramètres d'entrées
 Réplicabilité	**4/5**	Parfaitement réplicable du moment où les données statistiques de base sont disponibles.
Localisation (JRC2017)	**NA**	**NA**
Temps (JRC2017)	**NA**	**NA**

4.2. BARRAGES FLOTTANTS

Cette méthode couple une approche de terrain et une approche statistique[3]. Elle consiste à estimer la quantité de macroplastiques transitant en Seine à partir d'une quantité de déchets capturée par le réseau de barrages flottants du SIAAP.

4.2.1. PROTOCOLE

Le réseau du SIAAP est composé de 26 barrages flottants disposés sur 77 km de linéaire de la Seine et de la Marne, en amont et en aval de Paris (**Figure 4**). Ce réseau a été constitué pour prévenir la dissémination des déchets relâchés dans la Seine lors d'épisodes de déversements par les déversoirs d'orage. La localisation des pièges n'est donc pas liée à la géomorphologie du fleuve (e.g. méandres). L'estimation de la quantité de déchets plastiques piégée dans les barrages est issue de l'étude détaillée de 10 d'entre eux (Gasperi et al., 2014). Elle rapporte que les déchets flottants capturés sont composés de 0,8% à 5,1% de plastique en masse, 1,4% en moyenne. Sur cette base, l'ensemble des barrages flottants ont capturé en moyenne 27 t/an de plastiques sur la période 2008-2013. Cependant, la fraction piégée par ces barrages flottants par rapport au flux total n'est pas connue. Par conséquent, il est nécessaire de faire diverses extrapolations afin de calculer le flux non capté. Ces extrapolations reposent sur l'hypothèse que les déchets plastiques sont uniformément répartis sur toute la section mouillée de la Seine.

Les dimensions moyennes de la section d'un barrage sont de 7,5 m de large sur 0,3 m de profondeur. Chaque barrage capte une section de 2,25 m^2 de Seine. Pour une vitesse d'écoulement de 0,1 m/s, chacun des 26 barrages capte un débit de 0,225 m^3/s, soit 5,85 m^3/s pour l'ensemble des 26 barrages. Selon VNF (http://www.vnf.fr), la profondeur minimale de navigation est de 3,2 m dans l'agglomération parisienne, soit environ 10 fois plus que la profondeur des barrages. Une extrapolation aux dimensions permet d'estimer des flux pour une section de Seine de 150 m de large et 3 m de profondeur, soit 200 fois plus grand que la dimension, ce qui donne un flux de 200*27 t/an, soit 5 400 t/an (Tramoy et al., 2019a). Avec ces extrapolations grossières, on obtient le même ordre de grandeur qu'avec la méthode précédente. Mais cette extrapolation n'est pas très robuste car la largeur et la profondeur de la Seine sont très variables. C'est pourquoi il a été proposé d'extrapoler par rapport aux débits.

[3] Elle a également été publiée dans les revues TSM et Frontiers en même temps que l'approche de modélisation conceptuelle.

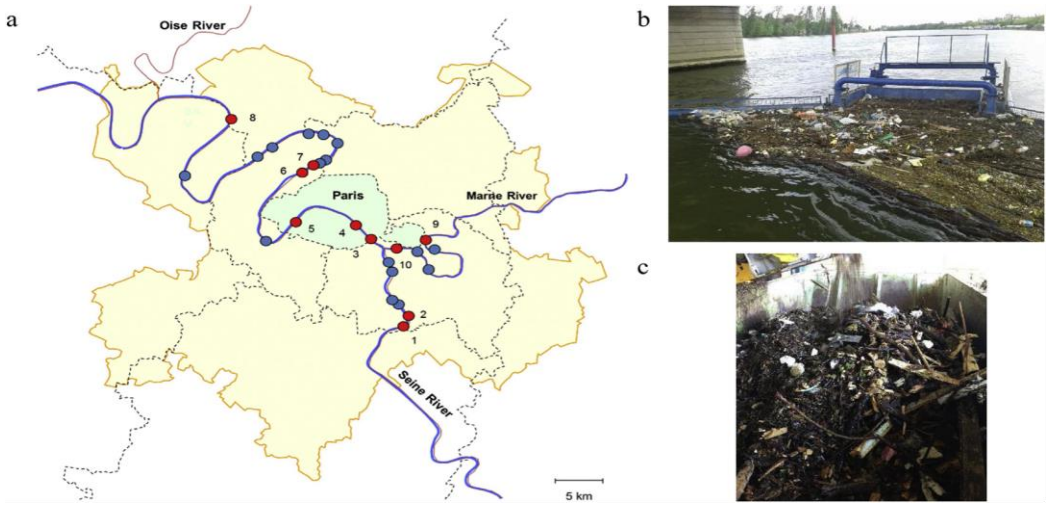


***Figure 4** : (a) Le réseau de barrages flottants du SIAAP dans l'agglomération parisienne, (b) Photo d'un barrage flottant et (c) exemple d'une collecte de déchets issue d'un des barrages (Gasperi et al., 2014).*

4.2.2. ESTIMATION DES FLUX : EXTRAPOLATION AUX DEBITS

L'extrapolation aux débits consiste à extrapoler la quantité de plastique piégée par les barrages flottants en fonction du débit traité par ces barrages. Autrement dit, si les 26 barrages captent 27 t/an de plastique pour un débit traité de 5,85 m^3/s, alors par rapport au débit moyen de la Seine (~350 m^3/s), le flux total de plastique serait de 1 600 t/an (Tramoy et al., 2019a)[4].

Vers un modèle concentrations–débits

Les données du SIAAP ont permis de construire un modèle reliant la concentration de plastique dans la colonne d'eau et les débits et d'établir des flux minimums, moyen et maximum sur la période 2007-2017 (*cf.* §7.2). Une longue période permet de prendre en compte les variabilités inter-barrages et interannuelles. Sur cette période, le débit moyen de la Seine à Austerlitz est de 308 m^3/s (Banque Hydro). Pour un débit moyen transitant à travers les barrages de 5,85 m^3/s, le ratio de débit R_Q entre les barrages et la Seine est donc de 1/53. Sur la base de ce ratio et des données du SIAAP, des concentrations moyennes mensuelles de plastique $[Pl]_{mensuelle}$ en Seine ont été calculées sur la période 2007-2017 selon la relation :

$$[Pl]_{mensuelle} = \frac{M_{Pl}}{Q_{mensuel} \times R_Q \times T_{mois}}$$

[4] C'est la version qui a été publiée dans TSM. Celle publiée dans Frontiers va plus loin en intégrant 10 ans de données du SIAAP pour construire un modèle d'estimation des flux, ce qui affine les interprétations.

Soit $[Pl]_{mensuelle}$, la concentration moyenne mensuelle de plastique dans l'eau de la Seine (en mg/m^3 ou g/1000 m^3 dans la littérature), M_{Pl}, la masse de plastique en mg calculée en multipliant la masse mensuelle de débris capturés par les barrages et le taux de plastique dans les débris, i.e. 1,4 %, $Q_{mensuel}$, le débit mensuel moyen en m^3/s et T_{mois}, le temps en secondes. Sur la base de ces résultats une relation logarithmique a été construite entre les concentrations de plastiques dans l'eau de la Seine et les débits (**Figure 5**).

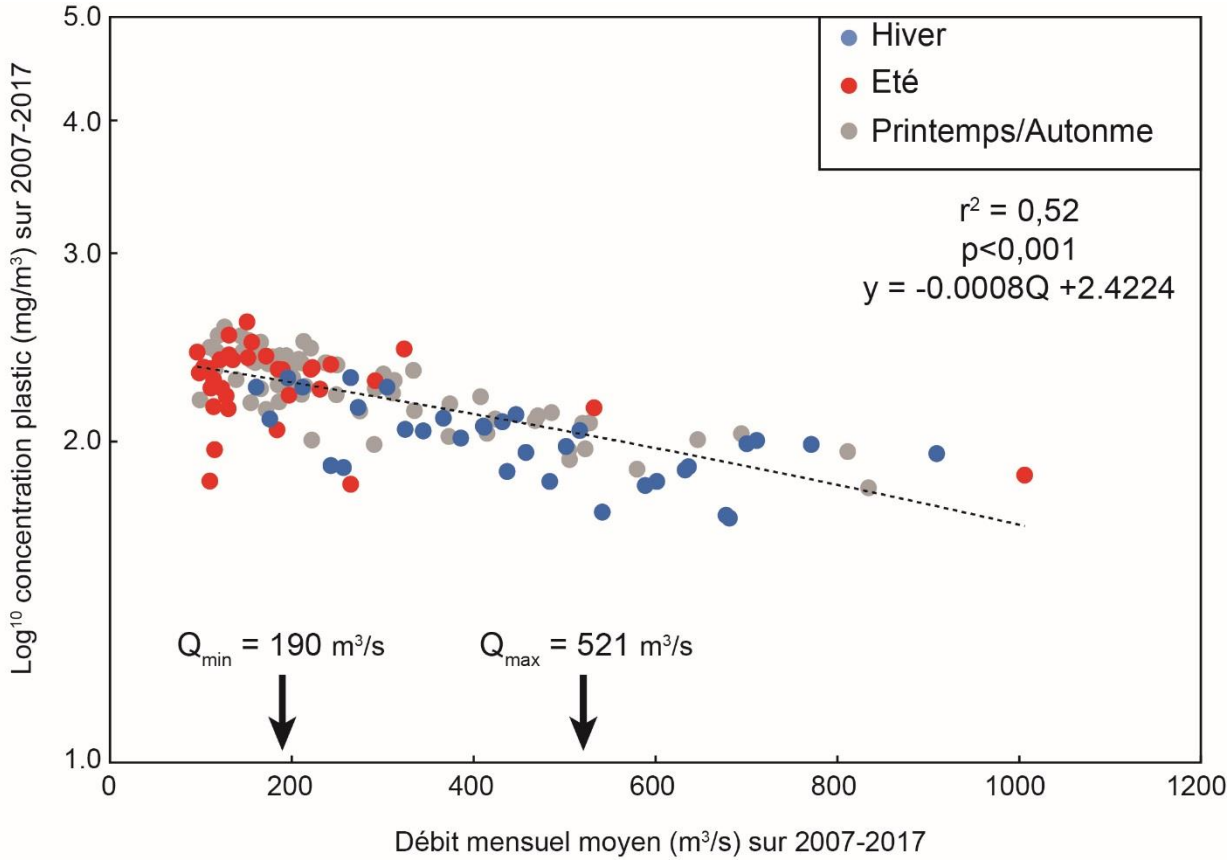


***Figure 5** : Log des concentrations de plastique dans la Seine vs débits mensuels (Q) mesurés à Austerlitz sur la période 2007-2017. Chaque point correspond à une moyenne mensuelle de concentration de plastique estimée dans l'eau filtrée par les 26 barrages du SIAAP par rapport au débit mensuel de la Seine associé. Q_{min} et Q_{max} correspondent à la moyenne annuelle des débits des années 2009 et 2013, respectivement. Les concentrations de plastiques ont été calculées suivant l'équation (1). Le plus fort débit mensuel correspond à la crue de Juin 2016.*

Relation concentration–débit : quels enseignements ?

Les relations concentration-débit renseignent sur l'origine et les mécanismes de la pollution des rivières, que ce soit pour les matières en suspension, les nutriments ou les métaux (Williams, 1989; Vink et al., 1999; Quilbé et al., 2006). Par analogie, la relation significative entre le log des concentrations de plastiques piégés dans les barrages flottants et les débits

correspondants montre une dilution de la pollution plastique avec l'augmentation des débits (**Figure 5**). Les facteurs affectant les concentrations de plastiques dans les barrages sont nombreux comme en témoigne la forte variabilité des concentrations intra- et inter-saisonnière (été/hiver). Près de la moitié de la variabilité est par ailleurs non expliquée par cette relation. Cela est caractéristique d'une pollution plastique événementielle, c'est-à-dire par temps de pluie, couplée à une pollution continue, par temps sec, issue de l'urbain. Selon ce scénario, les fuites dans l'environnement à travers les incivilités ou les pertes involontaires constitueraient un flux relativement constant, dilué par des débits croissants et amenant à une réduction des concentrations. L'été est propice à la consommation nomade près des berges. Les orages favorisent le transfert par ruissellement des déchets sauvages dans le milieu aquatique à partir de ces berges, d'où une pollution événementielle liée au temps de pluie. Cela pourrait également expliquer l'étendue de la plage des valeurs de concentration de plastiques deux fois plus grande en été que celle observée en hiver (**Figure 5**).

Concentrations de plastiques : où se situe la Seine à l'échelle globale ?[5]

Sur la base de cette relation (**Figure 5**), les concentrations de plastique dans la Seine seraient comprises entre 50 et 390 mg/m^3 (173 ± 76 mg/m^3 en moyenne et une médiane à 165 mg/m^3) sur la période 2007-2017. Ces concentrations sont en accord avec les concentrations rapportées dans les rivières du globe avec une moyenne de 865 mg/m^3, mais une variabilité gigantesque des concentrations massiques (± 5461 mg/m^3) à l'échelle mondiale qui couvrent jusqu'à 7 ordres de grandeur (Schmidt et al., 2017). Vu la dispersion des valeurs, la valeur de concentration qui semble avoir du sens réside plus dans la médiane que dans la moyenne. Or, la médiane des concentrations de plastique dans les rivières à l'échelle mondiale est de 0,3 mg/m^3 (Schmidt et al., 2017). Autrement dit, avec des concentrations de l'ordre de grandeur de celles estimées par les barrages flottants ou par la modélisation conceptuelle, la Seine se situerait dans les 50% des rivières les plus polluées au monde. Cela paraitrait surprenant compte tenu du niveau de développement du pays.

En mer, les zones les plus concentrées en plastique ont des concentrations comprises entre 300 et 600 g/km^2 (Cozar et al., 2014; Cózar et al., 2015). Ramenées à une tranche d'eau de 30 cm, soit la profondeur des barrages du SIAAP, les concentrations de plastique dans les zones

[5] Il est important de noter que les comparaisons qui vont suivre sont basées sur des concentrations estimées à partir des données des barrages flottants. Elles ne sont donc pas à prendre comme une vérité générale, mais seulement dans le contexte de cette méthodologie. Les comparaisons ne sont donc plus valides lorsque les flux sont évalués par une autre méthode.

marines les plus polluées avoisineraient les 1 à 2 mg/m^3. La pollution en mer serait donc deux ordres de grandeurs inférieurs aux concentrations estimées en Seine en fonction des deux premières méthodes.

Calcul des flux

Les concentrations de plastique dans la Seine sont négativement corrélées avec le débit au moins jusqu'à des débits d'environ 600 m^3/s (**Figure 5**). Les flux annuels de plastiques (F) transitant en Seine peuvent être approximés grâce à la relation suivante :

$$F = C \times Q \times T$$

$$F_{an} = 10^{y} \times Q_{an} \times T_{an} \div 10^{9}$$

Avec Q_{an}, les débits moyens annuels et T_{an}, le temps dans une année en secondes. Le résultat est converti en t/an en divisant par 10^9 pour passer des mg aux tonnes.

A titre d'exemple, le flux annuel moyen ($F_{an\ moy.}$) sur la période 2007-2017 est :

$$F_{an\ moy.} = 10^{y} \times Q_{moy} \times T_{an} \div 10^{9}$$

$$F_{an\ moy.} = 10^{(-0{,}0008 \times 308 + 2{,}4224)} \times 308 \times 3600 \times 24 \times 365 \div 10^{9}$$

$$\boldsymbol{F_{moy.} = 1456\ \text{t/an}}$$

Avec $Q_{min} = 190$ m^3/s et $Q_{max} = 521$ m^3/s, il vient,

$$\boldsymbol{F_{an\ min.} = 1115\ \text{t/an}}$$

$$\boldsymbol{F_{an\ max.} = 1664\ \text{t/an}}$$

En considérant que la distribution des plastiques est homogène sur toute la colonne d'eau, alors les flux de plastiques seraient d'environ **1100 à 1700 t/an** sur la période 2007-2017.

4.2.3. PERTINENCE DE LA METHODE

Si la couverture spatiale des barrages flottants est limitée par rapport à une section de Seine, l'ensemble du réseau du SIAAP couvre toute l'agglomération parisienne. Les débris capturés par les barrages sont donc bien représentatifs des déchets flottants qui traversent l'agglomération (**Tableau 3**). Les barrages sont des structures permanentes et collectent des

débris toute l'année (**Photo 1**). Leur efficacité est par contre perturbée par les épisodes de crue où la maintenance des barrages est rendue difficile par les forts courants, alors que des déchets peuvent passer par-dessus ou par-dessous les structures. Les rapports mensuels du SIAAP offrent toutefois une bonne représentativité temporelle de la quantité de débris transitant. Les extrapolations au débit suivant le modèle de concentrations–débits donnent des flux compris entre 1 100 et 1 700 t/an ; d'ordres de grandeur similaires aux estimations du modèle conceptuel (*cf.* 4.1). Cependant, les faiblesses de ces estimations sont d'une toute autre nature.

***Photo 1** : Barrage flottant de Villeneuve-Saint-Georges en septembre 2018*

Des hypothèses fortes : une distribution homogène des plastiques

Le gros point d'achoppement de cette méthode est qu'elle repose sur une hypothèse très forte, à savoir que l'on considère la distribution de plastique homogène sur toute la section mouillée. Or le transport des débris plastiques par les courants est extrêmement complexe et il existe toute une variété de plastiques aux densités très différentes (Kooi et al., 2016, 2018; Vermeiren et al., 2016). Dès lors, un plastique peut flotter dans la colonne d'eau si les courants

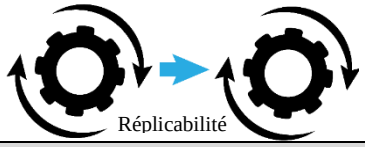
deviennent turbulents et inversement. Les extrapolations faites pour estimer des taux de plastiques sur la base d'une distribution homogène des plastiques sont donc grossières, indépendamment du modèle d'extrapolation utilisé.

Un moyen de limiter le poids de cette hypothèse – la distribution des plastiques est homogène sur les dimensions verticales et horizontales – serait de se cantonner à l'estimation d'un flux de surface, compartiment où les barrages flottants captent effectivement des débris. Dans ce contexte, les barrages couvrant une profondeur d'environ 10 % de la profondeur de la Seine (30 cm de profondeur des barrages pour environ 3 m de profondeur de Seine), le flux de surface serait compris entre 110 et 170 t/an. Mais là encore, la distribution des plastiques est considérée comme homogène en surface. Or les vents peuvent influencer le transport des flottants et donc la capacité de piégeage des barrages.

Des hypothèses fortes : le taux de plastique dans les débris

Les déchets les plus représentés sont liés au secteur de l'emballage avec des résines en polypropylène (PP) et polyéthylène (PE) d'après Gasperi et al. (2014). Mais la campagne de caractérisation des débris plastiques a été effectuée sur une période très restreinte, c'est-à-dire entre avril et mai 2013 sur 10 barrages. Durant le projet MacroPLAST, 5 barrages ont à nouveau été échantillonnés, mais durant les mois de novembre-décembre pour déterminer la variabilité du taux de plastique et des types de résines dans les débris en fonction de la saison. A l'exception d'un sous-échantillon qui montre un taux de plastique de 6,7% lié à la présence d'un gros objet plastique (une palissade en PP) dans le barrage, l'ensemble des débris récoltés ont un taux de plastique autour de 1% et des types de résines similaires aux données de 2013. La variabilité du taux de plastique et du type de résine serait donc relativement limitée et n'influencerait que peu les flux de plastiques estimés.

***Tableau 3** : Critères d'évaluation de la méthode barrages flottant.*

Barrages flottants 1 100 à 1 700 t/an		
Critère	**Note**	**Commentaire**
Fiabilité	**3/5**	Fortes hypothèses derrière les extrapolations
Représentativité	**2/5**	Echantillonne seulement la surface et à proximité des berges Concentré vers Paris Débris captés toute l'année (mais pas le taux de plastique)
Mise en œuvre	**2/5**	Facile si les données nécessaires sont existantes, mais efforts importants pour les générer (e.g. Installation des infrastructures, maintenance et acquérir un taux de plastique dans les débris)
Reproductibilité	**3/5**	Le taux de plastique estimé semble être relativement stable, mais peut dépendre de la structure elle-même Reproductible tant que les structures sont présentes
 Réplicabilité	**2/5**	Les barrages flottants sont pour l'instant assez rares sur les rivières mais en progression
Localisation (JRC2017)	**3/5**	Loin de l'exutoire mais proche des sources principales de plastique
Temps (JRC2017)	**5/5**	Structures permanentes

4.3. COMPTAGES VISUELS

Cette méthode consiste à compter visuellement le nombre de déchets transitant depuis un point haut (pont ou drône) ou depuis une berge par unité de temps. Elle s'inspire du projet RIMMEL pour *RIverine and Marine floating macro litter Monitoring and Modelling of Environmental Loading* (González-Fernández and Hanke, 2017). Cette méthode a été conduite en collaboration avec la fondation The Ocean Clean Up (https://theoceancleanup.com/) qui a apporté des améliorations au projet RIMMEL en développant une méthode de transposition du flux numérique en flux massique (van Emmerik et al., 2018). Les résultats sur la Seine sont disponibles dans la revue Frontiers (van Emmerik et al., 2019).

4.3.1. PROTOCOLE

Des comptages visuels ont été effectués sur deux périodes de temps depuis des ponts en zone amont et aval de Paris à Villeneuve le Roi, Meulan-en-Yvelines, Triel-sur-Seine et Rouen (**Figure 6** ; **Tableau 4**).

