

01/06/2022

Étude de la contamination en microplastiques des cours d'eau français

Elisa Duchesne – Licence 3 Biologie des organismes - 2021/2022

Encadrants :

Lise Durantou (La Pagaie Sauvage), Valérie Bolliet (UPPA)

Stage effectué du 14 mars au 31 mai 2022, avec césure entre le 12 avril et le 2 mai 2022

"Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui ne peut en aucun cas engager la responsabilité de l'Entreprise ou du Laboratoire d'accueil"

Résumé

Les réseaux hydrographiques sont en grande partie responsables du transfert des particules microplastiques (MPs) de leur zone de rejet vers les océans. Cependant, peu d'études ont été menées concernant l'abondance et la distribution des MPs dans les eaux continentales. Le présent rapport a pour intérêt d'effectuer, dans le cadre des sciences citoyennes, une analyse préliminaire de la répartition des MPs dans les eaux douces de France métropolitaine à partir des données récoltées par les bénévoles de l'association « La Pagaie sauvage ».

Le prélèvement et le traitement des échantillons regroupent plusieurs méthodes. La récolte est principalement réalisée au filet babylegs, développé par la chercheuse Max Liboiron, et au filet Manta tandis que les analyses en laboratoire sont inspirées de la méthode NOAA. Il a été révélé une présence de MPs dans 78 % des 416 échantillons étudiés, les concentrations variant entre 0.00 et 62.35 MPs.m⁻³. Certains facteurs environnementaux et anthropiques ont ensuite été dévoilés dans comme influençant la dispersion des MPs tant par leur quantité que par leur forme.

Mots clés : Microplastiques, sciences citoyennes, rivières, babylegs, variabilité, prélèvements

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier l'UPPA, et particulièrement Mme Valérie Bolliet pour son aide lors des démarches de recherche de stage ainsi que pour son implication face aux difficultés rencontrées pendant le déroulement de ce dernier.

Mes remerciements s'adressent également aux membres de La Pagaie Sauvage pour leur accueil et la confiance qu'il m'ont accordée. Je pense notamment à M. Alexandre Schaal, président de l'association, ainsi qu'à Mme. Lise Durantou, chargée de mission et tutrice de stage, qui m'a guidée, conseillée et transmis son expertise avec bienveillance pendant toute la durée de nos échanges.

Je remercie M. Laurent Lanceleur, enseignant-chercheur, pour ses nombreux conseils sur le traitement, l'interprétation et la présentation des résultats ainsi que pour le temps qu'il m'a consacré. Merci également aux autres membres de l'équipe scientifique UFR Sciences et Techniques de la côte Basque pour le prêt du matériel d'analyse et de l'espace de travail en laboratoire.

Merci également à Elodie Roy, administratrice systèmes de transports intelligents et Charlotte Récapet, maître de conférences en écologie et évolution pour leur aide dans les traitements cartographiques et statistiques des données.

Enfin, je remercie Nicolas Amy, camarade également stagiaire au sein de l'association pour son aide et son soutien tout au long du stage.

Avant-propos

L'étude présentée dans ce rapport a été réalisée au sein de « La Pagaie Sauvage ». Cette association à but non lucratif a pour objectif de développer les connaissances sur la question des MPs en eaux douces françaises à travers les sciences participatives. Ainsi, les bénévoles du « Laboratoire citoyen » en sont les premiers acteurs. Ils prélèvent et fournissent des données sur la répartition géographique et temporelle des MPs. Les membres de l'association analysent et publient ensuite les résultats obtenus. En parallèle, « La Pagaie Sauvage » développe la sensibilisation du public au travers de campagnes de prélèvements collectifs, de conférences, de discussions et d'animations publiques, et met en place des projets ciblés (Galupée, Nerri, PLASCOTE...).

Les sciences citoyennes sont un moyen rentable de recueillir des données réparties sur une grande aire géographique et sur plusieurs années. Elles combinent donc abondance et rapidité d'obtention des données grâce à des outils abordables tout en sensibilisant un public amateur.