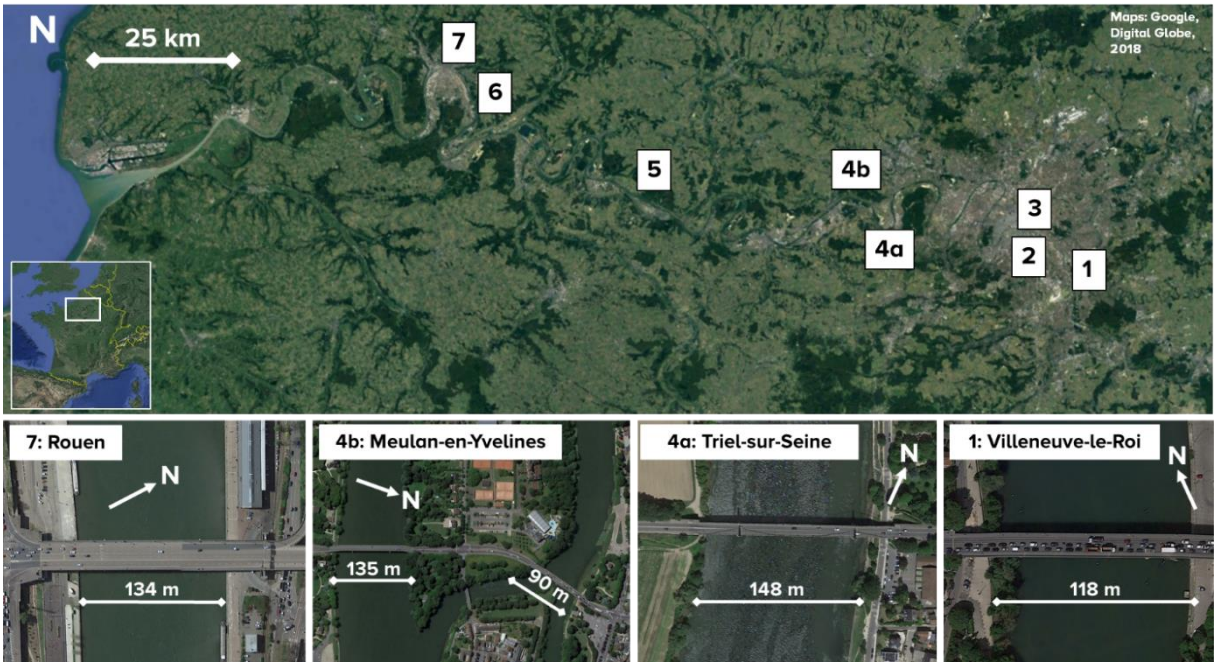


Figure 6 *: Localisation des zones de comptages (1, 3, 4a, 4b et 7) et des stations de données utilisées (2, 3, 5 et 6). La signification des chiffres est donnée dans le* ***Tableau 4.*** *Modifié d'après Van Emmerik et al. (2019).*

***Tableau 4** : Zones de mesure. * A Meulan, seul le pont le plus large a servi pour les mesures. Modifié d'après Van Emmerik et al. (2019).*

Localisation	Précipitation	Débit	Comptages	Distance à l'embouchure [km]	Largeur du pont [m]	Marées
1. Villeneuve-le-Roi			X	367	118	
2. Paris-Montsouris	X			353	-	
3. Austerlitz		X		352	-	
4a. Triel-sur-Seine			X	268	148	
4b. Meulan-en-Yvelines (Pont Rhin et Danube)*			X	260	135	
5. Vernon		X		203	-	
6. Rouen-Boos	X			119	-	X
7. Rouen (G. Le conquérant)			X	113	134	X

Afin de mesurer des flux de plastiques annuels, des comptages ont été effectués depuis les ponts 1, 4a, 4b et 7 (**Tableau 4**) du 17 au 21 septembre 2018 (faibles débits et faibles coefficients de marées à Rouen) et du 21 au 23 mars 2019 (forts débits et marées d'équinoxe à Rouen). Chaque pont a été divisé en plusieurs sections (3 à 4 sections) pour permettre une meilleure visibilité lors des comptages. Un observateur comptait une section par session de comptage pendant 10 à 20 min en regardant vers l'aval. Chaque déchet flottant ou sub-flottant vu a été compté indépendamment de sa taille. Les comptages ont ensuite été normalisés dans le temps exprimés en nombre d'objets par heure. L'erreur de mesure liée à l'observateur a été évaluée à ± 10% grâce à des comptages additionnels à plusieurs observateurs sur une même section.

A Meulan, les comptages visuels ont été effectués sur seulement 60% de la largeur de la Seine en septembre 2018. C'est pourquoi les observations de mars 2019 ont été relocalisées à Triel-sur-Seine. Pour septembre 2018, les comptages à Meulan ont été extrapolés à l'ensemble de la largeur de la Seine.

A Rouen, la direction des courants change en fonction de la marée. La durée durant laquelle le courant est en direction de la mer a été estimée grâce aux vitesses de courants basée sur le gradient hydraulique entre Oissel (amont de Rouen) et Petit Couronne (aval de Rouen). Durant les marées de septembre 2018 la direction du courant était orientée vers l'aval 72% du temps, contre 86% lors des grandes marées de mars 2019 (van Emmerik et al., 2019). Un t-test bilatéral a également permis de montrer qu'il n'y avait pas de différence significative ($p = 0,88$) entre le flux instantané de plastique transporté par le jusant et celui transporté par le flot. Un

transport net de plastique de l'amont vers l'aval a donc pu être estimé puisque le courant est le plus souvent orienté vers l'aval.

4.3.2. ESTIMATION DES FLUX NUMÉRIQUES ET MASSIQUES

Les débits en Seine étaient 2 à 3 fois plus importants en mars 2019 par rapport à septembre 2018 avec des précipitations relativement faibles à Paris et à Rouen (**Figure 7**). En réponse à l'augmentation des débits, les flux de plastique ont considérablement augmenté à l'amont et à l'aval de Paris, mais plus particulièrement à Rouen (**Figure 8**).

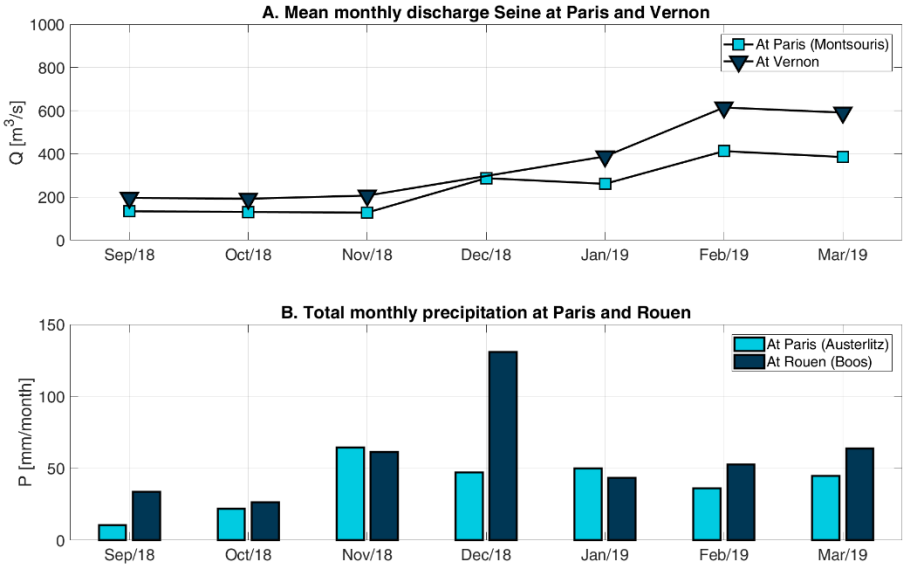


***Figure 7** : Débits et précipitations à Paris et à Rouen entre septembre 2018 et mars 2019. Les débits à Rouen sont quasiment identiques à ceux mesurés à Vernon, 90 km à l'amont (Van Emmerik et al., 2019).*

Variabilité spatiale et temporelle des flux mesurés

A Rouen, les flux ont été multipliés par 10 en mars 2019 par rapport à septembre 2018, de ~100 à ~1000 déchets plastiques par heure. De manière anecdotique, des comptages visuels discrets de quelques dizaines de minutes ont été effectués durant la crue de janvier 2018 à différents endroits : Marnay-sur-Seine (très amont), Bougival (aval direct de Paris), Meulan-en-Yvelines (aval de l'agglomération Parisienne) et Saint-Pierre-du-Vauvray (amont de Rouen). Les flux mesurés étaient respectivement de 0 #/h, 1150 #/h, 1650 #/h et 5200 #/h. Les flux de plastiques sont donc très variables dans le temps et l'espace, et explosent en période de crue.

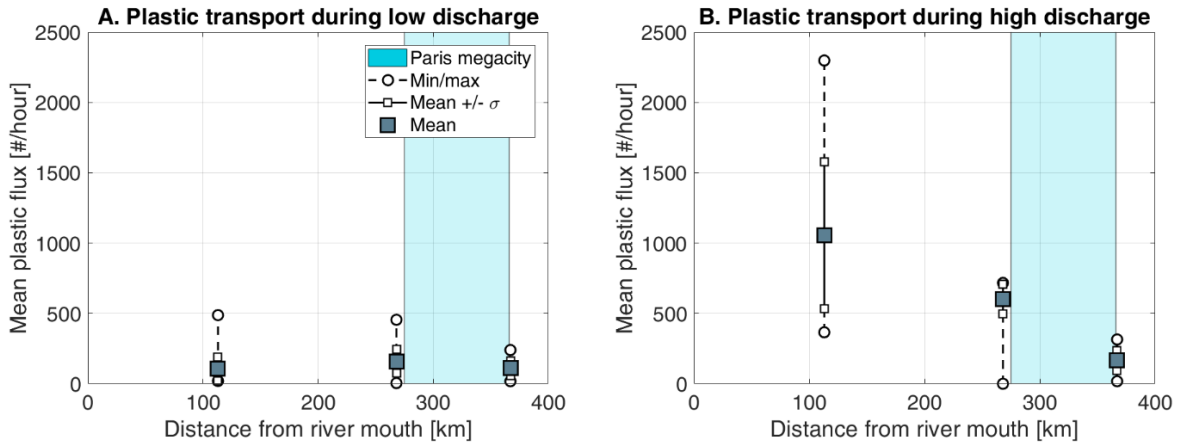


Figure 8 *: Flux de plastique en nombre par heure (#/h) à l'amont de Paris, à l'aval de Paris et à Rouen durant des faibles débits (A) et des débits élevés (B) (Van Emmerik et al., 2019).*

Ces augmentations de flux peuvent être attribués à (i) la hausse des précipitations entrainant le transfert de déchets sauvages dans la Seine par ruissellement et (ii) la remobilisation des déchets stockés au niveau des berges (**Photo 2 et Photo 3**). La relation concentration/débit (C/Q) de la **Figure 5** suggère une baisse de la concentration de plastique avec l'augmentation des débits, alors que les quantités de plastiques comptés augmentent avec les débits (**Figure 8**). C'est également le cas des quantités de débris collectés par les barrages du SIAAP (cf. Fig. 1 de l'annexe 2 ; §7.2). L'hypothèse la plus probable serait donc que les précipitations, et par extension l'augmentation des débits, mettrait en circulation plus de débris plastiques en surface (peuvent être comptés et captés par les barrages) tout en diminuant leur concentration dans l'eau. Autrement dit, l'augmentation des débits entraîne l'augmentation du flux de plastique, malgré la diminution des concentrations.

La **Figure 8** montre également une forte variabilité spatiale avec des flux environ 10 fois supérieurs entre l'aval (Rouen) et l'amont du bassin (Villeneuve). Cela suggère que l'influence de l'agglomération parisienne dans la quantité de plastique transférée à l'aval est majeure. Toutefois, la situation géographique de Rouen, i.e. dans l'estuaire, ainsi que la période de mesure choisie, i.e. grandes marées du mois de mars (coefs. 111-115), imposent la plus grande prudence dans les conclusions compte tenu de la dynamique estuarienne particulière. Les grandes marées d'équinoxes ont pu remobiliser une partie des déchets accumulés dans l'estuaire, augmentant le nombre de déchets en transit observé lors des campagnes.

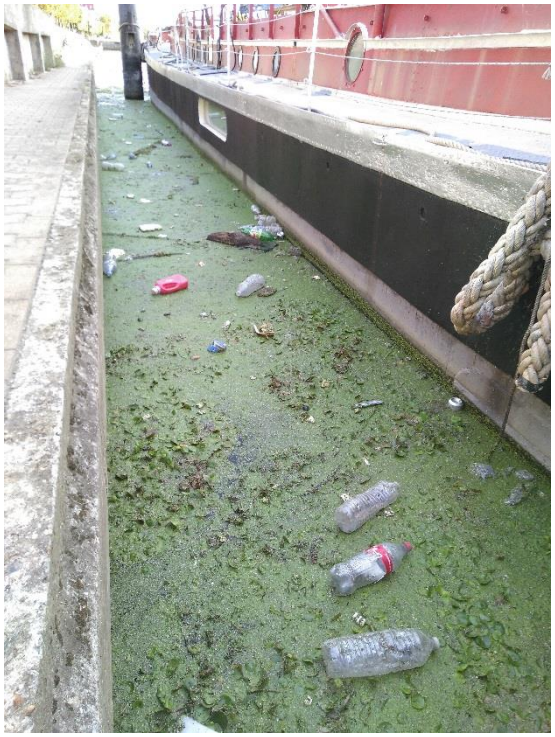


Photo 2 *: Berges d'Alfortville en octobre 2018 (à gauche), de Port Mort en avril 2019 (à droite) ; des déchets sur un avaloir d'aire d'autoroute en septembre 2018 (A13, aire nord de Bosquet). Présence de déchets remobilisables dans l'eau le long des berges mais aussi hors de l'eau sur les berges, lorsque le niveau d'eau augmente.*

Influence de la géomorphologie du fleuve

La morphologie du chenal de navigation et du lit mineur est également primordiale pour mieux comprendre la différence de flux de plastique entre l'amont et l'aval. Dans les zones moins densément peuplées entre les agglomérations parisienne et rouennaise, la Seine forme des méandres dont les berges sont restées naturelles. Ces berges agiraient comme des réceptacles temporaires de déchets remobilisables à la faveur de l'augmentation des débits (González et al., 2017). Suivant cette hypothèse, une augmentation drastique du flux de déchets se produirait à l'aval lorsque les débits augmentent. Des inspections de berges ont été effectuées en octobre 2018 et janvier 2019 sur un linéaire de 1 150 m à Alfortville pour étayer cette hypothèse (**Figure 9**).

En octobre, des stocks étaient constitués le long de la berge concave dans et hors de l'eau avec plus de 1 800 déchets comptés par km (**Tableau 5**). Ces déchets étaient concentrés autour des bateaux stationnés dans des zones où l'eau stagne comme l'indique la présence de lentilles d'eau (**Photo 2** et **Photo 3**). Sur l'ensemble des objets comptabilisés, 93 à 98% étaient en plastique. Avec l'augmentation des débits, plus aucun stock n'était observé en janvier 2019 (**Photo 3**), mais un flux de plus 1 400 objets par heure a été mesuré (**Tableau 5**). Du fait de l'anthropisation des berges, ces stocks temporaires sont en effets très facilement remobilisables dès lors que les débits le permettent (**Figure 10** ; González et al., 2017).

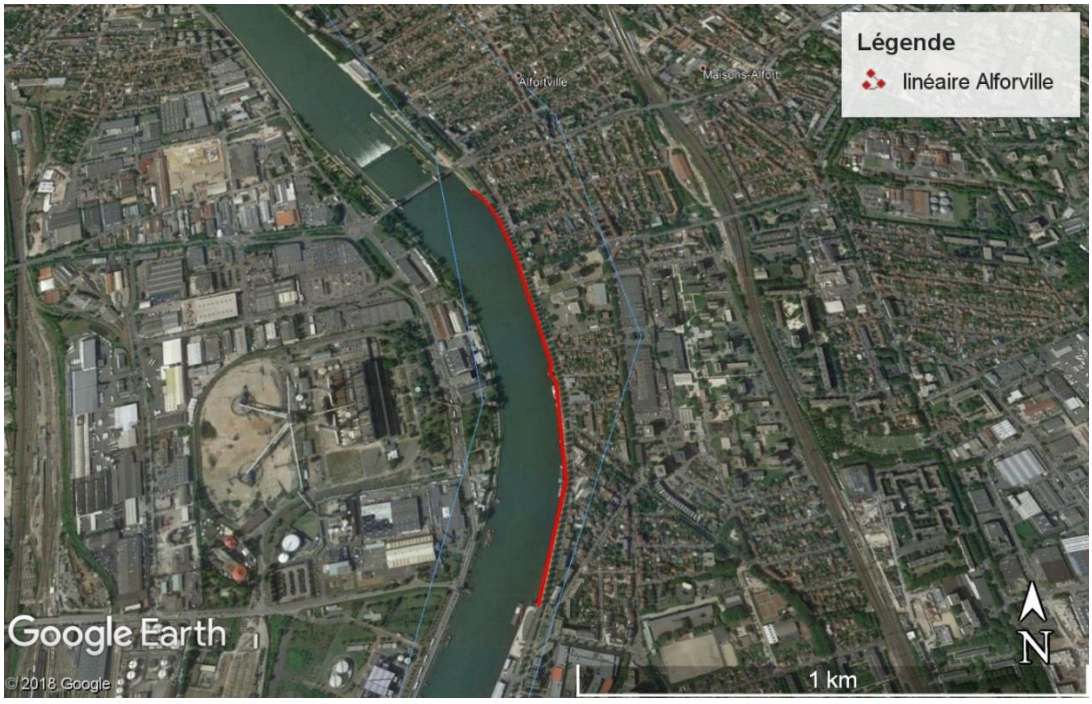


***Figure 9** : Linéaire d'Alfortville inspecté en octobre 2018 et janvier 2019.*

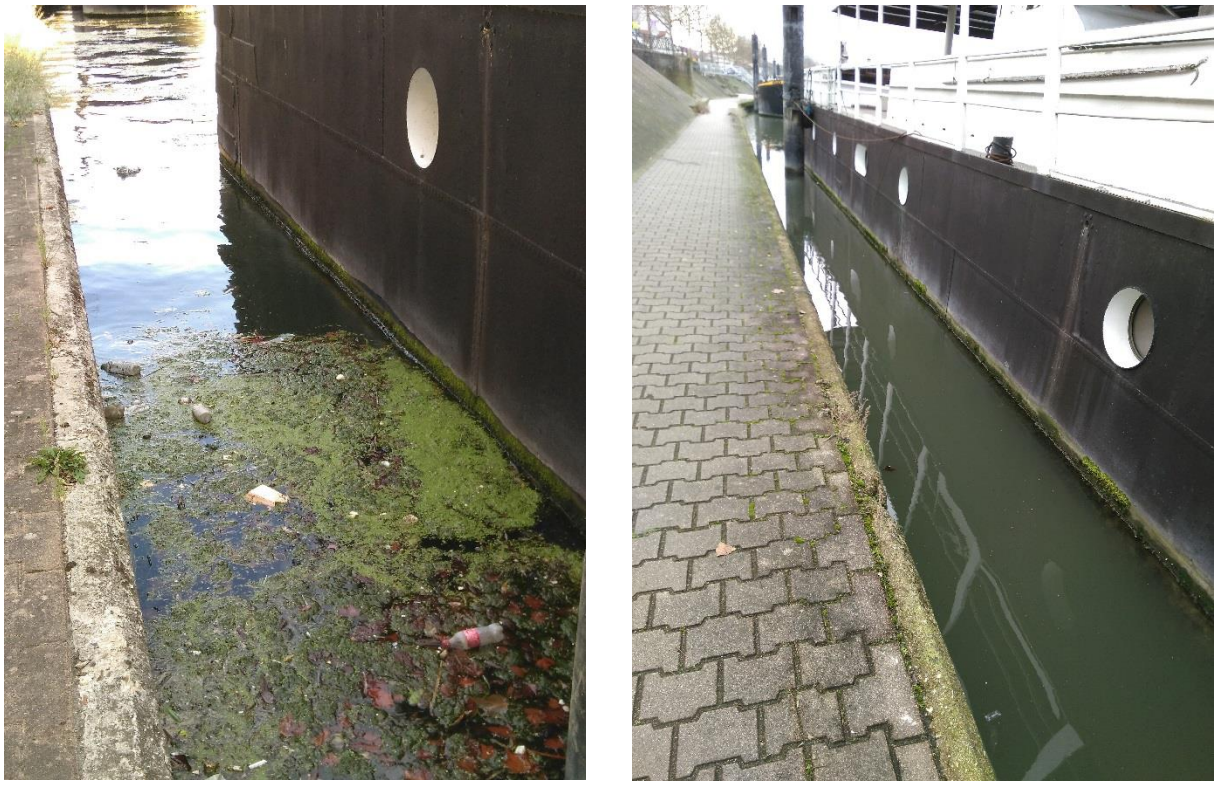


Photo 3 *: Berges d'Alfortville accueillant des bateaux avec des déchets flottants en octobre 2018 (à gauche) et sans déchets flottants en janvier 2019 (à droite).*

Tableau 5 *: Inspection du linéaire de Berge sur 1150 m le 03/10/2018 et le 29/01/2019. En Janvier, il n'y avait plus de stock constitué dans l'eau, un flux a donc été mesuré depuis la berge sur quelques m équivalent à la largeur qu'occupait le stock en octobre.*

Type de matière	Date	Débit à Austerlitz (m^3/s)	Plastique	Verre	Métal	Total/km
Berges inondables (#)	03/10/2018	129	133	2	7	**123**
En eau (#)			1633	6	25	**1447**
Totaux (#)			1766	8	32	**1806**
Berges inondables (#)	29/01/2019	388	83	5	1	**77**
En eau (flux en #/temps)			**117/5 min soit 1404/h**			

Calcul des flux

Afin d'estimer des flux massiques de plastiques, il est nécessaire de convertir le nombre de plastiques comptés en masse. Van Emmerik et al. (2018) ont collecté un grand nombre de déchets plastiques dans la rivière Saïgon tout en effectuant des comptages visuels et ont ainsi pu déterminer la masse moyenne d'un macroplastique en rivière, soit 3,2 g. Il n'a malheureusement pas été possible de faire la même chose sur la Seine, la quantité de déchets plastiques collectés à l'aide de filets étant trop faible pour être représentative de ce qui y

transitait. La valeur de 3,2 g/macroplastique a donc été utilisée. L'estimation de flux donnant la fourchette la plus large a été retenue avec un flux moyen minimal mesuré à Villeneuve de ~100 #/h et un flux moyen maximum mesuré à Rouen de ~1 000 #/h, avec toutes les réserves concernant Rouen au regard de l'influence des marées. Les stocks facilement remobilisables sur les berges ont également été pris en compte sur la base de l'inspection de berge d'Alfortville en octobre 2018, où, par ailleurs, un flux similaire à celui mesuré à Rouen a pu être mesuré en janvier 2019 (**Figure 10**). Convertis en masse, les flux de plastiques sont compris entre 5,9 et 31,1 t/an. Même en extrapolant à l'année le plus gros flux numérique mesuré sur une période de crue exceptionnelle, c'est-à-dire 5 200 #/h à l'aval (Saint-Pierre-du-Vauvray), le flux de plastique serait au maximum de 145 t/an.

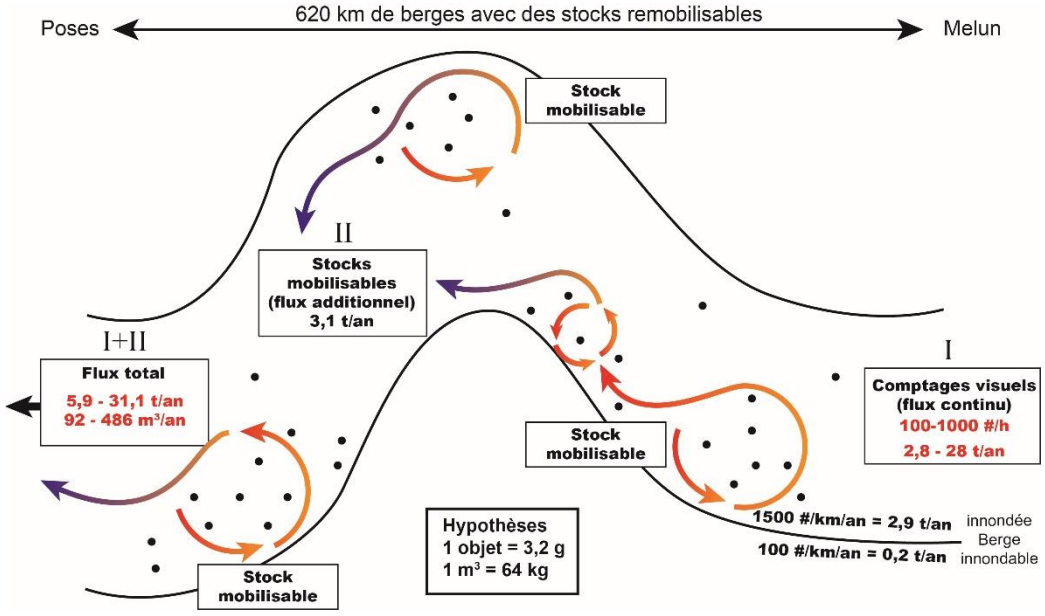


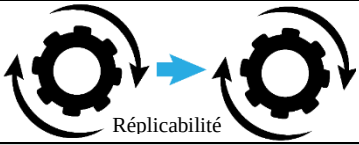
***Figure 10** : Modèle conceptuel des flux de plastique entre Poses et Melun avec des flux mesurés par comptages visuels (#/h) et des stocks remobilisables estimés sur berge (#/km/an) qui viennent enrichir les flux ponctuellement (cf. **Photo 3**). Les couleurs chaudes désignent les périodes de bas débits et les couleurs froides celles de hauts débits.*

4.3.3. PERTINENCE DE LA METHODE

Il ressort des comptages visuels que les flux « visibles » de plastiques sont au maximum d'environ 30 t/an, soit deux ordres de grandeur en-dessous des flux estimés par les deux précédentes méthodes. Ils sont toutefois quasiment dans le même ordre de grandeur que les flux de surface estimés à l'aide des barrages flottants (110-170 t/an). La question à ce stade est donc : les flux réels sont-ils majoritairement dans la colonne d'eau et près du fond ou les flux estimés par méthodes statistiques sont-ils considérablement surévalués ? Le problème des comptages visuels réside dans le fait qu'ils sont limités à la tranche très superficielle de la colonne d'eau

(**Tableau 6**). L'acuité visuelle diminue également avec la luminosité et la distance à laquelle se place l'observateur. Cette méthode sollicite également de nombreux observateurs sur la durée si l'on veut obtenir des résultats représentatifs d'une année. Par contre, elle présente l'avantage d'être assez facile à mettre en œuvre en termes de logistique et de compétences. Quelques minutes de formation suffisent à mettre à niveau les observateurs. Le comptage visuel peut donc tout à fait s'adresser à des enfants et peut très bien s'inscrire dans des programmes de sciences participatives comme le préconisaient déjà González-Fernández and Hanke (2017). Des études proposant des coefficients de conversion entre les flux de plastiques à la surface et les flux dans la colonne d'eau seraient les bienvenues pour estimer des flux totaux.