Table des matières

I.	Introduction	2
II.	Matériels et méthodes	5
II.1	Protocole d'échantillonnage	5
II.2	Méthode d'analyse des échantillons (NOAA+).....	7
II.2.1	Tamissage.....	7
II.2.2	Dégradation de la matière organique	7
II.2.3	Quantification et identification des MPs	7
II.3	Sources de variabilité dans la quantification des MPs	9
II.3.1	Incertitudes et sources d'erreurs	9
II.3.2	Evolution du protocole	9
III.	Résultats et discussion	11
III.1	Résultats généraux	11
III.1.1	Bilan des prélèvements	11
III.1.2	Relation entre le nombre de MPs et leur concentration	11
III.1.3	Relation entre la vitesse du courant et la concentration en MPs.....	13
III.2	Etudes quantitatives	15
III.2.1	Quantification des MPs sur les différents bassins versant	15
III.2.2	Influence des facteurs environnementaux sur la quantité de MPs	17
III.3	Etudes qualitatives	20
III.3.1	Caractérisation des formes de MPs en France.....	20
III.3.2	Caractérisation des formes de MPs entre bassins versants	21
IV.	Conclusion.....	24
V.	Bibliographie	25

I. Introduction

Entre 1950 et 2017, plus de 9,2 milliards de tonnes de plastiques ont été produites. En effet, la matrice de polymère qui le constitue, ainsi que les charges, les plastifiants et les additifs qui y sont ajoutés offrent au plastique ses propriétés qui en font un matériau durable, malléable, léger et bon marché. Son utilisation et sa production sont donc en croissance exponentielle depuis son industrialisation au milieu du XX^{ème} siècle (Fig1).

Les plastiques sont aujourd'hui majoritairement utilisés à usage unique. En effet, les emballages représentent à eux seuls 36% de la part du marché mondial. Ainsi, 81% des plastiques mis en produit deviennent des déchets au bout d'un an, dont seulement 9% sont recyclés (OPECST_2020_0062_essentiel_pollution_plastique).

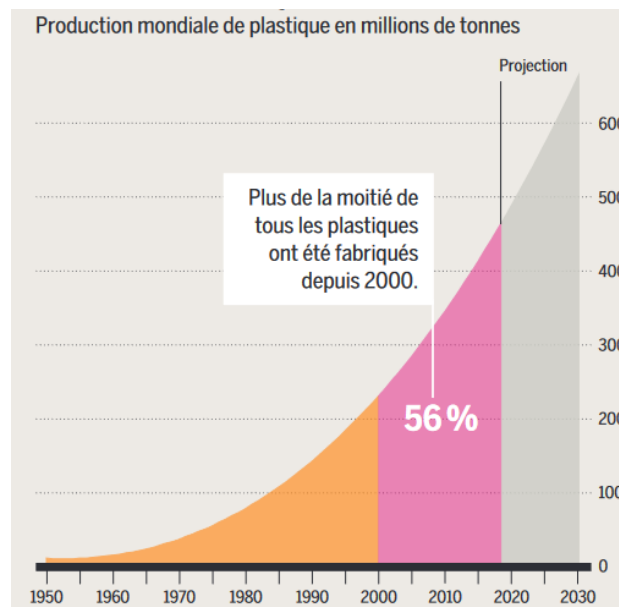


Figure 1. Croissance de la production mondiale de plastique par an (Atlas du Plastique VF_0.pdf, 2020.)

Les microplastiques (MPs) sont définis comme des particules de plastiques de taille n'excédant pas 5mm. Il n'existe pas de limite inférieure établie, mais celle-ci est généralement définie par la taille des mailles des filets utilisés pour récolter les échantillons, soit, dans cette étude, 300µm (Masura et al., 2015).

Les MPs peuvent être classés en deux catégories, primaires ou secondaires, suivant leur mode de formation. Les MPs primaires sont directement rejetés dans l'environnement sous forme de microparticules lors de l'utilisation ou de l'entretien de l'objet dont ils sont issus. Il peut s'agir de microbilles utilisées comme agents exfoliants dans les produits cosmétiques, ou de particules obtenues à partir de l'usure d'objets plus gros (pneus, textiles...). Les MPs secondaires sont issus de la dégradation biologique, mécanique et/ou photooxydative de

macro-particules (Boucher & Friot, 2020), (Fig2). La dégradation d’emballages plastiques constitue la principale origine des fragments anguleux et films MPs.

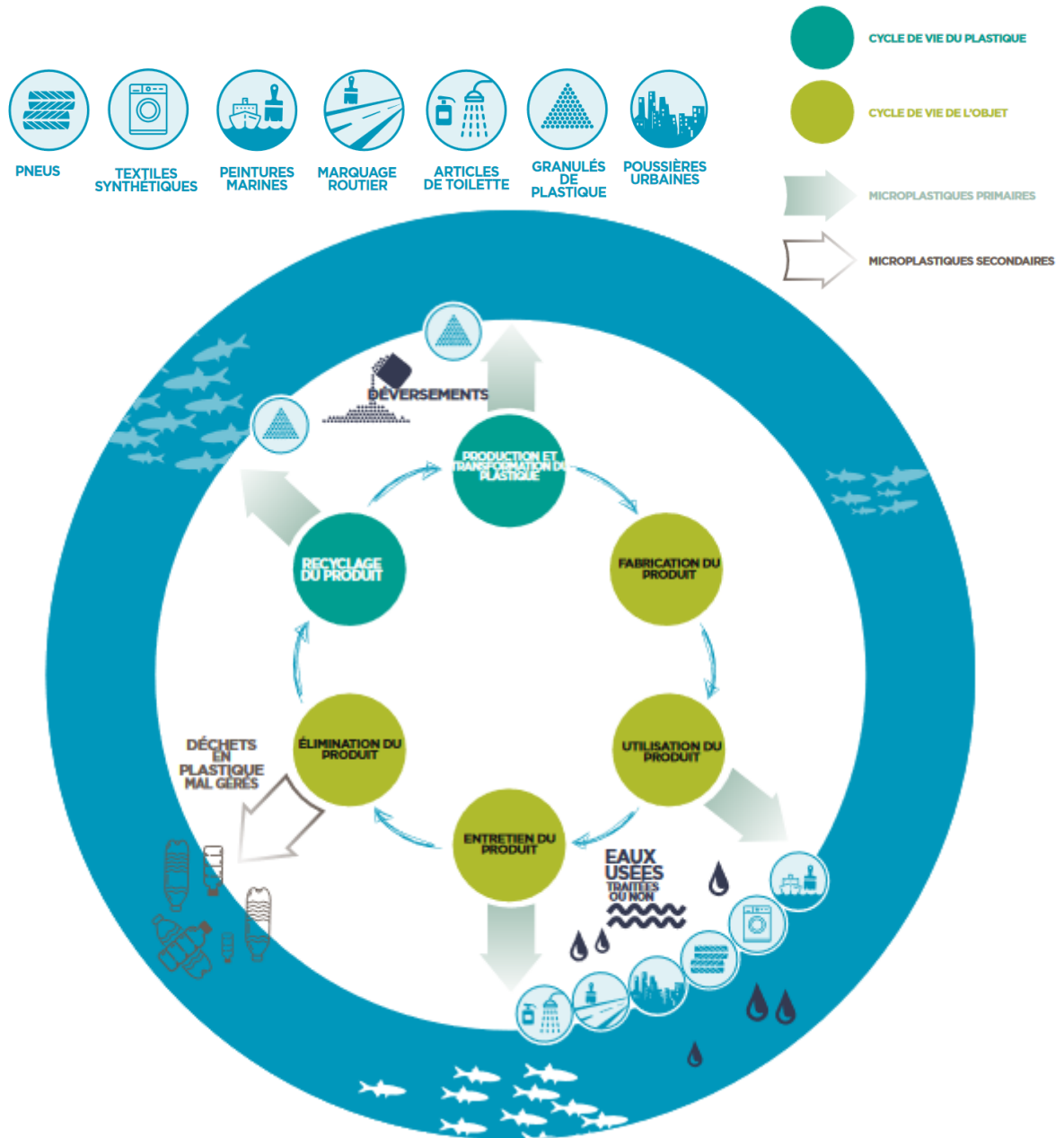


Figure 2. Cycle de vie du plastique et des objets en plastique indiquant les sources des pertes de microplastiques (Boucher & Friot, 2020)