***Tableau 6** : Critères d'évaluation de la méthode comptage visuel.*

Comptages visuels 6 à 31 t/an (surface)		
Critère	**Note**	**Commentaire**
Fiabilité	**2/5**	Concerne uniquement la surface et les éléments suffisamment grands pour être comptabilisés Extrapolations fortes
Représentativité	**2/5**	A concerné plusieurs sites le long de la Seine Uniquement sur 2 semaines durant des conditions de débits toutefois très différentes
Mise en œuvre	**2/5**	En l'état, difficile à mettre en œuvre car mobilise beaucoup de monde sur beaucoup de temps pour être efficace Améliorable si couplé à des programmes de sciences participatives ou éducatives car ne demande pas de compétences particulières
Reproductibilité	**4/5**	Pas d'obstacles évident à la reproductibilité des mesures si ce n'est les conditions météos (ensoleillement principalement)
 Réplicabilité	**5/5**	Facilement réplicable depuis ponts ou berges
Localisation (JRC2017)	**3/5**	Plusieurs localités étudiées, mais assez loin de l'exutoire, excepté Rouen où il y a la marée
Temps (JRC2017)	**2/5**	Trop court pour être représentatif d'une année

4.4. LES BARRAGES ET CENTRALES HYDROÉLECTRIQUES

Cette méthode d'estimation de flux repose sur l'utilisation des infrastructures existantes le long de la Seine qui sont confrontées aux flux de déchets. Les écluses et les barrages de Voies Navigables de France (VNF), ainsi que les barrages hydroélectriques constituent des barrières à l'écoulement plus ou moins permanentes sur une bonne partie du fleuve où le flux d'eau et donc de déchets est « dirigé ». Malheureusement, VNF ne dispose pas de données de collecte de déchets assez fiables pour être exploitées. De plus il a été très difficile de nouer des contacts au sein de ce vaste établissement public. La thématique des déchets sauvages est en effet une question épineuse pour eux puisqu'ils ne sont réglementairement pas tenus de nettoyer le fleuve de ses déchets. Dans le cas des centrales hydroélectriques, pour protéger leurs infrastructures, les gestionnaires se doivent de prévenir la présence de macrodéchets, de troncs d'arbre ou autre objets volumineux dans les turbines sous peine de les endommager.

La compagnie hydrowatt, en la personne de M. Richard, a eu la gentillesse de fournir les suivis des relevés de bennes sur la période 2008-2017 sur les centrales hydroélectriques de Poses et de Port-Mort que la société gère (**Figure 11**). Elles ont une puissance respective de 10 et 6,7 MW, répartie sur 4 machines par centrale avec un débit d'eau capté de 50 m^3/s par machine (Hydrowatt, communication personnelle). La centrale de Port-Mort est située à l'extérieur du chenal, rive droite, en courbe concave, alors que celle de Poses est côté convexe, rive gauche. Les deux centrales sont équipées d'un dégrilleur automatique sur tout le tirant d'eau (~ 7 m de profondeur ; 50 m de large sur 400 m de fleuve). Le dégrilleur est constitué de barres métalliques verticales espacées de 12 cm (**Photo 4**). Les bennes de 20 m^3, une fois pleines, sont ramassées par un prestataire privé. La très grande majorité des déchets qui les composent sont des déchets verts. Selon le prestataire, il serait difficile, voire impossible de remonter à une proportion de plastique dans les bennes d'Hydrowatt car il collecte 4 clients différents et mélange tout en centre de tri pour valorisation, incinération ou enfouissement.

Témoignages reconstitués des opérateurs (M. Richard et M. Lecompte)

« En période d'étiage, les centrales captent presque la totalité du débit de la Seine car les barrages de VNF sont fermés pour permettre la production électrique et la navigation. Le type de déchets plastiques change avec les saisons avec plus de déchets issus de la consommation nomade durant les beaux jours. En période de crue, la centrale n'est pas fonctionnelle, le différentiel de potentiel entre l'amont et l'aval étant insuffisant. Le barrage VNF est quant à lui totalement levé. La grande majorité du flux de déchet passe donc les barrages. Régulièrement, des déchets volumineux non flottants sont collectés tels que des pneus ou des vélos, notamment des Vélibs parisiens. Mais les déchets les plus fréquents restent les bouteilles ou les bidons plastiques dont la source n'est pas précisément déterminée. ».

Figure 11 *: Géolocalisation des centrales hydroélectriques de Poses (bas à gauche) et Port-Mort (bas à droite).*

Photo 4 *: Dégrilleur automatique et benne à déchets de la centrale hydroélectrique de Port-Mort. La benne est inondée car les photos ont été prises durant la crue de 2018.*

4.4.1. ESTIMATION DES FLUX

Les déchets collectés par les centrales hydroélectriques

Sur la période 2008-2017, ce sont entre 98 et 205 bennes de 20 m^3 qui ont été relevées par an (**Figure 12**). Etant donné que le prestataire facture à la benne relevée, on peut considérer une gestion relativement optimisée avec des bennes pleines. Etant majoritairement composés de végétaux, la densité moyenne des déchets dans les bennes a été fixée à 300 kg/m^3. Malheureusement, il n'a pas été possible de caractériser les déchets présents dans les bennes. Comme première hypothèse de travail, le taux de plastique observé pour les barrages flottant a été appliqué. Mais cette fois, le taux de plastique minimum et le taux de plastique maximum ont été appliqués pour obtenir une fourchette large, i.e., 0,8% à 5,1% (Gasperi et al., 2014). La quantité de plastique collectée par les barrages hydroélectriques est donc comprise entre 8 et 51 t/an (**Tableau 7**).

A la fin des années 1990, une étude sur les déchets en Seine estimait la quantité de déchets collectés uniquement par le barrage de Poses à 360 t/an (Lerond, 1997), soit entre 3 et 18 t/an de plastique avec les mêmes taux de plastique dans les déchets qu'aujourd'hui. Ce sont des résultats assez cohérents.

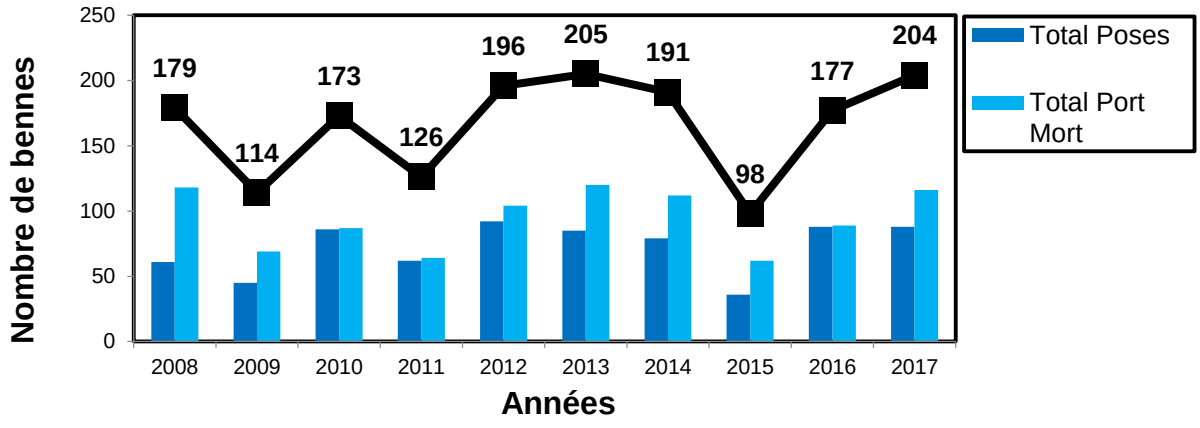


***Figure 12** : Nombre de bennes relevées sur la période 2008-2017.*

Tableau 7 *: Quantité de plastiques piégés par les dégrilleurs des centrales hydroélectriques.*

Bennes centrale POSES											
Année	**2008**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**MOYENNE**
Nombre de bennes de 20 m^3	61	45	86	62	92	85	79	36	88	88	**72**
Masse des déchets en kg pour une densité de 300 kg/m^3 (kg)	366000	270000	516000	372000	552000	510000	474000	216000	528000	528000	**433200**
Masse plastique en t (taux plastique à 0,8 %)	3	2	4	3	4	4	4	2	4	4	**3**
Masse plastique en t (taux plastique à 5,1 %)	19	14	26	19	28	26	24	11	27	27	**22**
Bennes centrale PORT-MORT											
Nombre de bennes de 20 m^3	118	69	87	64	104	120	112	62	89	116	**94**
Masse des déchets en kg pour une densité de 300 kg/m^3	708000	414000	522000	384000	624000	720000	672000	372000	534000	696000	**564600**
Masse plastique en t (taux plastique à 0,8 %)	6	3	4	3	5	6	5	3	4	6	**5**
Masse plastique en t (taux plastique à 5,1 %)	36	21	27	20	32	37	34	19	27	35	**29**
TOTAL											
Masse plastique en t (taux plastique à 0,8 %)	9	5	8	6	9	10	9	5	8	10	**8**
Masse plastique en t (taux plastique à 5,1 %)	55	35	53	39	60	63	58	30	54	62	**51**

Calcul des flux

Sur le même principe que pour les barrages flottants, on peut estimer des flux en estimant la part des débits traités par les dégrilleurs par rapport au débit moyen de la Seine dans la zone. C'est même ici plus pertinent car les dégrilleurs occupent toute la hauteur de la colonne d'eau. La station hydrologique de Vernon donne des débits moyens annuels sur la période 2009-2017 de 489 m^3/s (http://www.hydro.eaufrance.fr/presentation/procedure.php). L'année 2008 ne comporte pas de données. Chaque centrale a un débit potentiel de 200 m^3/s si les 4 turbines fonctionnent en même temps. Mais lorsque les débits de la Seine sont trop faibles, toutes les turbines ne fonctionnent pas. Sur l'année, l'hypothèse d'un fonctionnement entre 50% et 100% sera retenue pour les calculs. Cela donne un débit transitant pour l'ensemble des deux centrales compris entre 200 et 400 m^3/s, soit un débit traversant moyen pour les deux centrales de 300 m^3/s. Avec les mêmes hypothèses que pour les barrages flottants, des flux de plastique peuvent être estimés sur la base de ce qui est collecté et du ratio de débit entre les centrales et le débit moyen de la Seine à Vernon, soit $R_Q = \frac{1}{1,6}$. Avec cette estimation, les flux de plastique calculés sont compris entre 13 t/an et 82 t/an, auxquels il faut retirer les quantités prélevés par les barrages, soit 8 à 51 t/an. Cela donne finalement des flux transitant compris entre 5 t/an et 30 t/an en arrondissant. Avec une extrapolation aux dimensions, les flux seraient d'environ 60 à 360 t/an, les barrages occupant 1/8 de la largeur de la Seine.

D'après le rapport Lerond (1997), le flux de déchets – déchets verts compris – était de 700 à 800 t/an entre Poses et la mer, soit de 6 à 41 t/an de plastique avec les taux de plastique de Gasperi et al. (2014). Ces flux sont très similaires à ceux estimés à partir du ratio de débits.

4.4.2. PERTINENCE DE LA METHODE

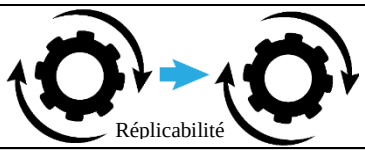
Utiliser les grandes infrastructures du type des barrages hydroélectriques a l'avantage de prendre en compte l'ensemble de la colonne d'eau, les dégrilleurs occupant toute la hauteur d'eau (**Tableau 8**). Cependant, l'espace entre les dégrilleurs est large (12 cm) et laisse potentiellement passer les plus petits déchets. En réalité, ce n'est pas si simple car les déchets pris dans les grilles tendent à piéger les déchets de plus petite taille. Plus il y a de déchets, plus le risque de colmatage augmente et avec lui la capacité de collecter des déchets plus petits. La présence de nombreux films plastiques participe également au colmatage des dégrilleurs (**Photo 5**). L'autre grande faiblesse de cette méthode est du même ressort que celle liée aux barrages flottants : les extrapolations d'une quantité piégée (elle aussi estimée) pour obtenir une quantité de déchets transitant sur l'ensemble de la section du fleuve. Même si l'extrapolation aux débits

a plus de sens ici qu'avec les barrages flottants car l'ensemble de la colonne d'eau est considéré, on considère toujours que la distribution des plastiques dans la colonne d'eau est homogène sur la largeur. Par ailleurs, la relation entre les débits passant au travers des dégrilleurs et le débit moyen de la Seine n'est pas si clair. En effet, en période d'étiage, quasiment la totalité du débit de la Seine passe par les centrales hydroélectriques, les barrages de VNF étant fermés (Hydrowatt, communication personnelle). Par contre, une fine lame d'eau passe par-dessus ces barrages et les déchets flottants avec. Au contraire, durant les périodes de crue, les barrages de VNF sont levés et la quasi-totalité du débit de la Seine passe par le chenal central, emportant les déchets vers l'aval. Dans ce contexte, les centrales hydroélectriques ne peuvent fournir des données de déchets dégrillés représentatives du flux transitant.

Cette méthode est potentiellement réplicable partout où il y a des barrages et centrales hydroélectriques ou même des écluses, sous réserve d'avoir accès aux données de la quantité de déchets dégrillés et des débits d'eau traités à l'endroit considéré. Le Rhône serait un bon candidat pour tester cette méthode à condition de pouvoir bénéficier des données filtrées comparativement aux débits du fleuve.

***Photo 5** : Canal d'évacuation des déchets dégrillés. Beaucoup de films plastiques. Mars 2019*

***Tableau 8** : Critères d'évaluation de la méthode des barrages hydroélectriques.*

Barrages hydroélectriques 5 à 30 t/an (extrapolation aux débits) 60 à 360 t/an (extrapolation aux dimensions)		
Critère	**Note**	**Commentaire**
Fiabilité	**4/5**	- Dégrilleurs grossiers. - Variabilité des débits dégrillés en fonction de la saison. - Bonne représentativité spatiale et temporelle
Représentativité	**3/5**	- Toute la colonne d'eau dégrillée, mais entrefers de 12 cm. - Juste à l'amont de l'estuaire. - Structure permanente mais faiblesse dans l'évaluation du taux de plastique.
Mise en œuvre	**3/5**	- La difficulté principale réside dans la possibilité d'établir une collaboration avec le gestionnaire de la structure.
Reproductibilité	**3/5**	- Attention à la maintenance des dégrilleurs ou l'arrêt des centrales pour cause de crue par exemple. Valable aussi pour la représentativité.
 Réplicabilité	**3/5**	- Partout où il y a des structures du même type disponible. Beaucoup sur le Rhône par exemple.
Localisation (JRC2017)	**4/5**	- Entrée de l'estuaire
Temps (JRC2017)	**5/5**	- Structures permanentes

4.5. ECHANTILLONNAGES IN SITU

Les échantillonnages *in situ* consistent à prélever directement les macroplastiques dans l'eau avec un filet tout en mesurant le débit passant à travers le filet. Les résultats obtenus sont une concentration de plastique dans l'eau qui est ensuite extrapolée à un volume d'eau annuel.

4.5.1. COLLECTE DYNAMIQUE EN BATEAU, PROTOCOLE

Des échantillonnages ont été menés en bateau directement à l'embouchure de la Seine, dans l'estuaire au niveau du pont de Normandie. Les échantillonnages ont été réalisés sur 3 jours, les 23, 25 et 27 avril 2019 avec un gradient de coefficients de marée diminuant de 91à 32. La mission a été échelonnée sur des coefficients de marées contrastés afin de déterminer leur influence sur les flux de plastique mesurés dans la colonne d'eau. Les déchets plastiques ont été collectés dans la colonne d'eau à 1,5 m de profondeur à l'aide d'un filet immergé de 3 m^2 (2*1,5 m) avec un maillage de 1 cm (**Photo 6**) sur 30 à 120 minutes. Les prélèvements ont été effectués à contre-courant en zigzagant dans le chenal pour couvrir un maximum de surface latérale et filtrer le plus grand volume d'eau possible. Les échantillonnages ont été réalisés à la fois dans le courant du flot et du jusant. Les déchets collectés ont été nettoyés, séchés, puis caractérisés en laboratoire selon les classifications OSPAR/DCSMM (**Tableau 9** ; **Figure 13**).

4.5.2. MESURE DES VOLUMES FILTRES

Les volumes d'eau filtrés ont été mesurés à l'aide d'un volucompteur à hélice le 23/04/2019. Mais à la suite d'un problème d'étanchéité, il n'a pas pu être utilisé les jours suivants. Les volumes filtrés ont toutefois pu être recalculés sur la base des données du 23/04 car le capitaine a maintenu la même puissance motrice lors de tous les échantillonnages les jours suivant, c'est-à-dire 2 000 t/min. La vitesse du courant traversant le filet était donc toujours la même. Le volume d'eau filtré est donc une fonction de la durée d'exposition uniquement. Sur la base des mesures du 23/04, le volume d'eau filtré était de 12 221 ± 10% m^3/h.

***Photo 6** : Filet de prélèvement des macroplastiques tracté par le bateau de la société PRELEVMAR.*

4.5.3. ESTIMATION DES FLUX DE PLASTIQUE

Notons d'abord que 100% des déchets collectés étaient constitués de plastique. Cependant, la quantité de plastique collecté reste faible avec 2 traits totalement dépourvus de plastique. Sur l'ensemble des traits où ont été collectés du plastique, 71% des plastiques étaient constitués d'emballages au sens large (inclus les films) dont 11% liés au tabac (**Figure 13**). En tenant compte des traits « négatifs », la concentration moyenne de plastique est de 0,16 mg/m^3, alors que la médiane est de 0,093 mg/m^3. Avec un débit moyen de la Seine à Vernon sur la période 2009-2017 de 489 m^3/s, les flux de plastiques associés à ces concentrations seraient respectivement de 1,4 et 2,5 t/an. Avec les débits maximums de la crue de janvier 2018 (~2 100 m^3/s) extrapolés à l'année, les flux seraient compris entre 6 et 11 t/an. Dans tous les cas, ces flux restent extrêmement faibles comparés aux autres méthodes d'estimation.

Tableau 9 *: Traits de filets pélagiques et concentrations de plastiques associées.*

Date/coef. marées	Traits	Conditions d'échantillonnage	Temps exposition (min)	Volume filtré (m^3)	Masse plastique collectée (g)	Conc. plastique (mg/m^3)
23/04/2019	1	Flot sous PN	30	7343	0,00	0
23/04/2019	2	Flot amont PN	30	5957	1,49	0,25
23/04/2019	3	Flot amont PN	30	5385	1,61	0,3
23/04/2019	4	Flot amont PN	30	6259	4,76	0,76
23/04/2019	5	Jusant amont PN	60	12176	0,00	0
23/04/2019	6	Jusant sous PN	60	11259	2,00	0,18
25/04/2019	1	Aval PN jusant	64	13035	0,05	$3{,}8.10^{-3}$
25/04/2019	2	Aval PN jusant	53	10795	0,06	$5{,}6.10^{-3}$
25/04/2019	3	Aval PN flot	61	12424	0,72	$5{,}8.10^{-2}$
25/04/2019	4	Aval PN flot	68	13850	0,80	$5{,}8.10^{-2}$
27/04/2019	1	Aval-Amont PN jusant (tempête, reste rive gauche)	120	24441	3,14	0,13
27/04/2019	2	Amont-Aval PN Flot (tempête, reste rive gauche)	120	24441	4,07	0,17

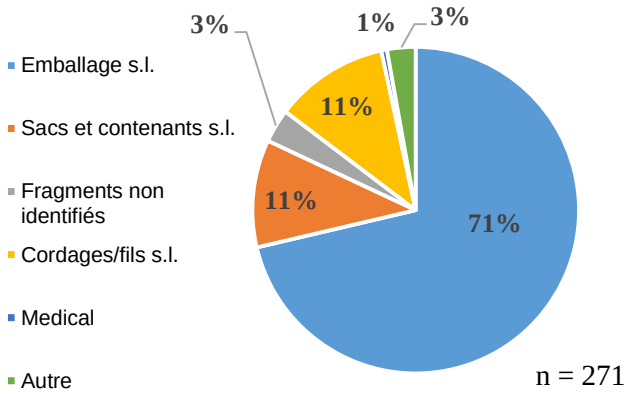


Figure 13 *: Répartition moyenne des types de plastiques collectés dans les traits « positifs » en fonction de la classification OSPAR/DCSMM. Les catégories représentées sont des groupements de catégories.*

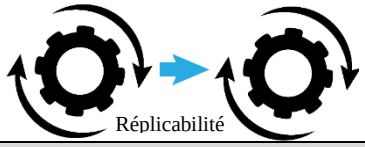
4.5.4. PERTINENCE DE LA METHODE

Les flux estimés par cette approche (1,4 à 2,5 t/an) sont les plus faibles de l'ensemble des méthodes testées avec des flux d'un à trois ordres de grandeur plus faibles. Une telle différence s'explique par plusieurs facteurs (**Tableau 10**) :

- **La nature des plastiques collectés**. Ils sont majoritairement des films liés au secteur de l'emballage *s.l.* et ont une très faible masse malgré leur nombre. Des bouteilles, bidons, ou jardinières retrouvées en grand nombre échouées sur les berges de l'estuaire et dont la masse est bien plus importante que des films n'ont jamais été retrouvés dans la colonne d'eau. Autrement dit, les macroplastiques lourds sont retrouvés sur les berges, mais pas dans la colonne d'eau. Même si la colonne d'eau peut charrier de nombreux déchets (e.g. Morritt et al., 2014), des masses importantes seraient transportées en surface ou sur le fond qui n'a pas pu être exploré.
- **La taille de l'échantillonnage**. Le volume filtré par rapport au volume total transitant est infinitésimal (0,001%). La représentativité d'un volume filtré si petit est donc très faible, surtout lorsque l'on cherche des macroplastiques, bien moins nombreux que les microplastiques (e.g. Eriksen et al., 2014; Sebille et al., 2015).
- **La position géographique de l'échantillonnage**. Echantillonner à l'embouchure du fleuve semble faire sens pour estimer des flux de plastiques rejetés en mer, mais la présence du bouchon vaseux pose problème en ce qui concerne la représentativité des prélèvements. Le bouchon vaseux se forme à l'interface entre les eaux douces et les eaux salées et forme une zone d'accumulation de particules en suspension où la turbidité est maximale (Lemoine and Verney, 2015). Par analogie, la dynamique complexe du bouchon vaseux influencerait fortement la distribution verticale et horizontale des plastiques dans la colonne d'eau (Vermeiren et al., 2016). Par conséquent, les prélèvements effectués dans ou en-dehors du bouchon vaseux pourraient montrer des concentrations de plastiques extrêmement variables.
- **Les conditions météorologiques**. Le protocole impliquait de suivre exactement le même parcours durant les prélèvements pour estimer l'influence des coefficients de marées sur le transport des plastiques dans la colonne d'eau. Or, la météo ayant été très mauvaise le 27/04/2019 lors des prélèvements de faibles coefficients, la houle violente n'a pas permis d'échantillonner sur toute la largeur du chenal. Par ailleurs, la houle a pu remettre des plastiques en suspension et, malgré des coefficients plus faibles, des concentrations similaires au 23/04 ont été observées le 27/04. Les concentrations du

25/04 (coefs. moyens et temps calme) étaient quant à elles un à deux ordres de grandeur en-dessous de celles observées les 23/04 (fort coefs.) et 27/04 (faibles coef.).