Une grande partie des MPs perdus sont ainsi rejetés dans les océans. Il est estimé qu’environ 10% du plastique produit se déverse dans les océans, ce qui équivaut à plus de 10 millions de tonnes par an (Atlas du Plastique VF_0.pdf, s. d.; Eriksen et al., 2014). Bien que la

nature, la quantité et les conséquences des MPs en milieux marins font le sujet de nombreux articles de recherche, peu d'études traitent de la pollution MP en rivières. Pourtant, le réseau hydrographique continental représente la principale voie de transport du plastique vers les océans, notamment à travers les eaux usées (Prevot, 2014).

Ce rapport vise donc à améliorer la compréhension de la répartition des MPs dans les eaux de surfaces continentales françaises grâce aux données récoltées par l'association « La Pagaie Sauvage » et ses bénévoles. L'objectif sera d'établir une première quantification des MPs en France et de déterminer les facteurs affectant la variabilité spatiale de la quantité et de la nature des MPs dans les rivières sur l'ensemble du territoire français.

II. Matériels et méthodes

Les méthodes présentées ci-dessous sont inspirées et adaptées de l'article (Masura et al., 2015). La première partie du protocole est essentiellement réalisée par des bénévoles particuliers, ou impliqués dans les campagnes de récoltes lancées par La Pagaie Sauvage. Ceux-ci effectuent des prélèvements, remplissent un questionnaire obligatoire en ligne permettant le renseignement des métadonnées (lieux, date et rivière d'échantillonnage, météo, type de berges, vitesse du courant...), puis envoient les échantillons qui seront par la suite traités et analysés en laboratoire universitaire par l'association.

II.1 Protocole d'échantillonnage

Les échantillons MPs envoyés par les bénévoles peuvent provenir de n'importe où dans le territoire français métropolitain (Fig3). Avec un nombre assez important de données, cela permet de réaliser une étude spatiale de la variabilité des MPs dans les cours d'eau français.