Tableau 10 *: Critères d'évaluation de la méthode d'échantillonnage in situ.*

Filet tracté 1,4 à 2,5 t/an		
Critère	**Note**	**Commentaire**
Fiabilité	**1/5**	Peu fiable pour toutes les raisons mentionnées précédemment.
Représentativité	**1/5**	Seulement 3 jours d'échantillonnage Variations verticales et latérales de la distribution des plastiques liées au bouchon vaseux Petit volume d'eau prélevé au dans la colonne d'eau
Mise en œuvre	**1/5**	1 500 euros la journée de bateau Dépend de la météo (tempête le dernier jour qui a empêché de suivre le même chemin que les jours précédents) Filet imposant
Reproductibilité	**2/5**	Les aléas météorologiques et techniques empêchent une parfaite reproductibilité des prélèvements. Difficile de se situer exactement dans l'estuaire durant les prélèvements.
 Réplicabilité	**5/5**	Réplicable partout où c'est navigable, mais clairement pas recommandé pour des analyses quantitatives, mais plutôt qualitatives.
Localisation (JRC2017)	**1/5**	Sous le pont de Normandie avec forte influence de la marée. Environnement quasi marin
Temps (JRC2017)	**1/5**	Trop peu de temps

4.6. APPROCHE PROBABILISTE DYNAMIQUE

Cette approche constitue l'innovation majeure du projet MacroPLAST, tant par la méthodologie suivie que par sa mise en œuvre. Elle repose sur des données de collecte sur berges quasi quotidiennes, des suivis GPS et le suivi de déchets marqués. Sa mise en place a mobilisé un large consortium d'acteurs locaux sur des fonds en partie européens : l'entreprise d'insertion Naturaul'un, les départements de la Seine Maritime et de l'Eure, les associations SOS Mal de Seine et La Maison de l'Estuaire, le Grand Port Maritime de Rouen.

Naturaul'un est une Société Coopérative d'Intérêt Collectif (SCIC) mandatée par les départements de la Seine Maritime et de l'Eure depuis 2008 sur des fonds FEDER pour nettoyer régulièrement une vingtaine de sites dans l'estuaire de la Seine (**Figure 14**). Ces sites ont été préalablement identifiés comme zone d'accumulation de déchets (Lerond, 1997; SAFEGE, 2012). La quantité de déchets collectés est connue à l'échelle hebdomadaire. L'idée est de déterminer la part des déchets non collectés par Naturaul'un. Dans ce but, des déchets marqués ont été rejetés dans l'estuaire afin de déterminer la part de déchets non collectés par Naturaul'un. En complément, des traçages GPS à l'aide de balises imitant des déchets flottants ou semi immergés ont permis d'identifier les facteurs influençant la trajectoire des déchets tels que la marée, le vent ou les crues. Cette expérimentation permet de connaître le flux à la mer en faisant la différence entre le flux collecté et le flux total, sur la base de probabilités de collecte.

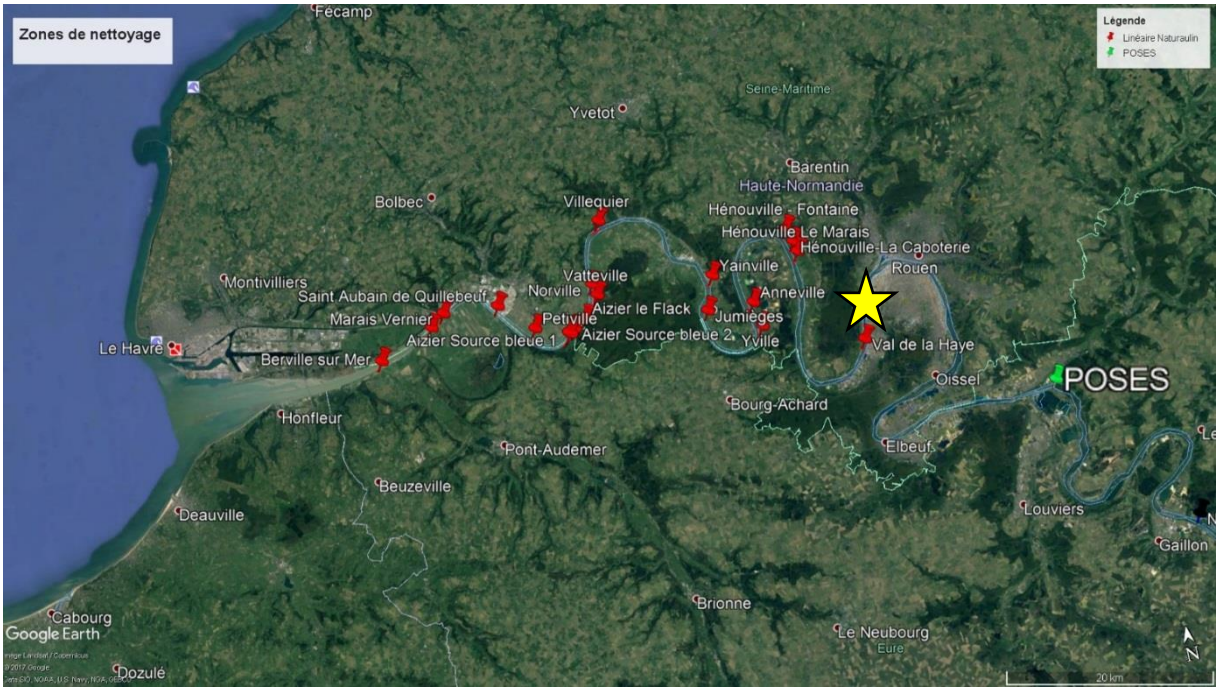


***Figure 14** : Estuaire de la Seine avec les différents sites entretenus par Naturaul'un (en rouge) et Petit-Couronne, le lieu de relargage des déchets marqués en mars, juillet, août et septembre 2018 (étoile jaune).*

Les objectifs poursuivis par l'expérimentation sont doubles : (i) quantifier la part des déchets transitant en Seine et ramassée par Naturaul'un et ainsi estimer des flux de déchets transférés à la mer, et (ii) mieux comprendre la dynamique de transfert des déchets de l'amont à l'aval. Cette approche a été menée de mars 2018 à avril 2019 et a mobilisé les sciences participatives ainsi que les associations (SOS Mal de Seine et La Maison de l'Estuaire).

4.6.1. PROTOCOLE

Déchets marqués

Des objets préalablement ramassés sur les berges par Naturaul'un dans l'estuaire de la Seine ont été marqués (peinture jaune + collier d'identification rouge numéroté ; **Photo 7**) puis rejetés à la Seine. Au total, 365 objets de toute sorte (bouteilles plastiques, bidons, jardinières, jouets, sceaux, couvercles, pneus, etc.) ont été marqués puis rejetés à la Seine au niveau du bac de Petit Couronne, à l'aval de Rouen :

- 200 objets le 23 mars 2018 ➔ Simulation des apports de crue
- 58 le 19 juillet 2018
- 56 le 29 août 2018
- 51 le 26 septembre 2018

} Simulation des apports réguliers

Parmi ces déchets, 19 bouteilles en verre et 20 aérosols en aluminium ont également été rejetés à l'eau, car un grand nombre d'entre eux sont retrouvés sur les berges. Du fait du relativement petit nombre de ces objets autres que plastiques, ils ont été inclus dans les calculs du taux de collecte et considérés comme des déchets plastiques. Ils consistaient le plus souvent en des récipients fermés, ce qui leur évitait de couler.

Les déchets marqués étaient signalés chaque fois qu'ils étaient repérés échoués et identifiés comme appartenant au projet MacroPLAST. La communication de l'expérimentation via différents médias et aux communes riveraines a été faite pour demander la participation citoyenne. La très grande majorité des objets ont été signalés par Naturaul'un et SOS Mal de Seine.

***Photo 7** : Des déchets marqués échoués*

Signalements des déchets

Lorsqu'un objet était signalé par une association ou un citoyen, le signalement était répertorié et l'objet laissé sur place. Mais en aucun cas l'objet signalé n'était compté dans les objets collecté par Naturaul'un. Par contre, lorsqu'un objet était signalé par Naturaul'un, il était compté comme collecté, mais laissé sur place s'il était trouvé à l'amont de Villequier. Sinon, il était définitivement collecté pour éviter qu'il ne termine en mer. Les objets laissés sur place apportaient des informations supplémentaires sur la dynamique de transfert des déchets de l'amont à l'aval en termes de temps d'échouage ou de remobilisation. L'ensemble des données concernant les signalements sont disponibles dans l'annexe 3 (*cf.* §7.3).

Balises GPS

Une cinquantaine de balises GPS ont été lâchées dans la Seine dont 36 dans l'estuaire entre mars 2018 et avril 2019. Les balises GPS sont des bouteilles de 1L marquées avec les coordonnées du LEESU (**Photo 8**) dans lesquelles a été introduit un GPS INETIS (https://inetis.fr/). Les premières trajectoires ont été effectuées avec des balises lestées avec du sable pour un poids total d'environ 800 g. Le sable était maintenu grâce à de la mousse expansive dans laquelle une cavité était creusée pour y introduire le GPS. Ces balises lestées se comportent comme des déchets semi-immergés et restent à fleur d'eau, portées par les courants. Des balises avec une forte flottabilité ont été ajoutées à l'expérimentation pour prendre en compte les effets du vent. La plupart des mises à l'eau de balises ont été effectuées par paires : une balise lestée et une non lestée, les deux mises à l'eau au même endroit et au même moment.

Photo 8 *: Balise GPS avec le GPS à l'intérieur.*

Les balises ont été larguées à plusieurs endroits dans l'estuaire, environ tous les 15 jours pendant la durée de l'expérimentation, le plus souvent depuis un bac du département de la Seine Maritime traversant la Seine. Un certain nombre d'entre elles ont été perdues suite à la perte de signal. Mais certaines ont pu être retrouvées plus tard, échouées sur une berge. Les données GPS étaient recueillies quotidiennement, d'abord par une plate-forme internet (Deverylock), puis par notre propre serveur, développé à l'ENPC et à l'UPEC. Une position GPS était prise toutes les deux heures et l'ensemble des positions étaient envoyées au serveur une fois par jour grâce au réseau GSM. Le programme de géolocalisation a été conçu de telle sorte que le GPS se mette en veille lorsqu'il ne détectait plus de mouvements après une durée de 14 h. Avec ce programme, la durée maximale d'une trajectoire est d'environ 2 mois. Le temps de parcours d'une trajectoire est alors le temps qui sépare le départ d'une trajectoire et le dernier échouage ou la perte de signal.

Les données relatives à chaque trajectoire ont été obtenues par traitement SIG à l'aide du logiciel libre QGiS. Pour ce faire, un programme Python a été développé par Marie Silvestre (Personnelle de la FIRE) pour attribuer à chaque position un point kilométrique et permettre le calcul de distances de déplacements. Compte tenu des nombreux échouages aux durées aléatoires, à la limitation dans le temps de la batterie des balises et aux pertes de signaux, il n'est pas judicieux d'utiliser des moyennes pour décrire la « trajectoire type » d'un déchet, mais plutôt des valeurs médianes. Les trajectoires sont caractérisées par les indicateurs suivants :

- Le temps de parcours, définit comme le temps écoulé entre le dernier échouage et le début de la trajectoire.

- La distance nette parcourue en km, soit la distance qui sépare le point de départ de la trajectoire et son point final, c'est-à-dire le dernier échouage ou la dernière position connue.
- La distance totale parcourue en km, soit la distance cumulée entre chaque point géographique. Elle permet de prendre en compte les allers-retours liés à la marée dans l'estuaire. Du fait du manque de précision de certaines mesures, la distance totale parcourue peut être légèrement supérieure à la distance nette.
- La vitesse amont-aval en km/j, soit la vitesse de propagation des balises de l'amont à l'aval, c'est-à-dire la distance nette parcourue sur le temps de parcours.
- Le nombre d'échouage supérieur à 12h (soit un cycle de marée).
- Le temps d'échouage total, soit la somme du temps passé échoué.
- Le temps d'échouage moyen par site.

4.6.2. TAUX DE COLLECTE DE NATURAUL'UN

Sur l'ensemble des 365 objets, 36% ont été signalés échoués. Des objets ont été signalés plusieurs fois. Parmi les 36% d'objets signalés, 43% ont été signalés une 2e fois sur le même site ou sur un autre et 16% l'ont été une 3e fois. Certains ont été signalés échoués jusqu'à 6 fois. Un seul déchet a été retrouvé échoué en mer, sur le littoral à 20 km au nord du Havre. Il s'agissait d'un déchet relâché en mars 2018 en période de crue. Malgré le programme de sciences participatives, Naturaul'un a effectué la majorité des 229 signalements. Sur l'ensemble des déchets relâchés dans la Seine, 28,1% des 365 objets ont été retrouvés par Naturaul'un (**Figure 15**). Ce pourcentage constitue le taux de collecte global de Naturaul'un lissé sur le temps de l'expérience, soit environ une année. Les signalements de Naturaul'un ont été effectués à l'échelle hebdomadaire, c'est pourquoi le taux de collecte global évolue en fonction du nombre de semaines entre le début et la fin de l'expérimentation. Le taux de collecte est susceptible de varier comme l'illustre la **Figure 15**. Par ailleurs, la réapparition d'objets marqués de mars 2018 est observée plusieurs mois après leur lâcher, à la faveur de remontées du niveau d'eau dans l'estuaire durant l'hiver 2018-2019. L'évolution des pentes des taux de collecte en fonction des différents lâchers laissent à penser que le taux de collecte global maximal n'a pas été atteint et qu'il doit s'évaluer sur plusieurs années. Notamment pour prendre en compte la survenue d'évènements majeurs capable de remobiliser des objets échoués haut sur les berges depuis des zones non explorées.

Ce qui est remarquable avec les collectes quotidiennes de Naturaul'un, c'est qu'elles reflètent bien les évènements majeurs susceptibles de transporter beaucoup de déchets au contraire de toutes les autres mesures de terrain (**Figure 16**). L'épisode de crue de l'hiver 2018 apparait très bien dans la hausse du nombre de bouteilles en verre, de jardinières en plastique, de seaux, de bidons, etc. L'épisode de crue éclair de l'été 2016 apparaît également avec un très net pic dans tous les objets recensés. Toutefois, il est bien plus net dans les plastiques divers et les bouteilles que dans les autres indicateurs. La durée des évènements de crue a certainement un impact ici. En 2018, la crue s'est déroulée sur plusieurs mois. Les déchets ont été massivement exportés de l'amont vers l'aval sur toute cette période ce qui expliquerait des pics plus évasés que pour la crue flash de 2016.

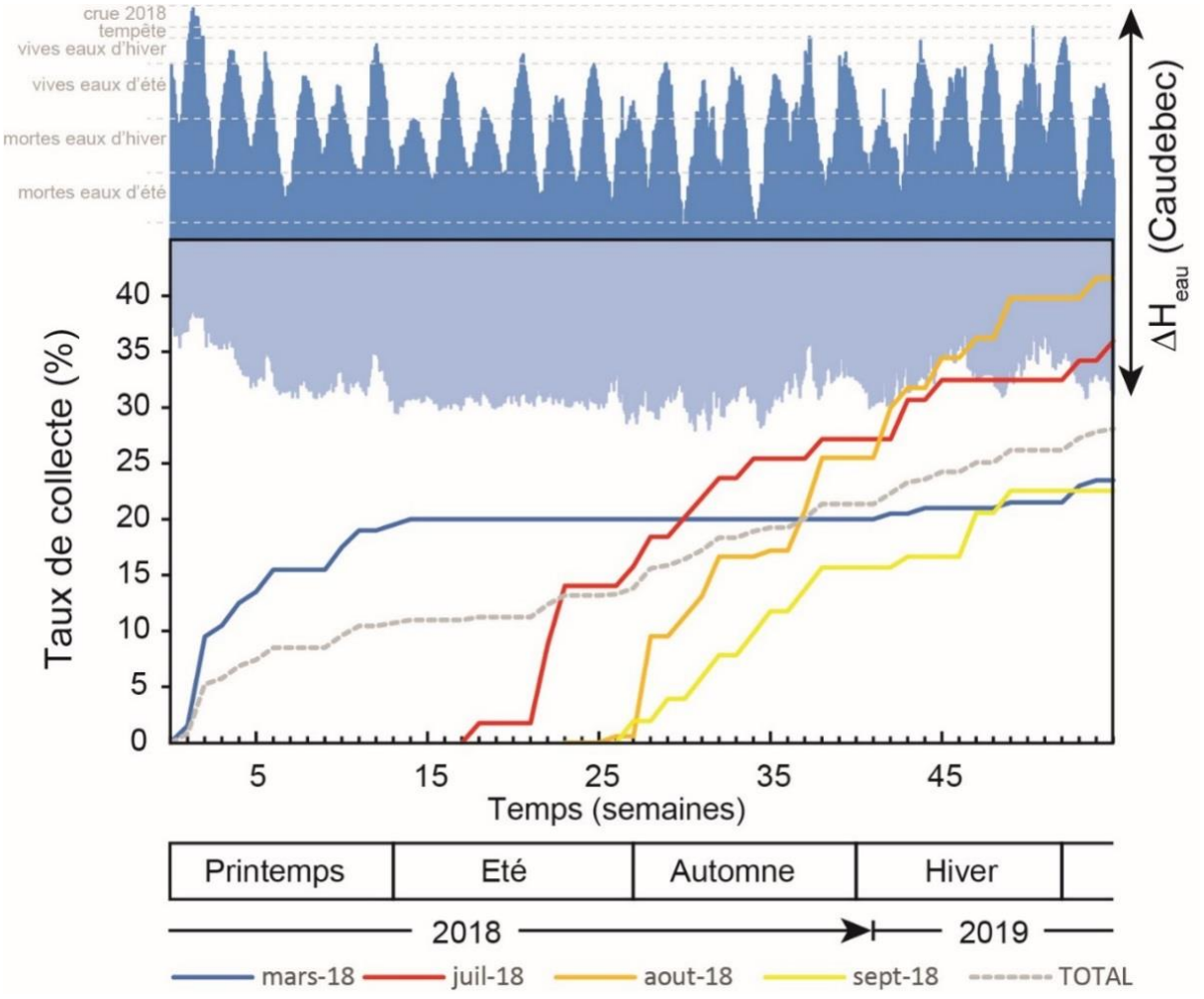


Figure 15 *: Evolution du taux de collecte en fonction des différents lâchers et des hauteurs d'eau mesurées dans l'estuaire à la station de Caudebec. L'ordonnée à l'origine correspond à la date de début des traçages, c'est-à-dire le 23 mars 2018, puis les abscisses correspondent au nombre de semaine à partir de cette date. La semaine 1 correspond à la semaine du 23 au 30 mars 2018.*

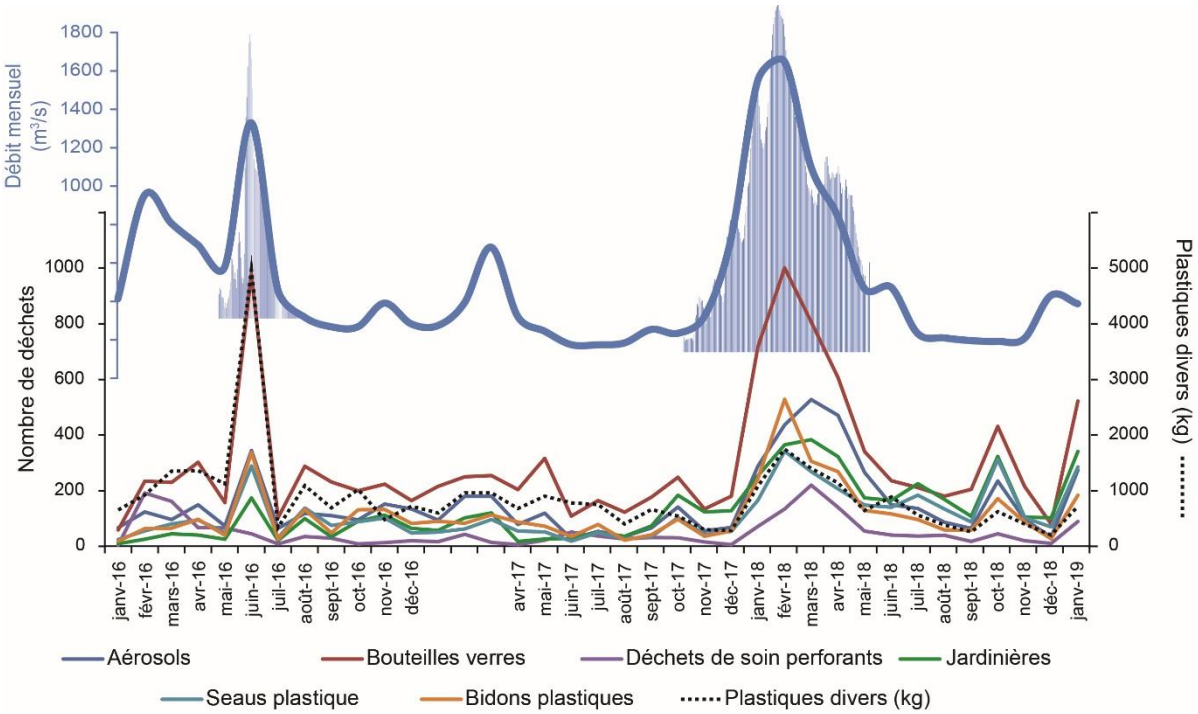


***Figure 16** : Quantité de déchets collectée mensuellement (liste non exhaustive issue des données du département de la Seine Maritime) ainsi que les débits mensuels, voire journaliers, mesurés à Vernon (amont de Poses).*

Des échantillonnages de la colonne d'eau en baie de Seine tendent à montrer que les types de plastiques qui sont susceptibles d'être transportés dans la colonne d'eau, tels que les films et emballages ou les bouteilles en PET se déposent également sur les berges (**Photo 9**). Les processus d'échouage et de remobilisation sont complexes et font intervenir les propriétés intrinsèques des objets (forme, taille, flottabilité, masse, etc.) mais aussi des facteurs environnementaux locaux : le vent, la force des courants de marées ou encore la présence de débris végétaux (Vermeiren et al., 2016). Les débris végétaux flottants piègent en effet quantités de fils et films plastiques. Le taux de collecte est donc très fortement lié à la dynamique de transfert de l'amont à l'aval.

©L. Colasse

©L. Colasse

Photo 9 *: A gauche, un film plastique échoué sur une berge près d'une laisse de Seine et d'un plastique dur flottant (Yville, Mai 2018). En haut à droite, des films plastiques prélevés dans la colonne d'eau vers le pont de Normandie. En bas à droite, des films et emballages plastiques prélevés sur le fond dans la baie de Seine.*

4.6.3. DYNAMIQUE DE TRANSFERT AMONT-AVAL

Trajectoires GPS

Dans le cadre du projet MacroPLAST, 50 trajectoires GPS ont été obtenues entre février 2018 et mai 2019 (*cf.* annexe 4 ; §7.4). Ces trajectoires ont permis de mettre en évidence des dynamiques de transfert très différentes dans l'espace et le temps :

- Une dynamique propre à l'amont de Poses (11 trajectoires dont 2 en période de crue) et une dynamique estuarienne liée à la marée (39 trajectoires dont 5 en période de crue). A l'amont de Poses, les débris sont transférés de l'amont à l'aval uniquement. Dans l'estuaire, ils peuvent remonter le fleuve sur plusieurs kilomètres sous l'influence des marées.

- Une dynamique liée aux conditions hydrologiques avec une dynamique hors crue (43 trajectoires dont 39 dans l'estuaire) et une dynamique de crue (7 trajectoires dont 5 dans l'estuaire). Hors période de crue, des zones de stockage temporaires de débris sont susceptibles de se former tout le long de la Seine. Ces débris sont potentiellement remobilisés lorsque les débits et les hauteurs d'eau augmentent.

La **Figure 17** montre des trajectoires d'hiver en 2018 et en 2019 sur des durées similaires. Les balises durant la crue de 2018 vont plus rapidement de l'amont à l'aval que celles de 2019 où les effets de la marée sont très importants. Par ailleurs, leurs trajectoires semblent aléatoires. L'enseignement majeur de l'ensemble des trajectoires est que l'ensemble des trajectoires montre des échouages. Par extrapolation, il est raisonnable de conclure que 100% des déchets flottants et sub-flottants, *i.e*, entre deux eaux, s'échouent sur les berges. Sur les 50 balises GPS, une seule a atteint la mer après avoir été jetée depuis un bateau en pleine mer sous le pont de Normandie[6].

Les principaux facteurs conduisant à l'échouage ou la remobilisation des déchets sur les berges n'ont pour l'heure pas pu être clairement identifiés. Mais ils semblent dépendre, entre autre, des coefficients de marées, des vents, du trafic fluvial, de la morphologie des berges et de leur végétalisation (Browne et al., 2010; Ivar do Sul et al., 2014; Vermeiren et al., 2016). Il a cependant été suggéré que dans les estuaires avec un marnage important comme dans le cas de la Seine, la remontée du flot dans le chenal entraînait la formation d'une zone de convergence axiale avec des courants de surface allant des berges vers le centre du chenal, concentrant les débris flottants (Brown et al., 1991). Ce mécanisme serait responsable de la remobilisation des déchets échoués sur les berges et de leur transport vers l'amont. Il forme également un courant plongeant au centre du chenal qui aboutit à des courants de retours de fond du centre du chenal vers les berges. Ces courants pourraient transporter des déchets plus denses en direction des berges où ils s'y échoueraient. Dans les zones concaves du fleuve, les courants hélicoïdaux viendraient contrer ces courants de retour, créant une zone de turbulence propice au dépôt de ces déchets denses sur les berges. Les vents, les débris organiques et les vagues liées au trafic fluvial constitueraient des facteurs facilitant leur échouage, mais aussi leur remobilisation[7].

[6] La balise, non lestée, s'est rapidement échouée plusieurs jours dans les vasières au Nord du Pont, avant d'être reprise et d'arrêter d'émettre en avril 2019. Elle a finalement été retrouvée en octobre 2019 sur les plages Normandes, au Sud-Ouest de l'embouchure de la Seine (*cf.* photo page 4).

[7] Vidéo montrant une trajectoire type ainsi que des mécanismes d'échouage et de remobilisation des déchets, notamment le batillage lié au trafic fluvial :

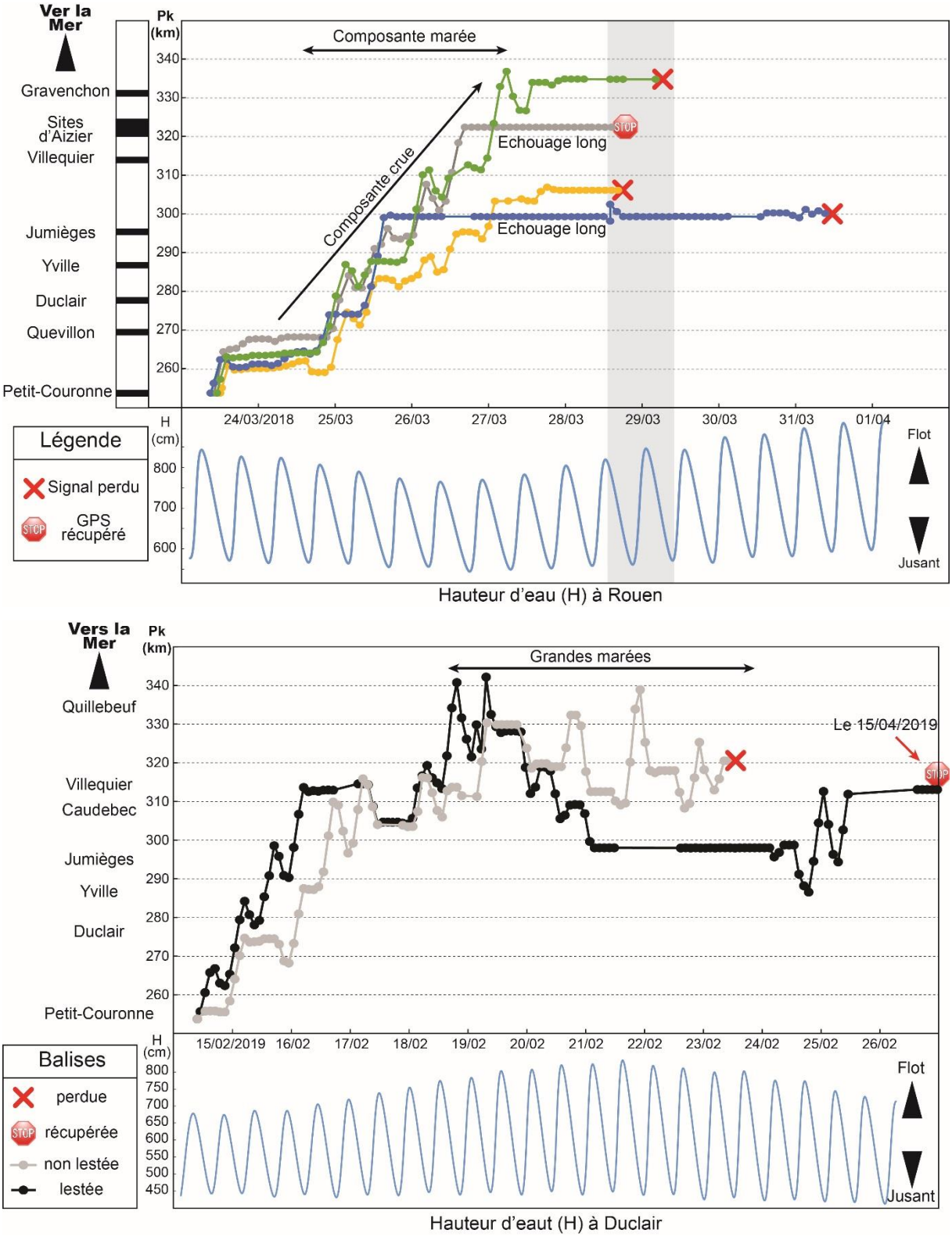


Figure 17 *: Trajectoires GPS durant la crue de 2018 (en haut) et l'hiver 2019 (en bas). Les différentes couleurs pour les trajectoires de 2018 servent à les distinguer les unes des autres, mais elles ont toutes été obtenues à partir de balises lestées. La composante marée joue un rôle majeur dans la dynamique de transfert des déchets, plus encore en période de bas débits et durant les grandes marées.*

https://www.facebook.com/Projet.MacroPLAST/videos/435039207103318/

L'ensemble des trajectoires et leurs différentes caractéristiques ont en outre permis d'obtenir des temps de transferts en fonction de la zone géographique et des conditions hydrologiques. Typiquement, lors d'une année qui comporte une crue, un débris plastique flottant à sub-flottant mettra plus de 80 jours entre Paris et Poses, puis 45 jours supplémentaires pour traverser l'estuaire, en omettant les échouages très longs qui peuvent survenir tout au long du parcours et qui n'ont pas pu être évalués pour des raisons techniques. Ces échouages longs peuvent étendre le temps de transfert de plusieurs années, voire décennies comme le suggèrent certains « déchets marqueurs ».

Déchets marqueurs

A ne pas confondre avec les déchets marqués de l'expérimentation de traçage, les déchets « marqueurs » sont des déchets dont la source est relativement bien identifiée (consommation nomade, pluvial ou encore assainissement) et qui possèdent des éléments de datation (Date Limite de Consommation DLC, marketing spécifique, etc.). Grâce à Naturaul'un et aux sciences participatives, certains de ces déchets marqueurs comme les Capri-Sun et affiliés ou les Microlax et affiliés (**Photo 10**) ont pu être géolocalisés et datés. Capri-Sun et Microlax étant des marques, le terme « affilié » fait référence aux objets qui ont la même fonction, la même forme, mais issus de marques concurrentes. Microlax et Capri-Sun représentent toutefois plus de 95% des déchets répertoriés comme déchets marqueurs. Ce sont des déchets très fréquemment retrouvés dans l'estuaire. Pour les Microlax, des associations ont participé à leur signalement grâce à la plate-forme de géolocalisation de déchets plastiques *ocean plastic tracker* : https://oceanplastictracker.com/#/. La plupart des signalements ont cependant été effectués par Naturaul'un. Contrairement aux déchets marqués, les déchets marqueurs ont systématiquement été collectés puis répertoriés. Le site de Villequier (**Figure 14**) a particulièrement été suivi en raison de sa fréquence de nettoyage élevée (environ une fois par semaine) et de l'important flux de déchets qui s'y échouent quotidiennement.

***Photo 10** : De gauche à droite, un Microlax, un Capri-Sun et un Capri-Sun dans une laisse de Seine dans l'estuaire (Bardouville).*

Dans tout l'estuaire, ce sont 418 Microlax dont 212 datés qui ont été répertoriés. Parmi ces 212 déchets, 37% datent des années 1977-1983, dates durant lesquelles le Microlax a été commercialisé sans DLC. Compte tenu de leur DLC de 3 ans, les Microlax collectés en 2018 dont la DLC est comprise entre 2018 et 2021 sont considérés comme récents. Ceux collectés en 2019 sont considérés comme récents lorsque leur DLC est comprise entre 2019 et 2022. Avec ces limites théoriques de Microlax anciens *versus* récents, 70% Microlax collectés à Villequier sont anciens (**Figure 18**). Suivant la même logique, 40% des 56 Capri-Sun datés (sur 69 collectés à Villequier) sont considérés comme des déchets anciens. Notons toutefois que les Capri-Sun n'ont pas de DLC à proprement dit, mais plutôt une date de consommation optimale qui est d'environ 1 an.

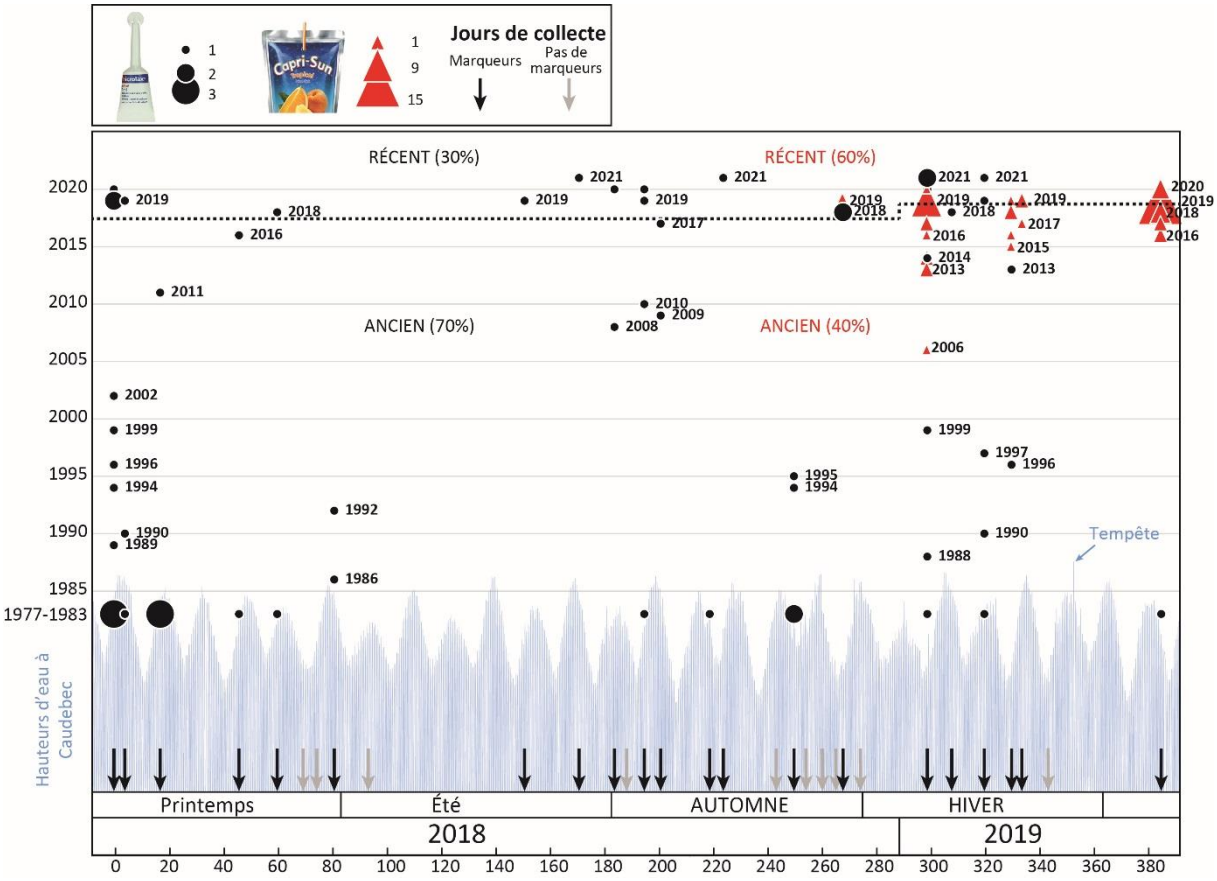


***Figure 18** : Distribution des DLC des Microlax et des Capri-Sun régulièrement collectés à Villequier entre mars 2018 et avril 2019.*

La persistance de ces déchets durant des années, voire des décennies dans l'estuaire, témoigne du lent transfert des déchets de l'estuaire vers la mer. Par extension à l'ensemble des déchets (au moins aux déchets flottants), 40% à 70 % des déchets échoués dans l'estuaire sont

des déchets anciens, accumulés dans l'estuaire. Ces résultats restent toutefois à être pondérés, notamment par :

- La consommation de ces produits au cours du temps. Il est très difficile d'obtenir des données de marché sur le Microlax en particulier. Il est d'ailleurs vendu sans ordonnance en pharmacie. Mais, par approximation à la croissance de la consommation de laxatifs en général, il semblerait que sa consommation ait peu évoluée au cours du temps. Par exemple, elle suit peu ou prou la croissance démographique entre 1998 et 2008, c'est à dire < 1 % par an (afssaps, 2010). Au contraire, la consommation de Capri-Sun a bondi depuis sa commercialisation par la compagnie Coca-Cola au milieu des années 2000. Ce produit a même été popularisé par des rappeurs et sa consommation a explosé dans les années 2010[8]. L'ensemble de ces éléments est donc susceptible de conduire à une surreprésentation des Capri-Sun « récents » dans l'environnement.
- Leur capacité de dissémination dans l'environnement. L'amélioration des systèmes d'assainissement depuis les années 70, dans le cas des Microlax, a probablement diminué l'apport de Microlax dans l'environnement, alors que leur consommation est restée à peu près constante sur la même période. Au contraire, aucune grande infrastructure de collecte de déchets n'a été mise en place dans les réseaux pluviaux d'où sont issus les Capri-Sun issus de la voie publique. L'ensemble de ces éléments est donc susceptible de conduire à une surreprésentation des Microlax « anciens » dans l'environnement.

Combinée aux données de trajectoires GPS, la persistance des déchets marqueurs dans l'estuaire suggère que les déchets flottants ou semi-immergés sont ballotés par les vents et les marées d'une zone d'échouage à une autre. Cela augmente le temps de résidence dans l'estuaire pour 40% à 70% d'entre eux, potentiellement jusqu'à plusieurs décennies comme le suggèrent les Microlax. Ces déchets marqueurs peuvent également être utilisés pour retracer des changements morphologiques historiques des cours d'eau à l'instar d'une étude allemande (Sander, 2016). Les auteurs ont utilisé les dates trouvées sur des déchets pour retracer des évènements de surcotes survenus sur les côtes danoises durant les 30 dernières années. Dans le cas des Microlax et affiliés, leur distribution pourrait servir d'indicateur de l'efficacité des politiques publiques concernant l'assainissement ou d'indicateur de leur dysfonctionnement

[8] https://www.ladepeche.fr/article/2018/06/12/2816310-capri-sun-boisson-adoree-enfants-contestee-nutritionnistes.html

(e.g. crues, mauvais branchements ?). Dans le cas des Capri-Sun, leur distribution pourrait être un indicateur des *habitus* de consommation et de l'efficacité d'éventuels dispositifs de collecte dans le réseau pluvial. Ces outils restent cependant à développer !

La dynamique de transfert amont-aval des débris plastiques en résumé

*La dynamique de transfert à la mer **n'est pas linéaire**, mais plutôt dépendante d'évènements extrêmes (crues, tempêtes), capables de contrer l'influence de la marée qui ramène perpétuellement les déchets à l'intérieur de l'estuaire où ils s'y accumulent, échoués sur les berges. Cette dynamique **augmente fortement le temps de résidence des déchets plastiques dans l'estuaire**, ainsi que la probabilité qu'ils se fragmentent en microplastiques dont l'effet sur les écosystèmes aquatiques pourrait être bien plus important que celui des macroplastiques.*

4.6.4. ESTIMATION DES FLUX DE PLASTIQUE

Les flux de plastique rejetés à la mer peuvent être calculés à partir de trois hypothèses :

- 100 % des macroplastiques flottants et sub-flottants s'échouent sur les berges,
- 28,1 % des macroplastiques transitant en Seine sont collectés par Naturaul'un,
- Tout ce qui n'est pas collecté est transporté en mer.

Naturaul'un a ramassé près de 20 tonnes de déchets sur l'année 2018, dont 16 tonnes de plastique. En considérant que Naturaul'un ramasse 28,1% des déchets plastiques transitant dans la Seine[9], on peut alors estimer un flux de macroplastiques de 57 t/an auquel il faut rajouter les déchets plus petits et/ou moins accessibles qui ne sont pas ramassés, soit entre 1,5 et 3 kg pour 1 kg ramassé. Ces estimations ont été réalisées grâce à des ramassages successifs sur une surface définie. Sur cette surface, les déchets ont été ramassés par Naturaul'un puis pesés. Puis, sur la même zone, un ramassage fin a été effectué et les déchets ont été pesés. Le ratio entre ces deux masses donne le ratio entre les déchets collectés et les déchets non collectés par Naturaul'un. L'opération a été répétée sur deux sites (Yville et Anneville). *In fine*, ce sont entre 140 et 230 tonnes de macro-plastiques par an qui transiteraient en Seine, en ajoutant ces plastiques non collectés, souvent piégés dans les laisses de Seine. Une fois retiré les 16 tonnes de Naturaul'un et les 10 tonnes retirées par la Maison de l'estuaire (communication personnelle), plus à l'aval,

[9] Les bouteilles en verre et aérosols sont inclus ici, avec un taux de collecte (non significatif) respectif de 10% et 30%. Ils n'ont pas été comptés séparément car ne représentent que 10% des déchets totaux marqués et rejetés à la Seine.

le flux de plastique à la mer serait compris entre 110 et 200 t/an. **L'approximation 100-200 t/an pourra être retenue ici.**

En omettant le flux supplémentaire lié à la sélectivité des collectes de Naturaul'un, le flux de macroplastiques grossiers, c'est-à-dire > 5 cm au moins, serait d'environ 30 t/an.

4.6.5. PERTINENCE DE LA MEHODE

Les collectes quotidiennes sur de nombreux sites différents dans l'estuaire rendent cette méthode de quantification indirecte extrêmement représentative de la pollution plastique globale du bassin de la Seine (**Tableau 11**). Tous types de plastiques sont retrouvés échoués sur les berges et 100% des déchets flottants et sub-flottants s'échouent. Les évènements hydrologiques majeurs tels que les crues sont également bien représentés avec une quantité de déchets collectés qui suit les variations de débits amont (**Figure 16**). Le relevé des données de collecte par Naturaul'un (Marie Calleau), transmis au département de la Seine Maritime (Brigitte Viault), n'a cessé d'évoluer depuis 2008. Il est désormais très précis avec des catégories de déchets suivies en nombre, ainsi que des masses de plastiques précises. Les données sont donc très fiables. Par ailleurs, l'estimation de flux ne fait pas appel à des extrapolations grossières comme pour les barrages flottants. Enfin, la dynamique de transfert des déchets dans une zone aussi complexe que l'estuaire de la Seine a pu être appréhendée, renforçant les estimations de flux à la mer.

Le budget des opérations de nettoyage sur lesquelles reposent toute la méthode est de 300 000 euros par an[10]. C'est un budget conséquent s'il devait être mis en œuvre dans le seul but de quantifier des flux. C'est pourquoi une telle méthode de quantification doit être connexe à la poursuite d'autres objectifs comme, par exemple, l'entretien des berges pour l'attractivité touristique. Donc pour un laboratoire seul, il est difficilement envisageable de mettre cette méthode en place. Mais dans le cadre de collaborations institutionnelles comme cela a été le cas avec le projet MacroPLAST et le département de la Seine Maritime, cela devient tout à fait envisageable et même extrêmement rentable en terme d'efficacité pour le laboratoire. L'apport des associations et structures locales (SOS Mal de Seine, La Maison de l'Estuaire) dans la compréhension du terrain est également une très grande source d'information. A l'avenir, les

[10] A mettre en rapport avec le coût de « nettoyage » des océans avec les grands projets du type The Ocean Clean Up. Ces projets sont un rapport efficacité/coûts très bas car ils sont dans des zones où la majorité des plastiques sont des microplastiques et où leur concentration est inférieure d'au moins un ordre de grandeur par rapport à la concentration de plastique en Seine. C'est encore plus vrai pour les fleuves les plus pollués au monde.

agences de l'eau pourraient jouer un rôle significatif dans la mise en place de telles opérations car :

- C'est l'échelon administratif à l'échelle du bassin versant, c'est-à-dire l'échelle pertinente qui concerne le transfert des déchets de l'amont (sources) à l'aval d'un bassin (exutoire).
- Le cadre réglementaire intégrera la thématique « macrodéchets de rivière » à l'avenir.
- Une gestion à l'échelle du bassin de la problématique « macrodéchets de rivière » permettrait une juste répartition de l'effort financier sur l'ensemble du bassin afin que les coûts ne soient pas supportés uniquement par les collectivités en aval du bassin. Dans le cas du bassin de la Seine, lors de la crue de 2018, les riverains et les élus à l'aval de l'agglomération parisienne se sont retrouvés bien seuls face à l'afflux de déchets issus de l'amont (témoignages de riverains et d'élus de La Roquette, près des Andelys).