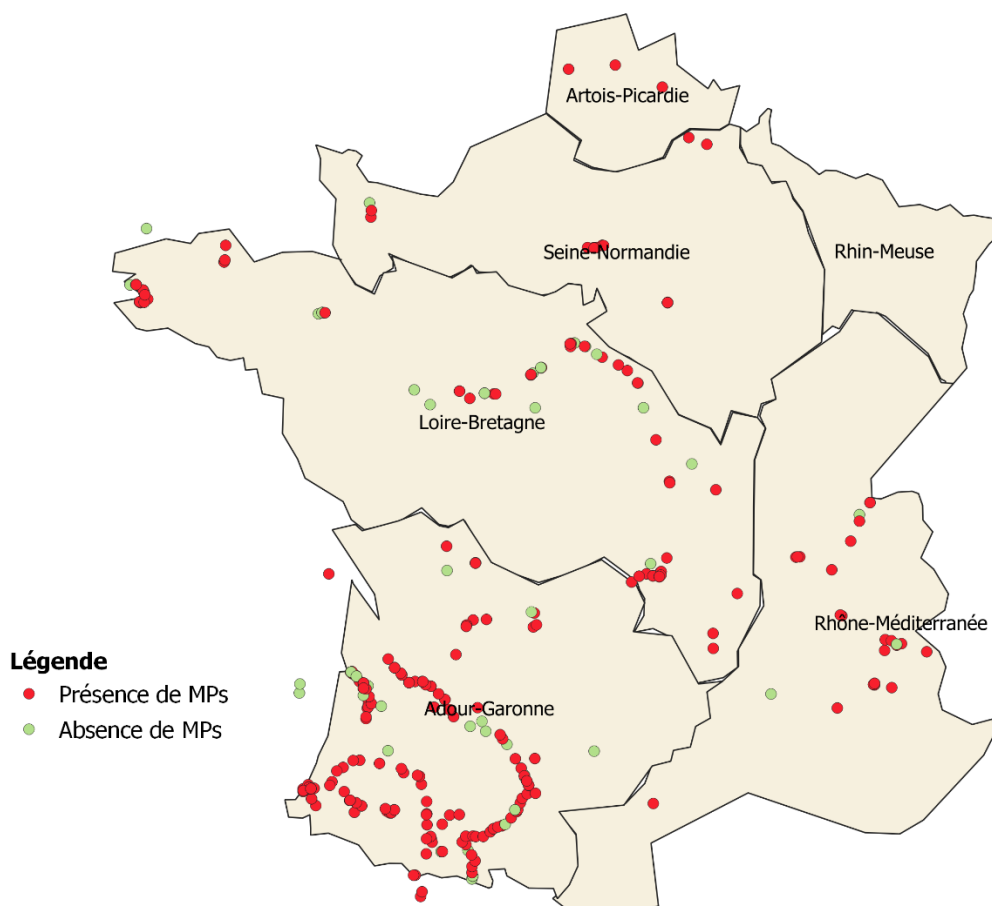


Figure 3. Répartition des prélèvements réalisés par les bénévoles de La Pagaie Sauvage



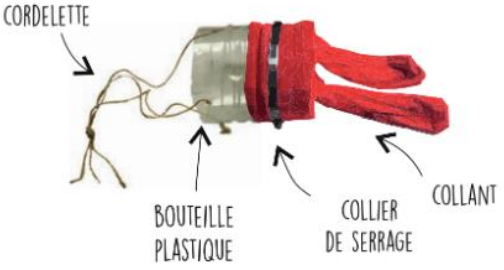
Quatre méthodes de prélèvement différentes ont été utilisées ([Tab1](#)) :

- Le filet Manta, utilisé exclusivement par la communauté scientifique en suivant la méthode NOAA
- Les filets babylegs, B.A.S.A (filet bongo artisanal) et bas de contention, basés sur l'utilisation du filet Manta et adaptés aux sciences participatives

Les babylegs sont assemblés directement par les bénévoles en suivant le protocole d'échantillonnage mis à disposition en ligne. Mis au point par la chercheuse Max Liboiron, le babylegs est une alternative au filet Manta adaptant l'échantillonnage des MPs aux sciences participatives grâce à des matériaux peu coûteux et faciles à assembler.

Les filets sont ensuite placés face au courant en surface, à demi immergé.

Tableau 1. Comparaison des différents filets utilisés pour les prélèvements

Filet	Filet Manta	Filet B.A.S.A	Babylegs / Bas de contention
Taille des mailles	300 μm	300 μm	300 μm , extensible
Exemple			
Prix	> 3000 €	≈ 100 €	< 10 €

II.2 Méthode d'analyse des échantillons (NOAA+)

Plusieurs méthodes d'analyse ont été adoptées. La plus récente, qui est celle utilisée durant de ce stage, est la méthode NOAA+, présentée dans cette partie. En revanche, la partie résultat porte bien sur toutes les analyses, y compris celles réalisées grâce aux autres méthodes (NOAA et Analyse visuelle sans dégradation).

II.2.1 Tamisage

Le contenu des échantillons est tout d'abord séparé par taille grâce à leur passage à travers un empilement de deux tamis en acier inoxydable de mailles de 5 et 0.3mm (Fig4). La matière retenue entre le tamis de 5mm et celui de 0.3mm est ensuite récupérée et conservée dans un bécher propre afin de ne préserver uniquement que les particules comprises entre 0.3 et 5mm.



Figure 4. Tamisage d'un échantillon entre 5mm et 300µm

II.2.2 Dégradation de la matière organique

Après ajout d'environ 20mL de peroxyde d'hydrogène à 12% dans le bécher contenant la fraction solide récupérée, le mélange est chauffé à 75°C pendant 2h sur une plaque chauffante (Fig5). La matière organique présente dans l'échantillon est ainsi dégradée, facilitant par la suite la détection visuelle des MPs. Cette étape peut être répétée si besoin.

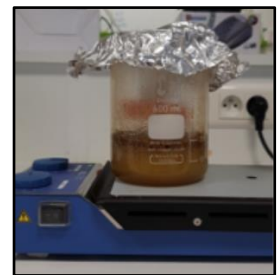


Figure 5. Digestion de la matière organique sur plaque chauffante

Un second tamisage est ensuite effectué à travers le tamis de 300µm afin d'éliminer la matière organique décomposée.

II.2.3 Quantification et identification des MPs

Le comptage ainsi que l'identification de la forme (anguleux, microbilles, pellets, filaments, mousses, films, fibres) et de la couleur des MPs sont effectués par analyse visuelle à travers une loupe binoculaire LEICA EZ4 4,4 :1 (Fig6). Seule une faible proportion des fibres synthétiques est retenue dans les filets en conséquence de leur morphologie. Celles-ci sont donc classées à part et ne contribuent pas au comptage du nombre de MPs détectés dans chaque échantillon.

Il est important de noter que les MPs de formes filaments, fibres et microbilles ont souvent un diamètre inférieur à 300µm (taille de mailles des filets utilisés). La quantité récoltée de ce type de MPs est donc certainement influencée par la vitesse du courant, ou par la présence de matière organique sur laquelle ils peuvent s'accrocher, en



Figure 6. Quantification et identification des MPs sous loupe binoculaire

plus d'un paramètre « chance ». Leur proportion observée est donc probablement peu représentative de leur quantité réelle dans la zone d'étude.

De plus, les rares échantillons contenant des pellets en détiennent généralement en grande quantité. Leurs observations correspondent donc certainement à des déversements accidentels également peu représentatifs de la réelle contamination d'un milieu par ce type de MPs.

Ainsi, les études qualitatives de ce rapport porteront uniquement sur la comparaison de proportion de MPs de formes anguleuses ([Fig7](#)), films ([Fig8](#)), et mousses ([Fig9](#)) afin d'obtenir des résultats les plus rigoureux possibles.

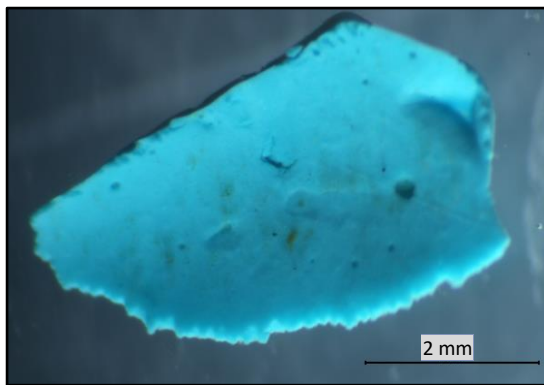


Figure 7. Anguleux observé à la loupe binoculaire grossissement x25

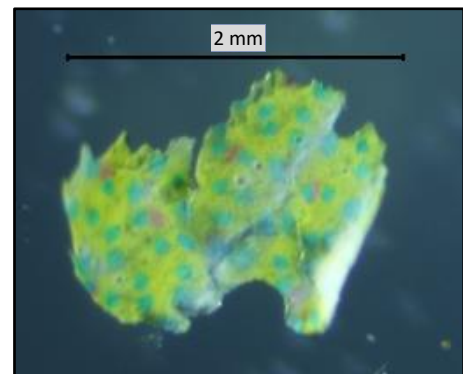


Figure 8. Film observé à la loupe binoculaire grossissement x25

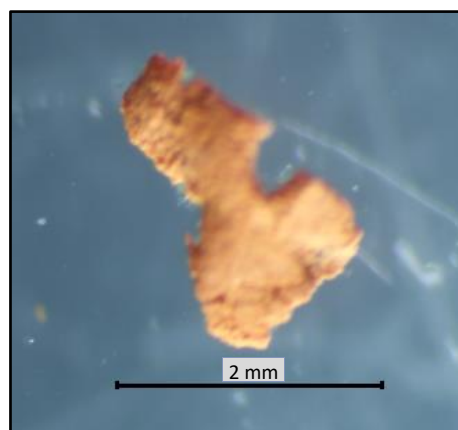


Figure 9. Mousse observée à la loupe binoculaire grossissement x25

II.3 Sources de variabilité dans la quantification des MPs

II.3.1 Incertitudes et sources d'erreurs

Certaines étapes nécessaires au prélèvement et à l'analyse des échantillons peuvent générer de potentielles sources d'incertitudes concernant la quantification des MPs.