La structure sociale de l'entreprise Naturaul'un est également un facteur de réussite pour la valorisation scientifique des opérations de nettoyage. Naturaul'un est une SCIC et est par définition à but lucratif limité. Son caractère social est donc très fort et s'illustre par l'emploi en insertion de personnes en chômage longue durée. D'après les témoignages recueillis, le travail au grand air de collecte des déchets sur les berges de l'estuaire de la Seine est assez agréable, mais surtout porteur de sens : « rendre les berges plus propres et plus agréables à regarder ». Mais, le sens du travail fourni est décuplé lorsqu'il est utilisé comme base pour une valorisation scientifique. D'où la grande qualité des données acquises. C'est probablement un modèle à développer dans les autres bassins.

Il existe toutefois quelques bémols à l'usage de cette méthode hormis la lourdeur de sa mise en place si elle ne s'appuie pas sur des opérations de collecte existantes. D'abord, les estimations de flux sont fortement dépendantes de la quantité de déchets non ramassée (*i.e.* 1,5 à 3 kg pour 1 kg ramassé). Or, ces estimations n'ont été réalisées que deux fois, sur deux sites similaires et avec un protocole différent (Yville et Anneville, rive gauche en pente douce à graviers et galets). D'autres types de berges devraient être explorés et le protocole affiné. Quant aux types de plastiques retrouvés sur les berges, le fait de retrouver des types de plastiques similaires sur les berges, le fond ou la colonne d'eau d'un point de vue qualitatif ne dit rien sur l'aspect quantitatif de cette correspondance. Autrement dit, si des films plastiques et des emballages, surreprésentés dans la colonne d'eau ou sur le fond (*cf.* annexe 5 ; §7.5) s'échouent sur les berges, rien ne dit que ce sont 100 % d'entre eux qui se déposent, contrairement aux

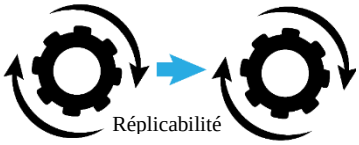
déchets flottants *sensu stricto*. Une analyse plus approfondie des types de déchets retrouvés sur ces trois compartiments devrait pouvoir apporter des éléments de réponse.

La dynamique de transfert faisant partie intégrante de la méthode de quantification des flux, elle doit être évaluée pour chaque type d'estuaire. Le type d'estuaire, fonction du marnage et de l'apport d'eau douce, peut en effet influencer le transfert des déchets à la mer (Vermeiren et al., 2016).

La morphologie du chenal, sa couverture végétale et son entretien, sont également primordiaux puisque les méandres aux berges à pentes douces et végétalisées sont des zones propices aux échouages de déchets.

Enfin, les zones où l'influence de la marée est quasiment nulle mériteraient une évaluation particulière dans le sens où les déchets ne peuvent être remobilisés par la marée, limitant leur temps de résidence dans la rivière.

Tableau 11 *: Critères d'évaluation de l'approche probabiliste dynamique.*

Approche probabiliste dynamique 100 à 200 t/an (dont 30 t/an > 5cm)		
Critère	**Note**	**Commentaire**
Fiabilité	**4,5/5**	- La méthode qui nous semble la plus fiable dans le contexte de l'estuaire de Seine. - Des incertitudes résiduelles dans les hypothèses de départ pour calculer les flux.
Représentativité	**4,5/5**	- Intégration de tout le bassin (20 % des rives de l'estuaire nettoyées). - Intégration de toute l'année à l'échelle quotidienne. - Intégration des évènements extrêmes (crues, tempêtes, grandes marées). - Incertitudes sur les classes de taille et les déchets non flottants.
Mise en œuvre	**2/5**	- A nécessité le plus d'efforts de toutes les méthodes (suivis GPS réguliers et déchets marqués) - Impossible si pas d'appui des collectivités et des associations avec des programmes types Naturaul'un.
Reproductibilité	**5/5**	- Pas d'obstacle à la reproductibilité si ce n'est la possibilité d'avoir des données polluées par des collectes effectuées hors berges. Cela arrive parfois mais ne représente que très peu en volume.
 Réplicabilité	**1/5**	- En l'état, cette méthode n'est pas réplicable car à notre connaissance, le programme de nettoyage développé est le seul existant au niveau Européen. A développer !
Localisation (JRC2017)	**NA**	- La localisation dans l'estuaire n'est pas recommandée, mais ici la marée fait partie intégrante de la méthode et n'est donc pas une contrainte
Temps (JRC2017)	**5/5**	- Toute l'année à résolution quotidienne en intégrant tous les évènements. Ce sont des données extraordinaires.

5. RECOMMANDATIONS

5.1. SUIVI DES MACRODECHETS DANS LES RIVIERES

Un large panel de méthodes a été testé durant les deux ans alloués au projet MacroPLAST. Chaque méthode a été évaluée en fonction de critères de réussite et de contrainte de réalisation (**Tableau 12**). La figure 6 du JRC2017 (González et al., 2017) qui rassemble les principales méthodes utilisées pour estimer des flux de plastique en fonction de la classe de taille visée et du compartiment concerné (rivière *vs* berges) a été actualisée au regard des résultats du présent rapport (**Figure 19**). Pour faire simple, les méthodes peuvent être classées en deux types :

- Des méthodes directes qui permettent de remonter à une concentration de plastique extrapolée au débit annuel (barrages et barrages flottants, prélèvements *in situ* et comptages visuels).
- Des méthodes indirectes sur la base de statistiques (modélisation conceptuelle) ou probabilités (approche probabiliste dynamique).

Si la modélisation conceptuelle (*cf.* §4.1) et les comptages visuels (*cf.* §4.3) restent les plus simples à mettre en œuvre sur n'importe quel bassin, force est de constater qu'elles donnent des résultats d'ordres de grandeur très différents (milliers de tonnes *vs.* dizaines de tonnes). Par ailleurs, l'approche probabiliste dynamique permet d'intégrer à la fois le compartiment « rivières » et le compartiment « berges », ainsi que les classes de tailles du méso- au macroplastique (**Figure 19**).

Toute méthode de mesure *in situ* est confrontée au manque de représentativité temporelle et en particulier à la difficulté de mesurer les flux durant des évènements de crue. Dans le cas de la Seine, les berges de l'estuaire, quotidiennement nettoyées, intègrent bien les dimensions spatiales et temporelles nécessaires à une estimation précise des flux de macroplastiques et autres rejetés à la mer. Par ailleurs, une analyse du rapport coût/tonnes ramassées entre différentes opérations de nettoyage indique, qu'hormis les associations de bénévoles, les nettoyages manuels sur les berges ont un des meilleurs rapports coût/tonnes ramassées (**Tableau 13**). En plus d'être très positifs localement d'un point de vue socio-économique, ils permettent d'écrêter le flux de macrodéchets potentiellement transférés en mer. Leur intérêt est d'autant plus grand qu'ils permettent de retirer les macrodéchets, en particulier les macroplastiques, avant qu'ils ne se fragmentent en microplastiques dont le nettoyage devient quasi impossible techniquement. Cette pratique présente par ailleurs plusieurs autres avantages :

- Pas ou peu d'investissements techniques. Par conséquent, pas de maintenance dédiée à d'éventuelles structures de captage des déchets comme pour les barrages hydroélectriques dont l'analyse coût/tonnes collectées ne prend pas en compte l'amortissement de l'investissement de départ. C'est une solution « low tech ».
- Un impact social potentiellement fort dans les territoires concernés avec des salariés en contrat d'insertion. Par exemple, Naturaul'un a mobilisé 5 à 6 équivalents temps plein sur les nettoyages pour un budget public global de 300 k€/an, soit 50 à 60 k€ par emploi. A titre de comparaison, le CICE aurait créé ou sauvegardé 50 000 à 100 000 emplois pour un coût de 20 milliards d'euros par an (France Stratégie, 2016), soit 200 k€ à 400 k€ par emploi.
- Un impact sur la biodiversité des berges limité grâce à des interventions à pied, sans engin mécanique et sans trop perturber les laisses.
- La standardisation des protocoles de nettoyage et de bancarisation des données sur la base de ce qui a été fait par Naturaul'un avec le département de la Seine Maritime, pourrait être utile à l'élaboration d'indicateurs de la pollution en macro-déchets des cours d'eau. A termes, de tels indicateurs seraient à même d'évaluer l'impact des politiques publiques visant à réduire les flux de macrodéchets à la mer. C'est le sens que peut prendre la plateforme nationale ReMed (https://www.remed-zero-plastique.org/).

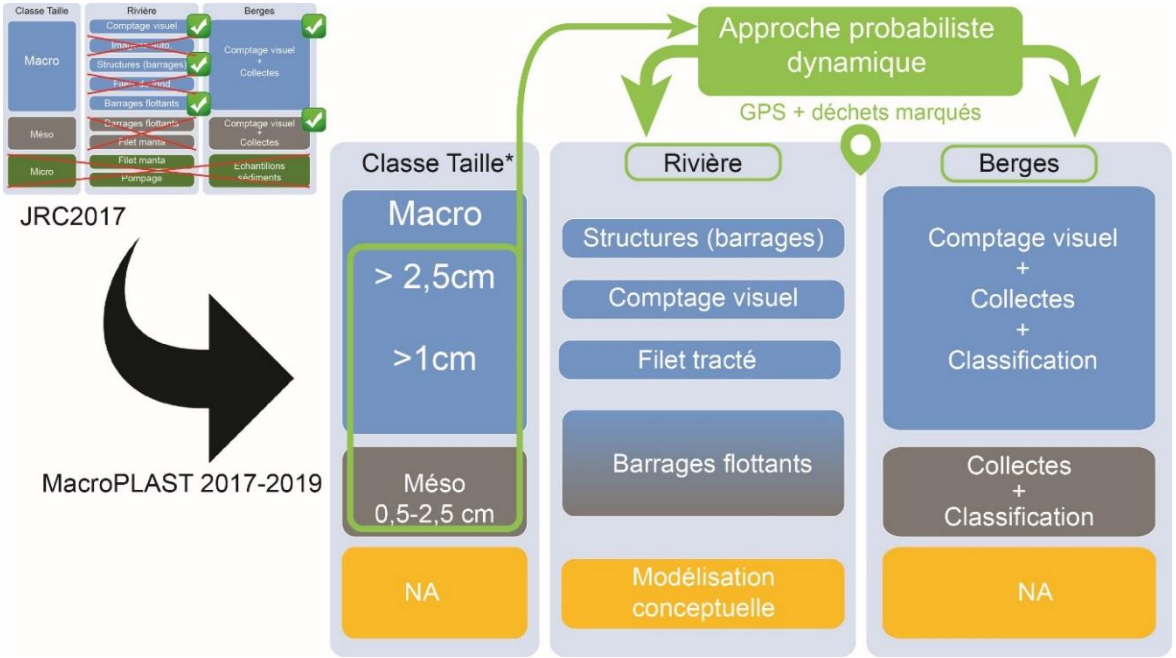


***Figure 19** : Méthodes testées par rapport aux méthodes présentées dans le JRC2017 (González et al., 2017) en fonction de la classe de taille des déchets de plastique considérées et des compartiments du milieu fluviatile. Noter que l'approche probabiliste dynamique combine à la fois des classes de taille différentes et les deux compartiments rivière et berges.*

***Tableau 12** : Récapitulatif des méthodes testées et leur notation en fonction des différents critères d'appréciation. Les flux sont exprimés en t/an. Du vert au rouge, les méthodes les plus adéquates (vert) aux moins adéquates (rouge) en fonction des différents critères. En bleu clair dans les critères, le critère de contrainte liée à la mise en œuvre des méthodes.*

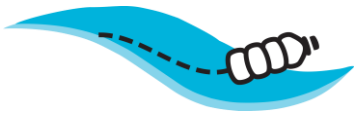
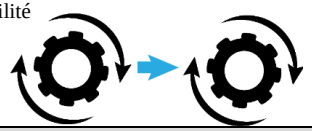
Critère	Modélisation conceptuelle	Barrages flottants	Comptages visuels	Barrages hydroélectriques	Filets tractés	Approche proba. dyn.
Flux 	**2 200 à 5 900**	**1 100 à 1 700** 110-170 (surface)	**6 à 31** (surface)	**5 à 30** (débits) **60 à 36** (dimensions)	**1,4 à 2,5**	**100 à 200** dont 30 t/an > 5 cm
Fiabilité	**2/5**	**3/5**	**2/5**	**4/5**	**1/5**	**4,5/5**
Représentativité	**NA**	**2/5**	**2/5**	**3/5**	**1/5**	**4,5/5**
Mise en œuvre	**5/5**	**2/5**	**2/5**	**3/5**	**1/5**	**2/5**
Reproductibilité	**5/5**	**3/5**	**4/5**	**4/5**	**2/5**	**5/5**
Réplicabilité 	**4/5**	**2/5**	**5/5**	**3,5/5**	**5/5**	**1/5**
Localisation (JRC2017)	**NA**	**3/5**	**3/5**	**4/5**	**1/5**	**NA**
Temps (JRC2017)	**NA**	**5/5**	**2/5**	**5/5**	**1/5**	**5/5**

***Tableau 13** : Estimation des coûts de nettoyage des macroplastiques en fonction des structures identifiées et des modes de collecte. PPP, Partenariat Public Privé.*

Structures	Plastiques collectés (t/an)	Coût (k€/an)	Arrondi Coût tonne (k€/an)	Mode de collecte	Réseau	Impact socio-économique
Naturaul'un	16	300	20	Manuelle	Professionnel Insertion	+++
Bateaux Hauts-de-Seine [11]	5-20	430	20-90	Mécanisée	Professionnel PPP	+
Barrages SIAAP	27	1500	50	Mécanisée	Professionnel Presta. privé	+
La Seine en Partage[12]	10	1-10	0,1-1	Manuelle	Amateur Bénévoles	++
Centrales Hydrowat[13]	8-51	90	2-10	Mécanisée	Professionnel Privé	+

5.2. STANDARDISATION DES PROTOCOLES DE MESURE

Pour des raisons logistiques, techniques, financières mais aussi des raisons liées à la morphologie des rivières ou aux opportunités locales, standardiser les protocoles à l'échelle européenne ne doit pas écarter des opportunités prometteuses comme l'avait déjà évoqué le rapport du Joint Research Center (JRC2017). Pourquoi se priverait-on d'exploiter des données aussi riches que celles apportées par Naturaul'un sous prétexte que le protocole en vigueur serait, par exemple, le comptage visuel depuis un point fixe ? En Belgique, des collègues ont la chance de pouvoir travailler avec des moyens techniques importants (bateaux et très grands filets) qui leur permettent d'échantillonner directement une bonne partie de la colonne d'eau en

[11] Un communiqué de presse de 2015 du département des Hauts de Seine rapporte les données relatives au ramassage des déchets sur les berges et dans la voie d'eau à l'aide des bateaux Bélénos et Sequana. En moyenne, 330 t/an de déchets de tout type sont ramassés. Sur la base de la part de plastique présent dans les débris de la Seine, soit 1,4 % à 5,1 % (Gasperi et al., 2014), on peut estimer la quantité de plastique collectée entre 5 et 20 t/an pour un coût de 15 millions d'euros en 35 ans, soit 430 000 k€/an.

[12] L'estimation de la quantité de plastique collectée a été réalisée à partir des supports de communication de l'association (La Seine en Partage, communication personnelle.). Le coût des opérations de nettoyage ponctuel est difficile à évaluer, mais il doit être modeste compte tenu que les nettoyages reposent sur le bénévolat. Par ailleurs, les quantités de plastique n'étant pas pesées, leur masse est sans doute largement surestimée.

[13] La gestion des déchets dans les centrales ne représente pas un coût à part, mais est noyée dans les coûts de maintenance globaux, hormis le traitement des bennes à 450 €/benne (com.pers.). En moyenne, les deux centrales de Port-Mort et Poses disposent de 166 bennes par an et sont gérés par 4 temps pleins. En considérant que 10 % du temps de travail est consacré à la gestion des déchets, pour un salaire d'environ 1900 € net/mois par salarié, on peut estimer les coûts de maintenance liés au traitement des déchets à 450*166 + 40 000*4/10, soit 90 k€/an.

différents points[14]. Pour des raisons évidentes de mise en œuvre, cette technique ne pourra pas être dupliquée sur tous les bassins, mais elle apporte indéniablement des résultats intéressants, notamment dans la quantification des plastiques dans la colonne d'eau.

Ce qui compte, c'est plutôt de comparer ce qui est comparable, c'est-à-dire des méthodes qui aboutissent aux mêmes types de mesure. Des méthodes standards peuvent être utiles pour comparer des sites entre eux, mais elles ne doivent pas se substituer à des méthodes efficaces qui peuvent être mises en œuvre sur un site spécifique.

Les méthodes doivent être adaptées à l'objet d'étude. Dans le cas des plastiques, leur abondance est inversement proportionnelle à leur taille (Eriksen et al., 2014). Par conséquent, cela a des implications sur la probabilité d'échantillonner une particule en fonction du temps d'exposition d'un filet par exemple et donc sur la représentativité des résultats. L'échantillonnage *in situ* à l'aide de filets, qu'ils soient fixes ou mobiles, n'est donc pas conseillé pour les macroplastiques à moins de capter une large partie du débit et/ou d'avoir une exposition longue. Mais, plus la quantité d'eau filtrée est importante, plus les risques de colmatage et de casse sont élevés. Dans tous les cas, le JRC a pointé la nécessité de s'assurer de la représentativité des résultats obtenus en intégrant les variabilités fines, temporelles et spatiales, liées aux saisons ou aux évènements météos majeurs tout en utilisant les opportunités locales (van der Wal et al., 2015; González et al., 2017). L'approche probabiliste dynamique répond parfaitement à ces attentes.

[14]https://www.researchgate.net/publication/328880575_Quantification_and_characterization_of_the_macroplastic_flux_in_the_Scheldt_basin_Belgium?channel=doi&linkId=5bed31124585150b2bb7a20d&showFulltext=true

6. STRATÉGIE DE RÉDUCTION DES FLUX REJETÉS À LA MER

Ce chapitre a pour objectif d'interroger les politiques publiques existantes ou envisagées pour réduire les flux de plastique en mer, au-delà de la stratégie de réduction des flux à l'aval du processus de production des déchets. Il propose une réflexion critique sur leur mise en œuvre, mais aussi sur les principes économiques, idéologiques, philosophiques, (etc.) qui les sous-tendent. Cette réflexion sera reliée aux causes profondes qui entraînent la dégradation de l'environnement en général et dont la pollution plastique est emblématique.

6.1. OUTILS D'ÉVALUATION

La modélisation conceptuelle permet d'estimer facilement l'influence de telle ou telle politique mise en œuvre pour réduire la présence de déchets plastiques dans l'environnement (cf. 4.1.3). Les variables « population », « quantité d'OMR » et paramètres « taux de plastique » et « taux de fuite », sont proportionnels à la quantité de plastique déversée dans l'environnement. Faire baisser un ou plusieurs de ces facteurs fait mécaniquement baisser la quantité de déchets plastiques dispersés dans l'environnement (*cf.* §7.1). La population est une variable complexe qui s'exprime sur le temps long et est fonction, entre autre, de dynamiques démographiques et géographiques. Les taux de fuite sont quant à eux difficiles à appréhender par nature, alors que les actions sur ces leviers (barrages flottants, filets, nettoyage des rues, etc…) sont nombreuses. Elles restent également difficiles à évaluer. Les deux paramètres sur lesquels s'appuyer pour réduire efficacement les flux de macroplastiques sont donc la quantité de déchets par habitant et le taux de plastique dans ces déchets (*cf.* §4.1.3).

Les collectes sur berges à la manière de Naturaul'un peuvent rendre compte de la réalité sur le terrain des prédictions du modèle conceptuel tant en quantité (masses collectées) qu'en qualité (types d'objets collectés). Mais cela nécessite la constitution de séries temporelles longues de nettoyage avec des protocoles de collectes et de bancarisation des données similaires au cours du temps. Avec un tel suivi, l'interdiction de certains produits à usage unique devrait nécessairement conduire à leur disparition dans l'environnement, au fur et à mesure de l'épuisement progressif du stock dans l'environnement. Toute baisse de la génération de déchets plastiques, c'est-à-dire de la consommation, s'accompagnera sur le terrain d'une baisse des quantités ramassées sur les berges, éventuellement sur un temps long.

Par le passé, après des signalements citoyens et le rapport Lerond (1997), l'estuaire de la Seine a été successivement nettoyé par (i) le Parc Régional des Boucles de la Seine Normande

(PRBSN) de 2001 à 2008 sur financements région-FEDER, puis (ii) par Naturaul'un de 2008 à 2019[15] sous pression de l'ONG SOS Mal de Seine suite à l'arrêt des nettoyages du PRBSN. Les acteurs, les financeurs et les modalités de nettoyage ont évolué tout au long de ces années pour aboutir aux données riches d'aujourd'hui. Mais elles ne permettent pas d'avoir une série temporelle homogène sur cette période. L'arrêt (provisoire) des nettoyages en avril 2019 marque également une coupure dans les données de collecte. Les nettoyages ont toutefois repris en octobre 2019 avec un nouveau marché qui reconduit Naturaul'un. La constitution d'outils d'évaluation robuste des politiques publiques en matière de réduction du flux de plastique en mer dépend de la pérennité de ces opérations de nettoyage, ainsi que de la qualité des données recueillies. Leur développement pourrait servir de base à une telle évaluation à l'échelle nationale.

6.2. RESTRICTIONS ET INTERDICTIONS DE MISE SUR LE MARCHÉ

L'interdiction des plastiques à usage unique en Europe doit permettre de baisser les deux paramètres déjà mentionnés : la production de déchets par habitant et le taux de plastique associé. Le décret d'interdiction des plastiques à usage unique, dans le cadre de la mise en œuvre des lois sur la transition énergétique pour la croissance verte (LOI n° 2015-992 du 17 août 2015) et de la loi agriculture et alimentation (Egalim ; LOI n° 2018-938 du 30 octobre 2018), était en consultation jusqu'au 3 septembre 2019. Le décret aligne ses interdictions avec les dispositions prévues par la directive européenne sur les plastiques à usage unique (Directive 2019/904 relative à la réduction de l'incidence de certains produits plastiques à usage unique), avec des interdictions de mise sur le marché : de « gobelets et verres », « assiettes jetables de cuisine pour la table », « couverts », « plateaux-repas, pots à glace, saladiers et boîtes », « pailles », « couvercles à verre ». A nouveau, les collectes sur berge du type Naturaul'un pourraient servir d'outil d'évaluation de l'efficacité de ces interdiction. Elles pourraient également mettre en évidence d'éventuels effets pervers de ce décret. Durant la consultation publique, l'inquiétude de certains commentateurs s'est exprimée quant au remplacement des produits interdits par des produits en carton (et de leurs additifs). Surfrider Europe pointe également l'exception faite aux « bioplastiques » – objets composés pour tout ou partie de plastique biosourcé mais dont la définition reste très floue – dans le droit français, alors que les

[15] https://www.seinemaritime.fr/vos-services/environnement-cadre-de-vie/dechets/nettoyage-des-berges-de-seine.html

bioplastiques sont concernés par les interdictions selon la Directive (UE) 2019/904[16]. D'après l'ONG, le décret de loi ouvre la porte à une réorientation de la consommation de plastique, sans la réduire pour autant et donc sans régler le problème des plastiques disséminés dans l'environnement. En fait, le décret de loi permet les conditions d'une « croissance verte » et répond plus à des considérations économiques qu'environnementales, selon l'ONG.