Tout d'abord, le nombre de MPs récoltés pourrait être influencé par la taille des cours d'eau étudiés, qui varie grandement d'un échantillon à l'autre. En effet, l'échantillonnage dans un fleuve, dont la profondeur est généralement importante, ne permet de prélever uniquement que des MPs de faible densité flottant en surface. À l'inverse, dans un ruisseau, le prélèvement effectué filtre une grande proportion de la colonne d'eau ; les MPs de densité plus importante sont alors également échantillonnés. C'est pourquoi certaines analyses quantitatives de ce rapport différencieront les échantillonnages par classes de tailles de cours d'eau (Annexe 2).

Une seconde source d'erreur potentielle concernant cette fois-ci la concentration de MPs calculée est l'estimation du volume filtré (Calcul de la concentration en MPs en Annexe 1). En effet, tandis que le filet Manta reste semi-immergé dans l'eau de façon constante, ce n'est pas le cas les filets babylegs, B.A.S.A et bas de contention dont l'absence de flotteurs diminue la stabilité à la surface, pouvant modifier grandement le volume d'eau filtré (Batillot, 2021). C'est d'autant plus le cas lorsque les prélèvements sont effectués en zones de forts courants.

De plus, les babylegs sont moins résistants à l'écartement des mailles que les filets Manta. Le nombre de MPs ainsi comptabilisé est souvent minimisé lors d'un échantillonnage au babylegs, notamment lorsque la vitesse du courant augmente (différence notable dès 2,5m/s, (Villanueva, 2020). Cependant, la différence n'est pas significative et la méthode du babylegs a été validée (Villanueva, 2020). Les prélèvements seront donc étudiés ensemble quelle que soit la méthode d'échantillonnage utilisée.

Enfin, la phase de tri et de comptage des MPs à la loupe binoculaire peut être source de variabilité, notamment lorsque les fibres végétales sont mal digérées

II.3.2 Évolution du protocole

Les méthodes d'analyse en laboratoire ont été revues et modifiées plusieurs fois depuis 2017 (Fig10). En effet, tous inspirés de la méthode NOAA présentée dans l'article (Masura et al., 2015), les protocoles ont été progressivement adaptés afin d'obtenir une méthode combinant facilité et rapidité d'utilisation avec rigueur scientifique. Au total, trois méthodes d'analyses différentes ont été utilisées : NOAA (simplifiée), analyse visuelle sans dégradation (de matière organique) et NOAA+.

La méthode NOAA se différencie de NOAA+ par la présence d'une séparation par densité du contenu de l'échantillon suivant la seconde étape de tamisage. Cette étape permet de séparer les MPs de densité inférieure à 1,6 g/cm³ des sédiments et est très efficace pour des échantillonnages réalisés en milieux marins, dans lesquels les MPs prélevés sont ceux flottant

en surface, donc de densité faible. En revanche, les fragments récoltés en eaux fluviales peuvent être bien plus denses. La méthode NOAA avec séparation par densité a été développée pour l'analyse des MPs en environnement marin est donc susceptible de sous-estimer le nombre de particules présentes en milieu fluvial (Montauban, 2021).

Le questionnaire en ligne a également évolué au fil des années afin d'obtenir des métadonnées les plus complètes possibles.