6.3. LA CONSIGNE

Le retour de la consigne en France se profile comme l'a annoncé la ministre Brune Poirson à travers la feuille de route de l'économie circulaire (FREC)[17]. C'était un mode de collecte utilisé jusque dans les années 90, moment où la France s'est tournée vers un autre modèle de collecte : le tri à la source des ménages et la responsabilité étendue des producteurs. Les metteurs sur le marché – et donc par répercussion le consommateur – paient une taxe sur chaque emballage à l'organisme « éco-emballage », aujourd'hui devenu « Citeo ». Le produit de la taxe est redistribué aux collectivités pour financer la collecte des déchets, avec la taxe d'ordure ménagère également payée par les foyers. Aujourd'hui, la France est avant-dernière en Europe en matière de recyclage des emballages, alors que des pays comme l'Allemagne, la Suède ou la Norvège font figures d'exemples (PlasticsEurope, 2018). La mise en place de la consigne pourrait permettre d'atteindre des taux de collectes très élevés sur les emballages ciblés, grâce à l'incitation financière que reçoit le consommateur lorsqu'il ramène son emballage. Les pays ayant mis en place des systèmes de consignes affichent des taux de collecte souvent supérieurs à 90% sur les emballages consignés tels que le verre, l'aluminium ou les bouteilles en PET (CM CONSULTING INC. and RELOOP PLATFORM, 2016), alors qu'en France le taux de collecte des bouteilles en PET stagne autour de 60%. Le retour de la consigne pourrait bien permettre de relever ce taux de collecte tout en réduisant la probabilité de trouver des emballages consignés dans la nature puisqu'ils auraient une valeur pécuniaire. Néanmoins,

[16] *« les plastiques « biosourcés » (…) ne sont compostables que dans certaines conditions. A ce jour, (…) la norme européenne de compostage des emballages EN 13432 garantie seulement la biodégradation des emballages dans des conditions industrielles et non pas domestique. Qu'ils soient biosourcés et/ou biodégradables ces plastiques peuvent perturber les filières de tri et de recyclage. Leur composition complexe implique la mise en place de filière de traitement spécifique (de compostage industriel ou de recyclage) qui n'existent pas toujours. En leur absence, ils finissent en décharge, enfouis ou incinérés, produisant comme le plastique conventionnel des émissions de gaz à effet de serre et un impact sur l'environnement. De plus, la méconnaissance du concept de biodégradabilité peut augmenter les fuites dans l'environnement en trompant le consommateur (…). Enfin, cela ne change ni la façon dont le consommateur l'utilise, une seule fois avant de le jeter, ni ne limite la production. Remplacer le plastique conventionnel par du bioplastique impliquerait l'utilisation de centaines d'hectares de terres pour sa production, ce qui aurait pour conséquences l'appauvrissement des terres, la création de conflits de terre (occupation de terres agricoles), une possible perte d'habitats naturels, et l'utilisation de ressources importante en eau. »*

[17] https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/feuille-route-economie-circulaire-frec

la consigne seule n'est pas gage d'un meilleur recyclage des plastiques. D'autres mesures, comme l'interdiction de la mise en décharge, stimulent les filières de recyclage (PlasticsEurope, 2018).

La consigne envisagée par le gouvernement diffère pourtant du principe de consigne qui prévalait en France et concernait les bouteilles en verre. Elles étaient collectées pour être réutilisées et non recyclées, ce qui économiserait 75% d'énergie primaire par rapport au recyclage[18]. Dans ces conditions, le principe de consigne des bouteilles en plastique viserait plutôt à créer une offre supplémentaire de matière pour les industriels du recyclage[19] et non une baisse de la consommation par la réutilisation des contenants. La consigne sur les bouteilles en PET, en vue d'être recyclées, répondrait plus alors à des impératifs économiques (*i.e.*, augmenter le gisement de PET à recycler) qu'écologiques (*i.e.*, diminuer la dépendance au plastique et à l'usage unique). Au détriment de la réutilisation du contenant consigné, c'est son recyclage qui est privilégié, avec le bilan énergétique et environnemental que cela entraîne pour broyer, décontaminer, trier, fondre, remodeler, etc. (Barthélémy et al., 2014). Ce bilan a d'ailleurs conduit certains à préférer la valorisation énergétique du plastique au recyclage (Anuar Sharuddin et al., 2016, cf. §6.4). Le retour de la consigne sous le format annoncé ne signifie donc en rien la fin du tout jetable. Bien au contraire, la consigne vise à nourrir la croissance des gisements de matières recyclables en monétisant le « bon geste » de tri. Le risque est de « verdir » l'usage de bouteilles en plastique jetable, tout en déstabilisant les filières existantes depuis 30 ans et les revenus des collectivités[20].

6.4. LE RECYCLAGE

Le recyclage des matières plastiques, au nom de l'économie circulaire, semble être l'alpha et l'oméga des politiques publiques d'aujourd'hui. La France est en effet très en retard en Europe en matière de recyclage. Elle est par exemple avant-dernière en terme de recyclage des emballages plastiques, juste devant la Finlande – malgré un système de consigne performant en Finlande (CM CONSULTING INC. and RELOOP PLATFORM, 2016) – et juste au-dessus de l'objectif européen de 22,5% d'emballages recyclés en 2008[21] (PlasticsEurope, 2018). Cet objectif est de 50% pour 2025. Le gouvernement Français s'est fixé l'objectif de 100% de plastique recyclé d'ici 2025.

[18] http://www.reseauconsigne.com/la-consigne/
[19] https://www.lesechos.fr/2018/06/le-recyclage-des-bouteilles-plastique-en-butte-a-une-penurie-de-matiere-992295.
[20] https://www.terrestres.org/2019/07/10/lecologie-de-mr-propre/.
[21] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:32004L0012

Le recyclage mécanique aurait 4 fois moins d'impacts environnementaux que la production de résines neuves (Gu et al., 2017). Par exemple, les bouteilles d'huile d'olive en PET produites à partir de résine neuve ont plus d'impacts environnementaux que celles en verre (Accorsi et al., 2015). Mais les bouteilles d'huile d'olive en PETr produites à partir de résine recyclée tendent à avoir moins d'impacts que celles en verre, à partir du moment où ces dernières ne sont pas réutilisées. Si l'on généralise les résultats de cette étude à l'ensemble des bouteilles en tant qu'objet, alors l'impact environnemental des matières qui les composent serait gradué comme suit : PET (neuf) > Verre (recyclé) > Pet (recyclé) > Verre (réutilisé).

Le recyclage mécanique des plastiques se fait soit en boucle fermée, soit en boucle ouverte (Ragaert et al., 2017). En boucle fermée, le nouveau produit est fabriqué à partir du produit usagé de même type, recyclé et indissociable d'un plastique neuf ou à partir d'un mélange de plastique recyclé auquel est ajouté du plastique vierge de même nature. C'est le cas des bouteilles en PET recyclées en bouteilles en PET. En boucle ouverte, le plastique recyclé est utilisé pour d'autres usages, mais pas nécessairement de moindre valeur. Par exemple, des bouteilles en PET sont parfois recyclées en pullover[22].

Pour des raisons logistiques, technologiques, sanitaires, techniques, le recyclage en boucle fermée limite la réutilisation du plastique recyclé qui doit être mélangé à de la résine vierge[23]. D'après Nathalie Gontard, directrice de recherche à l'INRA, seuls 2% des plastiques sont recyclés en cycle fermé et ce taux pourrait atteindre 5% maximum, ce qui l'a amené à parler de « l'illusion du tout recyclage »[24]. A l'heure où l'économie circulaire est à la mode, comme le développement durable l'était à une époque, la « circularité consiste ici à recycler la valeur économique du plastique en créant une économie du plastique usagé » selon Nathalie Gontard[24]. C'est toujours la même logique productiviste et consumériste qui prévaut, avec un maillon supplémentaire en bout de chaîne du cycle de vie d'un plastique. Dans ce contexte, « l'éco-citoyen » se libère de sa responsabilité dans la production de déchets en le jetant dans la bonne poubelle tout en éludant la question de sa surconsommation qui fait de lui un « *homo detritus* », selon la formule de Monsaingeon (2017).

Mais le recyclage souffre également d'une faiblesse conceptuelle évidente. Dans l'hypothèse où 100% des plastiques seraient parfaitement recyclés – c'est-à-dire dans l'hypothèse où l'on aurait résolu des problèmes insolubles tels que ceux posés par les

[22] Il est toutefois important de noter que les textiles synthétiques génèrent un très grand nombre de fibres dans les eaux usées suite aux lavages en machine (Dris et al., 2017).
[23] https://www.cnbc.com/2017/04/24/almost-no-plastic-bottles-get-recycled-into-new-bottles.html.
[24] https://theconversation.com/dechets-plastiques-la-dangereuse-illusion-du-tout-recyclage-90359).

emballages multicouches ou les usages dispersifs[25]–, la quantité de plastique recyclée à un instant t_0 ne peut en aucun cas satisfaire les besoins à t_1, en raison de l'augmentation continue de la demande (**Figure 20**). La production exponentielle de plastique nécessite d'introduire de la matière vierge chaque année pour combler l'augmentation de la production par rapport à l'année précédente.

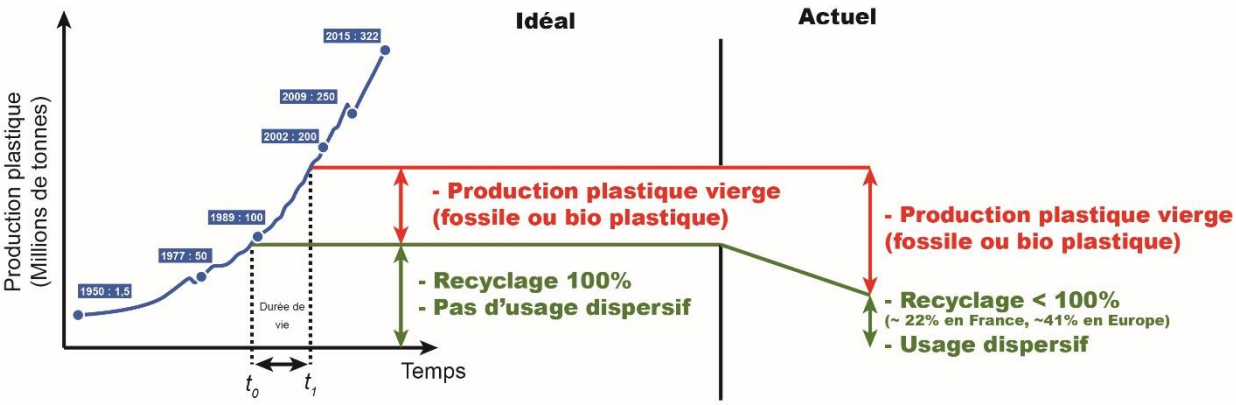


***Figure 20** : Production de plastique exponentielle (Rapports PlasticsEurope) vs. recyclage. La production/consommation exponentielle d'une ressource à t_1 ne peut conceptuellement pas être satisfaite par le recyclage de la matière utilisée à t_0, même avec un recyclage parfait.*

C'est donc plus le modèle de croissance qui est questionné ici que la possibilité de recycler ou non 100% des plastiques grâce à une économie du recyclage performante et idéale. Bien qu'en Europe la production de plastique soit globalement stable depuis quelques années – essentiellement du fait de la délocalisation de l'industrie manufacturière en Asie, puisque la consommation ne fait qu'augmenter (PlasticsEurope, 2018)[26] –, il est difficile d'imaginer un fonctionnement vertueux du « système plastique » si l'on ne cherche pas à casser, à l'échelle mondiale, cette croissance exponentielle.

Créer une économie de marché du recyclage a également eu quelques effets délétères, capables de freiner la possibilité même du recyclage. La grande majorité des plastiques collectés et recyclables le sont localement (Institut Veolia, 2019). Mais une partie des déchets plastiques, souvent de moindre valeur, ont été vendus et exportés vers l'Asie du Sud-Est pour y être recyclés, loin des standards européens. En 2017, plus de 1,5 millions de tonnes ont été exportés

[25] Les usages dispersifs désignent les usages qui dispersent la matière et la rendent ainsi non recyclable comme par exemple les microbilles de plastique dans le dentifrice ou la gomme des pneus qui s'abrase au cours de l'usage. L'usage de polymères en très petite quantité, mélangée à d'autres polymères ou à des additifs peut aussi être considéré comme un usage dispersif.

[26] https://www.plasticsinsight.com/global-consumption-plastic-materials-region-1980-2015/

de l'Europe vers l'Asie du Sud Est, bien que cela représente une faible proportion de la quantité de plastique recyclée à l'échelle Européenne (Institut Veolia, 2019). Depuis le 1er janvier 2018 et l'interdiction de l'importation de 24 catégories de déchets solide en Chine, dont les plastiques, ces flux se sont réorientés vers d'autres pays comme la Malaisie ou le Cambodge qui, à leur tour, ont imposé des restrictions à l'import. En 2019, selon un décompte de l'Agence France Presse, ce sont 6 pays d'Asie du Sud-Est qui ont renvoyé des conteneurs de déchets plastiques vers les pays de l'OCDE principalement. Si ces plastiques sont renvoyés, c'est parce que leur recyclage n'a pas d'intérêt économique majeur et/ou posent des problèmes environnementaux aux pays concernés. Augmenter la valeur intrinsèque des plastiques par la consigne et la standardisation des résines dès la conception (le terme consacré est l'*écoconception*) permettrait de faciliter le recyclage sur place et d'obtenir des résines recyclées à plus haute valeur ajoutée, afin d'empêcher leur export à l'étranger. Plus que la consigne, un tel commerce du déchet pourrait remettre en question le bon geste de tri de « l'éco-citoyen éclairé » lorsqu'il s'aperçoit que le déchet qu'il avait mis dans la bonne poubelle finit par brûler à l'air libre en Malaisie.

Qu'ils soient recyclés ou non, une petite fraction des plastiques produits se retrouve dans l'environnement. Vue la quantité de plastique produite chaque année, même une infime perte représente rapidement des masses importantes (Jambeck et al., 2015). Malgré une augmentation de 80 % du taux de recyclage des plastiques de 2006 à 2016 en Europe, la consommation de plastique n'a fait qu'augmenter, particulièrement en Allemagne (PlasticsEurope, 2018). Or, une étude récente montre que la quantité de plastique retrouvée dans l'environnement est historiquement corrélée à la quantité de plastique consommée à l'échelle mondiale (**Figure 21** ; Brandon et al., 2019). Le manque d'études portant sur des séries temporelles longues ne permet pas vraiment de conclure que le recyclage a un effet sur les flux de plastiques dans l'environnement. Autrement dit, il n'y a pas de couplage évident entre les mesures « économiques » qui sont prises et la réduction des rejets dans l'environnement. En revanche, la dynamique de croissance observée de la production/consommation/pollution des plastiques est tout à fait emblématique de nos sociétés de consommation contemporaines. Sa production a été multipliée par plus de 47 entre 1960 et 2015 dans le monde (PlasticsEurope, 2018), alors que dans le même temps la population n'a été multipliée que par 2,4.

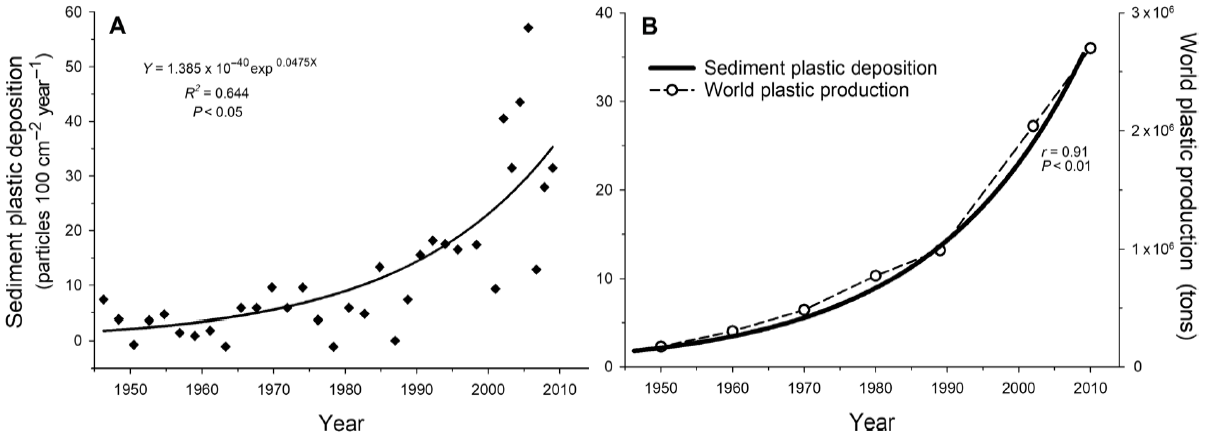


Figure 21 *: Concentration en microplastiques dans des sédiments côtiers vs. production de plastique mondiale (Brandon et al., 2019).*

6.5. LA « CROISSANCE VERTE »

Restrictions de marché, consignes, recyclage, ce sont des pistes intéressantes, mais conceptuellement insuffisantes car elles s'inscrivent toujours dans un schéma basé sur une croissance économique perpétuelle (c'est-à-dire une augmentation perpétuelle de la production de biens et de services), aujourd'hui teintée de vert (Ehrlich and Ehrlich, 2016). La production/consommation de plastique est un des exemples les plus frappants tant sa croissance a été rapide à plus de 8,5% par an entre 1950 et 2015 (**Figure 20**). Or, la contrepartie matérielle et énergétique d'une croissance infinie n'est pas compatible avec le caractère fini du système Terre (Meadows et al., 1972, 2004; Motesharrei et al., 2012). En d'autres termes, les ressources et l'énergie disponibles sont finies et constituent une limite à la croissance indépassable. Pourtant, tous les modèles économiques orthodoxes, défendus notamment par des prix Nobels d'économie comme Krugman, considèrent la croissance infinie comme postulat de base (Ehrlich and Ehrlich, 2016). Pour Ehrlich and Ehrlich (2016), la croissance infinie, qu'aucune analyse factuelle ne peut soutenir, constitue une croyance quasi-religieuse érigée aujourd'hui en dogme. Rendre la croissance plus verte participe de cette « croyance » en une croissance perpétuelle qui prendrait en compte les externalités négatives comme celles liées aux atteintes environnementales. L'économiste Kenneth Boulding a d'ailleurs résumé cette croyance en ces termes : *« Quiconque croit qu'une croissance exponentielle peut durer toujours dans un monde fini est soit un fou, soit un économiste ».*

L'omniprésence de la pollution plastique à travers le globe (Barnes et al., 2009; Li et al., 2016) n'est qu'une des externalités négatives visibles de notre civilisation thermo-industrielle. Elle est aujourd'hui largement médiatisée et est devenue emblématique. Mais elle s'inscrit dans

un contexte plus large de dérèglements environnementaux généralisés à l'instar du réchauffement climatique et plus récemment de l'érosion de la biodiversité qui représente, après le cycle biogéochimique de l'azote, le système le plus perturbé à l'échelle globale (Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2015).

L'objectif de la « croissance verte » est de découpler la croissance économique de ses externalités négatives. Cela signifie augmenter le PIB tout en diminuant les externalités comme par exemple les émissions de gaz à effet de serre et la consommation de ressources première (Ward et al., 2016). A ce jour, aucun pays n'a atteint cet objectif de découplage même si certains pays parmi les plus développés ont pu atteindre un découplage relatif (Ward et al., 2016 et références liées). Pire, aucun modèle n'est capable de montrer le chemin d'un tel découplage absolu tout en indiquant qu'à partir d'un certain niveau de PIB, celui-ci n'est plus du tout un bon indicateur de bien-être social et de développement humain (Ward et al., 2016). Poursuivre une politique de croissance *ad vitam aeternam* est donc non seulement irresponsable d'un point de vue environnemental (e.g. mur climatique, écologique et énergétique ; cf. Rapport GIEC 2014 et IEA 2018), mais aussi d'un point de vue social. Les jeunes générations ont récemment fait écho à ce besoin de solutions structurelles au travers du discours de Greta Thunberg à l'ONU en septembre 2019 : *« Des écosystèmes entiers s'effondrent, nous sommes au début d'une extinction de masse et tout ce dont vous pouvez parler, c'est de l'argent et du conte de fée d'une croissance économique éternelle. Comment osez-vous ? »*

A un problème systémique, la réponse se doit d'être systémique. Dans le cas des plastiques, l'amélioration de la collecte et du recyclage sont des ajustements à la marge du « système plastique », sans remettre en cause son modèle structurel de croissance exponentielle. Plus largement, casser les exponentielles et dessiner un monde « post-croissance » imposent une réflexion sur le modèle économique de production/consommation dans lequel nous vivons et sur le type d'homme qu'il a engendré : *l'homo œconomico-detritus*[27].

[27] De la contraction des deux concepts dessinés par B. Monsaingeon dans son ouvrage *Homo detritus* et A. Pottier, prix Veblen du jeune chercheur 2017, dans son essai : *« Le capitalisme est-il compatible avec les limites écologiques? »*

7. ANNEXES

7.1. MODELISATION CONCEPTUELLE AUTOMATISEE

Fichier Excel

7.2. QUANTITES DE DEBRIS DES BARRAGES FLOTTANTS DU SIAAP

Fichier Excel

7.3. SIGNALEMENTS DES DECHETS MARQUES

Fichier Excel

7.4. SYNTHESE DES TRAJECTOIRES GPS

Fichier Excel

7.5. DECHETS DE FOND EN BAIE DE SEINE

Une expédition en bateau a été effectuée les 26 et 27 mars 2019 avec un chalut de fond dans la baie de Seine grâce à la société PRELEVMAR, en collaboration avec le laboratoire EPOC de Bordeaux. Elle avait pour but de capturer des poissons de fond pour déterminer le taux de contamination en microplastiques de ces organismes dans le cadre du programme de recherche PLATIC-Seine sur les flux et impacts des microplastiques dans l'estuaire de la Seine (https://www.seine-aval.fr/projet/plastic-seine/). Le chalut était équipé d'un filet de 5 m de large et 80 cm de hauteur avec une maille de 12 mm. Des anneaux en fer raclaient le fond sur plusieurs cm ce qui a permis de collecter des centaines de poissons épibenthiques. Dans le même temps, des macroplastiques ont été collectés, puis traités (lavés, séchés, pesés, classifiés) et cartographiés (**Tableau 14** ; **Figure 22**). Il s'avère que les concentrations les plus fortes (> 10 000 g/km^2) se trouvent au droit de l'embouchure de Seine entre le Ratelet et Cemoy (traits 6 et 7). Une campagne en septembre 2018 avait déjà identifiée cette zone comme étant la plus concentrée en plastique (**Tableau 14**). Cette zone est par ailleurs caractérisée par la forte présence d'herbes aquatiques. Dans cette zone précise, les concentrations de plastique en nombre ou en masse sont bien supérieures à celles retrouvées dans de nombreuses autres zones marines (**Tableau 15**). Seul le littoral Marocain présente, en masse, des concentrations 6 fois plus importantes. Enfin, les types de plastiques diffèrent légèrement de ceux retrouvés dans la colonne d'eau, la proportion de sacs et contenants étant plus grandes que dans la colonne d'eau (**Figure 13** et **Figure 23**). Il se peut que cette différence soit toutefois liée à un artefact de classification, les déchets de fond étant plus difficiles à identifier. Dans tous les cas, ces deux catégories montrent la forte prépondérance des films en plastiques souples, que ce soit sur le

fond ou dans la colonne d'eau. La présence de végétaux dans les traits où les plastiques étaient les plus nombreux suggère que ces films ont été piégés par la végétation aquatique.

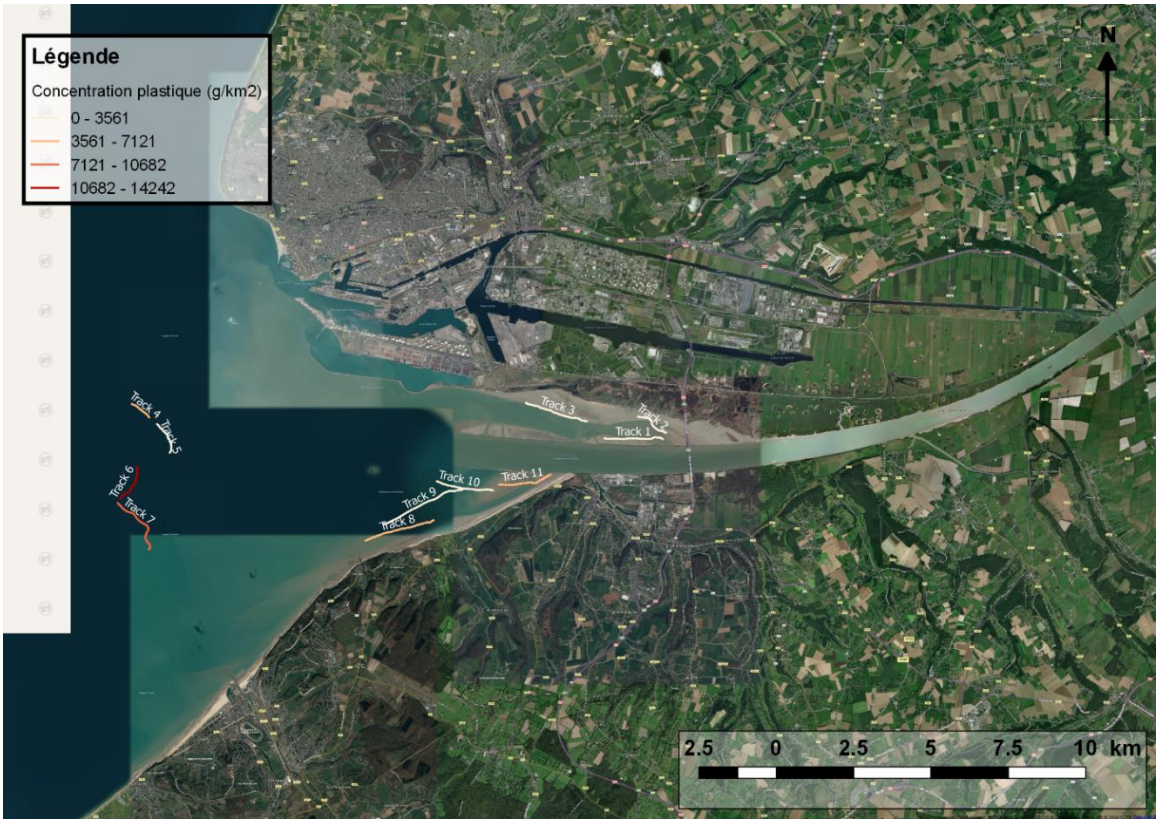


Figure 22 *: Concentrations de plastique sur le fond dans l'embouchure de la Seine*

Tableau 14 *: Prélèvements de plastique par traits de chaluts de 5 m de large en baie de Seine. Les traits de mars 2019 sont représentés sur la* ***Figure 22****. Les traits de septembre 2018 ont été effectués dans le même secteur que les traits 6 et 7 de mars 2019.*

Traits de septembre 2018	**Plastiques (#)**	**Longueur de trait (m)**	**Concentration (#/km²)**	**Masse (g)**	**Concentration (g/km²)**
2 traits ensemble	57	3318	2863	173	8690
Traits de mars 2019	-	-	-	-	-
trait 1	2	2907	138	0,3	21
trait 2	0	1584	0	0	0
trait 3	8	3133	511	14,4	919
trait 4	161	987	32624	19,6	3972
trait 5	9	1314	1370	1,8	274
trait 6	385	1504	51197	107,1	14242
trait 7	94	2679	7018	134,95	10075
trait 8	56	3458	3239	62,1	3592
trait 9	3	4135	145	3,1	150
trait 10	3	2814	213	3,1	220
trait 11	15	2621	1145	69,74	5322

***Tableau 15** : Concentrations de plastique en nombre et en masse sur les fonds marins dans différentes zones géographiques du globe.*

Zone géographique	Plastiques par km²		Référence
	#/km²	g/km²	
Baie de Seine*	8372	3956	MacroPLAST + PLASTIC-Seine
Mer Baltique	45	95**	Galgani et al., 2000
Mer du Nord	75,4	158**	Galgani et al., 2000
East Channel	14,9	31**	Galgani et al., 2000
Mer Celtique	6,4	13**	Galgani et al., 2000
Baie de Biscaye	156	328**	Galgani et al., 2000
Golf du Lion	112,8	237**	Galgani et al., 2000
NW Méditerranée	92	193**	Galgani et al., 2000
Est Corse	105	221**	Galgani et al., 2000
Mer Adriatique	263	552**	Galgani et al., 2000
Mer du Nord	16,8	35**	Kammann et al., 2018
Mer Baltique	5,07	11**	Kammann et al., 2018
Mer Celtique	23	48**	Maes et al., 2018
Mer du Nord	45	95**	Maes et al., 2018
Ouest Pacifique Nord	17-335	54,4-1072	Chiba et al., 2018
Littoral Marocain	12157**	25530	Loulad et al., 2019

**Moyenne de l'ensemble des traits du mois de mars 2019 et des deux traits du mois de septembre 2018.*
***Estimations avec une masse moyenne de 2,1 g/particule, la masse moyenne d'une particule pour la baie de Seine*

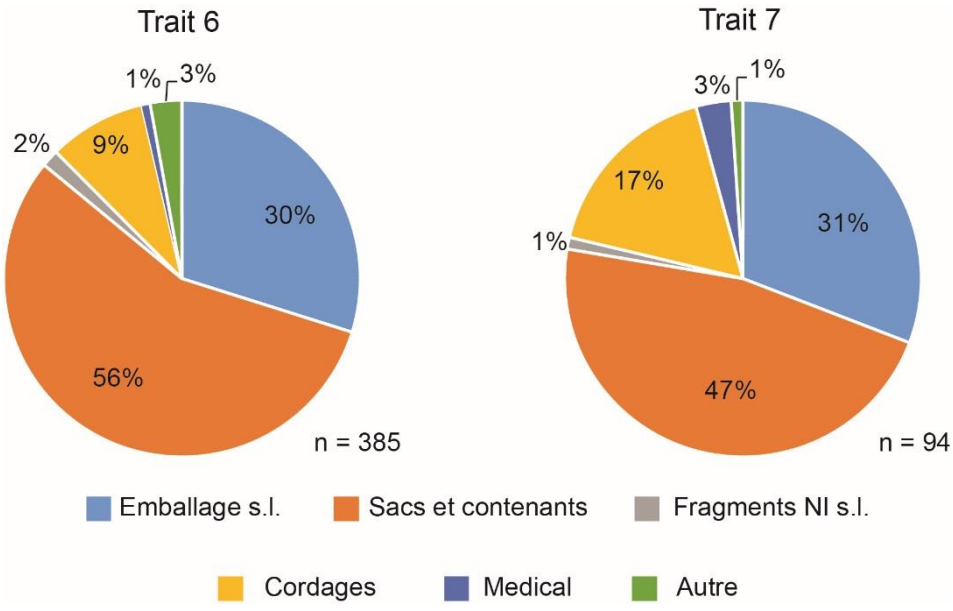


***Figure 23** : Plastiques suivant la classification simplifiée OSPAR/DCSMM.*

RÉFÉRENCES

Accorsi, R., Versari, L., Manzini, R., 2015. Glass vs. Plastic: Life Cycle Assessment of Extra-Virgin Olive Oil Bottles across Global Supply Chains. *Sustainability.* 7, 2818–2840

Addamo, A.M., Laroche, P., Hanke, G., 2016. Top Marine Beach Litter Items in Europe. *MSFD Technical Group on Marine Litter*, Bruxelles

afssaps, 2010. Analyse des ventes de médicaments aux officines et aux hopitaux en France 1998-2008 (No. 10e édition). *Agence française de sécurité saniaire des produits de santé.* Paris._

Anbumani, S., Kakkar, P., 2018. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 14373–14396.

Anuar Sharuddin, S.D., Abnisa, F., Wan Daud, W.M.A., Aroua, M.K., 2016. A review on pyrolysis of plastic wastes. *Energy Convers. Manag.* 115, 308–326.

Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 1985–1998.

Barthélémy, E., Spyropoulos, D., Milana, M.-R., Pfaff, K., Gontard, N., Lampi, E., Castle, L., 2014. Safety evaluation of mechanical recycling processes used to produce polyethylene terephthalate (PET) intended for food contact applications. *Food Addit. Contam. Part Chem. Anal. Control Expo. Risk Assess.* 31, 490–497.

Blettler, M.C.M., Abrial, E., Khan, F.R., Sivri, N., Espinola, L.A., 2018. Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps. *Water Res.* 143, 416–424.

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. *Environ. Monit. Assess.* 189, 581.

Brandon, J.A., Jones, W., Ohman, M.D., 2019. Multidecadal increase in plastic particles in coastal ocean sediments. *Sci. Adv.* 5, eaax0587.

Brown, J., Turrell, W.R., Simpson, J.H., 1991. Aerial surveys of axial convergent fronts in UK estuaries and the implications for pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 22, 397–400.

Browne, M.A., Galloway, T.S., Thompson, R.C., 2010. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. *Environ. Sci. Technol.* 44, 3404–3409.

Carpenter, E.J., Smith, K.L., 1972. Plastics on the Sargasso sea surface. *Science* 175, 1240–1.

Chae, Y., An, Y.-J., 2017. Effects of micro- and nanoplastics on aquatic ecosystems: Current research trends and perspectives. *Mar. Pollut. Bull.* 124, 624–632.

Chemical fiber global production by type 2000-2017 [WWW Document], n.d. . Statista. URL https://www.statista.com/statistics/271651/global-production-of-the-chemical-fiber-industry/ (accessed 8.6.19).

Chiba, S., Saito, H., Fletcher, R., Yogi, T., Kayo, M., Miyagi, S., Ogido, M., Fujikura, K., 2018. Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Mar. Policy* 96, 204–212.

CM CONSULTING INC. and RELOOP PLATFORM, 2016. Deposit Systems for One-Way Beverage Containers: Global Overview. URL : https://reloopplatform.eu/wp-content/uploads/2018/05/BOOK-Deposit-Global-FINAL.pdf

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Galloway, T.S., 2015. The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod Calanus helgolandicus. *Environ. Sci. Technol. 49, 2, 1130-1137.*

Cozar, A., Echevarria, F., Gonzalez-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Ubeda, B., Hernandez-Leon, S., Palma, A.T., Navarro, S., Garcia-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernandez-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M., 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 10239–10244.

Cózar, A., Sanz-Martín, M., Martí, E., González-Gordillo, J.I., Ubeda, B., Gálvez, J.Á., Irigoien, X., Duarte, C.M., 2015. Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea. *PLOS ONE* 10, e0121762.

Dris, R., Gasperi, J., Bounoua, B., Rocher, V., Tassin, B., 2017. Microplastics in Different Compartments of the Urban Water Cycle: From the Sources to the Rivers, in: Fate and Impact of Microplastics in Marine Ecosystems. *Elsevier*, pp. 7–8.

Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., 2016. Population, Resources, and the Faith-Based Economy: the Situation in 2016. *Biophys. Econ. Resour. Qual.* 1, 3.

Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J., 2014. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLOS ONE* 9, e111913.

France Stratégie, 2016. Comité de suivi du Crédit d'impôt pour la compétitivité et l'emploi. Paris, France. URL : https://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/rapport_cice2016_28095016_ok.pdf

Galgani, F., Leaute, J.., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goraguer, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, J.., Poulard, J.., Nerisson, P., 2000. Litter on the Sea Floor Along European Coasts. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 516–527.

Galgani, F., Fleet, D., Van Franeker, J., Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, J., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R.C., Amato, E., Birkun, A., Janssen, C., 2010. Marine strategy framework directive Task Group 10 Report Marine litter. *JRC Sci. Tech. Rep.* Bruxelles._

Gasperi, J., Dris, R., Bonin, T., Rocher, V., Tassin, B., 2014. Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River. *Environ. Pollut.* 195, 163–166.

Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3.

González, D., Hanke, G., Tweehuijsen, G., Bellert, B., Holzhauer, M., Palatinus, A., Hohenblum, P., Oosterbaan, L., 2017. Riverine Litter Monitoring - Options and Recommendations. *JRC Technical Reports*. European Commission, Bruxelles.

González-Fernández, D., Hanke, G., 2017. Toward a Harmonized Approach for Monitoring of Riverine Floating Macro Litter Inputs to the Marine Environment. *Front. Mar. Sci.* 4.

Gu, F., Guo, J., Zhang, W., Summers, P.A., Hall, P., 2017. From waste plastics to industrial raw materials: A life cycle assessment of mechanical plastic recycling practice based on a real-world case study. *Sci. Total Environ.* 601–602, 1192–1207.

Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., 2012. What a waste: a global review of solid waste managment. *The world bank.*

Institut Véolia, 2019. L'indispensable réinvention des plastiques, La revue de l'institut Véolia. *Institut Véolia*.

Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B., 2014. Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. *Mar. Pollut. Bull.* 78, 252–257.

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768–771.

Kammann, U., Aust, M.-O., Bahl, H., Lang, T., 2018. Marine litter at the seafloor – Abundance and composition in the North Sea and the Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 127, 774–780.

Kooi, M., Besseling, E., Kroeze, C., van Wezel, A.P., Koelmans, A.A., 2018. Modeling the Fate and Transport of Plastic Debris in Freshwaters: Review and Guidance, in: Wagner, M., Lambert, S. (Eds.), Freshwater Microplastics : Emerging Environmental Contaminants?, *The Handbook of Environmental Chemistry. Springer International Publishing, Cham*, pp. 125–152.

Kooi, M., Reisser, J., Slat, B., Ferrari, F.F., Schmid, M.S., Cunsolo, S., Brambini, R., Noble, K., Sirks, L.-A., Linders, T.E.W., Schoeneich-Argent, R.I., Koelmans, A.A., 2016. The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. *Sci. Rep.* 6, 33882.

Kühn, S., Rebolledo, E.L.B., van Franeker, J.A., 2015. Deleterious effects of litter on marine life, in: Marine Anthropogenic Litter. *Springer*, pp. 75–116.

Law, K.L., Moret-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J., Reddy, C.M., 2010. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science* 329, 1185–1188.

Law, K.L., Morét-Ferguson, S.E., Goodwin, D.S., Zettler, E.R., DeForce, E., Kukulka, T., Proskurowski, G., 2014. Distribution of Surface Plastic Debris in the Eastern Pacific Ocean from an 11-Year Data Set. *Environ. Sci. Technol.* 48, 4732–4738.

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. *Nat. Commun.* 8, 15611.

Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., Hajbane, S., Cunsolo, S., Schwarz, A., Levivier, A., Noble, K., Debeljak, P., Maral, H., Schoeneich-Argent,

R., Brambini, R., Reisser, J., 2018. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Sci. Rep.* 8, 4666.

Lemoine, J.P., Verney, R., 2015. Fonctionnement hydro-sédimentaire de l'estuaire de la Seine. *GIP Seine-Aval*, Rouen.

Lerond, M., 1997. Définition des conditions de mise en oeuvre du nettoyage de la Seine - Synthèse. *Parc Naturel Regional de Brotonne*. Rouen

LI, W.C., TSE, H.F., FOK, L., 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Sci. Total Environ.* 566, 333–349.

Loulad, S., Houssa, R., Ouamari, N.E., Rhinane, H., 2019. Quantity and spatial distribution of seafloor marine debris in the Moroccan Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 139, 163–173.

Maes, T., Barry, J., Leslie, H.A., Vethaak, A.D., Nicolaus, E.E.M., Law, R.J., Lyons, B.P., Martinez, R., Harley, B., Thain, J.E., 2018. Below the surface: Twenty-five years of seafloor litter monitoring in coastal seas of North West Europe (1992–2017). *Sci. Total Environ.* 630, 790–798.

Maso, M., Garcés, E., Pagès, F., camp, J., 2003. Drifting plastic as a potential vector for dispersing harmful algal bloom (HAB) species. *Sci. Mar.* 67, 1.

Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., 1972. The limits to growth. *Club of Rome.*

Meadows, D.H., Randers, J., Meadows, D.L., 2004. Limits to Growth: The 30-Year Update, 3 edition. *ed. Chelsea Green Publishing*, White River Junction.

Monsaingeon, B., 2017. Homo detritus - Critique de la société du déchet, *Seuil. ed.*

Monsaingeon, B., 2016. Plastiques : ce continent qui cache nos déchets. *Mouvements* 48–58.

Morritt, D., Stefanoudis, P.V., Pearce, D., Crimmen, O.A., Clark, P.F., 2014. Plastic in the Thames: A river runs through it. *Mar. Pollut. Bull.* 78, 196–200.

Motesharrei, S., Rivas, J., Kalnay, E., 2012. A Minimal Model for Human and Nature Interaction. USA.

MSWCONSULTANTS, 2009. National visible litter survey and litter cost study. USA.

Nelms, S.E., Duncan, E.M., Broderick, A.C., Galloway, T.S., Godfrey, M.H., Hamann, M., Lindeque, P.K., Godley, B.J., 2016. Plastic and marine turtles: a review and call for research. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 165–181.

Ogonowski, M., Gerdes, Z., Gorokhova, E., 2018. What we know and what we think we know about microplastic effects – A critical perspective. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, Micro and Nanoplastics Edited by Dr. Teresa A.P. Rocha-Santos 1, 41–46.

Ogonowski, M., Schür, C., Jarsén, Å., Gorokhova, E., 2016. The Effects of Natural and Anthropogenic Microparticles on Individual Fitness in Daphnia magna. *PLOS ONE* 11, e0155063.

ORDIF, 2017a. Données de caractérisations locales des ordures ménagères résiduelles (OMR) en île de France. *ORDIF*, Observatoire Régional des Déchets.

ORDIF, 2017b. LA GESTION DES DÉCHETS MÉNAGERS ET ASSIMILÉS EN ÎLE-DE-FRANCE. *ORDIF*, Observatoire Régional des Déchets.

PlasticsEurope, 2018. Plastics - the Facts 2018, an analysis of European plastics production, demand and waste data. *Association of Plastics Manufacturer*, Brussels.

Quilbé, R., Rousseau, A.N., Duchemin, M., Poulin, A., Gangbazo, G., Villeneuve, J.-P., 2006. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *J. Hydrol.* 326, 295–310.

Ragaert, K., Delva, L., Van Geem, K., 2017. Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. *Waste Manag.* 69, 24–58.

Rist, S.E., Assidqi, K., Zamani, N.P., Appel, D., Perschke, M., Huhn, M., Lenz, M., 2016. Suspended micro-sized PVC particles impair the performance and decrease survival in the Asian green mussel Perna viridis. *Mar. Pollut. Bull.* 111, 213–220.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475.

Ryan, P.G., 2014. Litter survey detects the South Atlantic 'garbage patch.' *Mar. Pollut. Bull.* 79, 220–224.

SAFEGE, R., 2012. Etude sur la caractérisation et les flux de déchets en milieux aquatiques. *SAFEGE-ADEME*, Angers.

Sander, L., 2016. Date-prints on stranded macroplastics: Inferring the timing and extent of overwash deposition on the Skallingen peninsula, Denmark. *Mar. Pollut. Bull.* 109, 373–377.

Schmidt, C., Krauth, T., Wagner, S., 2017. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. Environ. *Sci. Technol.*

Sebille, E. van, Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B.D., Franeker, J.A. van, Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., Law, K.L., 2015. A global inventory of small floating plastic debris. *Environ. Res. Lett.* 10, 124006.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. de, Wit, C.A. de, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855.

Strungaru, S.-A., Jijie, R., Nicoara, M., Plavan, G., Faggio, C., 2019. Micro- (nano) plastics in freshwater ecosystems: Abundance, toxicological impact and quantification methodology. *TrAC Trends Anal. Chem.* 110, 116–128.

Thiel, M., Luna-Jorquera, G., Álvarez-Varas, R., Gallardo, C., Hinojosa, I.A., Luna, N., Miranda-Urbina, D., Morales, N., Ory, N., Pacheco, A.S., Portflitt-Toro, M., Zavalaga, C., 2018. Impacts of Marine Plastic Pollution From Continental Coasts to Subtropical Gyres—Fish, Seabirds, and Other Vertebrates in the SE Pacific. *Front. Mar. Sci.* 5.

Tramoy, R., Gasperi, J., Dris, R., Colasse, L., Fisson, C., Sananes, S., Rocher, V., Tassin, B., 2019a. Estimation des flux de plastiques transitant en Seine : quelles méthodes pour quels résultats ? *Tech. Sci. Méthodes* 15–26.

Tramoy, R., Gasperi, J., Dris, R., Colasse, L., Fisson, C., Sananes, S., Rocher, V., Tassin, B., 2019b. Assessment of the Plastic Inputs From the Seine Basin to the Sea Using Statistical and Field Approaches. *Front. Mar. Sci*. 6.

Turner, A., Wallerstein, C., Arnold, R., 2019. Identification, origin and characteristics of bio-bead microplastics from beaches in western Europe. *Sci. Total Environ.* 664, 938–947.

Van der Wal, M., van der Meulen, M., Tweehuijsen, G., Peterlin, M., Palatinus, A., Kovac Virsek, M., Coscia, L., Krzan, A., 2015. Final Report on Identification and Assessment of Riverine Input of (Marine) Litter. *Eunomia Research & Consulting Ltd*. Bruxelles.

Van Emmerik, T., Kieu-Le, T.-C., Loozen, M., van Oeveren, K., Strady, E., Bui, X.-T., Egger, M., Gasperi, J., Lebreton, L., Nguyen, P.-D., Schwarz, A., Slat, B., Tassin, B., 2018. A Methodology to Characterize Riverine Macroplastic Emission Into the Ocean. *Front. Mar. Sci.* 5.

Van Emmerik, T., Tramoy, R., van Calcar, C., Alligant, S., Treilles, R., Tassin, B., Gasperi, J., 2019. Seine Plastic Debris Transport Tenfolded During Increased River Discharge. *Front. Mar. Sci*. 6.

Vermeiren, P., Muñoz, C.C., Ikejima, K., 2016. Sources and sinks of plastic debris in estuaries: A conceptual model integrating biological, physical and chemical distribution mechanisms. *Mar. Pollut. Bull.* 113, 7–16.

Vink, R., Behrendt, H., Salomons, W., 1999. Development of the heavy metal pollution trends in several European rivers: an analysis of point and diffuse sources. *Water Sci. Technol.* 39, 215–223.

Ward, J.D., Sutton, P.C., Werner, A.D., Costanza, R., Mohr, S.H., Simmons, C.T., 2016. Is Decoupling GDP Growth from Environmental Impact Possible? *PLOS ONE* 11, e0164733.

Welden, N.A.C., Cowie, P.R., 2016. Environment and gut morphology influence microplastic retention in langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environ. Pollut.* 214, 859–865.

Wilcox, C., Sebille, E.V., Hardesty, B.D., 2015. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 11899–11904.

Williams, G.P.W., 1989. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. *J. Hydrol.* 111, 89–106.

Zettler, E.R., Mincer, T.J., Amaral-Zettler, L.A., 2013. Life in the "Plastisphere": Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environ. Sci. Technol.* 47, 13, 7137-7146.