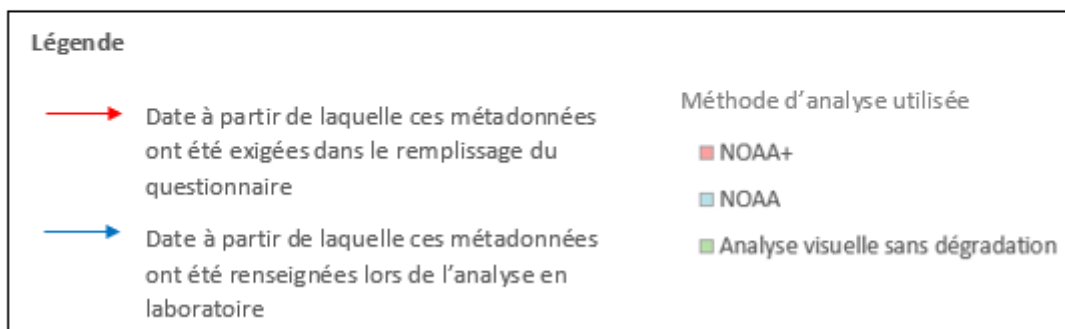
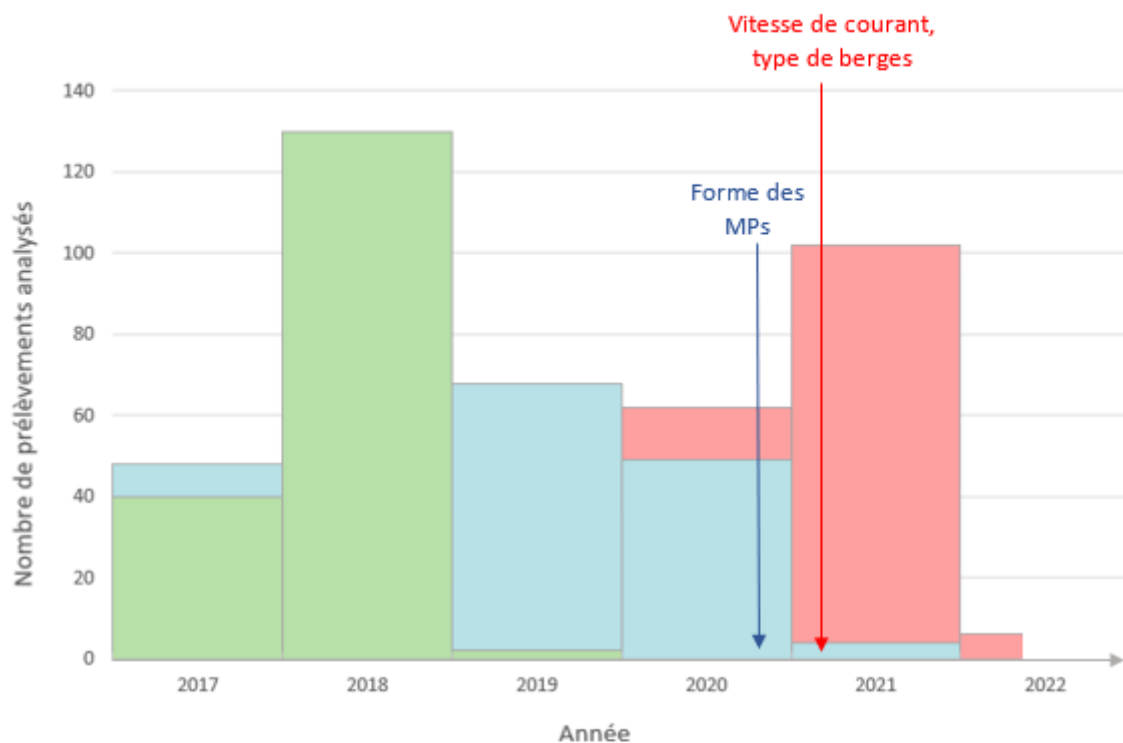


Figure 10. Evolution du protocole au cours du temps

III. Résultats et discussion

III.1 Résultats généraux

III.1.1 Bilan des prélèvements

Tableau 2. Bilan des prélèvements

Nombre total d'échantillons traités	416
Pourcentage d'échantillons contenant au minimum 1 MPs	78 %
Volume moyen d'eau filtrée par échantillon	38 m ³ (min = 1.5L, max = 197L) Écart-type : 35
Temps moyen de collecte par échantillon	43 min (min = 1min30, max = 1020min) Écart-type : 72
Nombre total de MPs collectés	4845
Nombre moyen de MPs par échantillon	12 (0 à 380) Écart-type : 28

Au total, 416 échantillons ont été prélevés et traités entre janvier 2017 et mars 2022, représentant environ 830 heures de récolte et comptage de MPs, dont la quantité totale collectée est de 4845. Parmi ces prélèvements, 78 % contiennent des MPs ([Tab2](#)). Lors des échantillonnages, le volume d'eau moyen filtré fut de 38 m³, pour un temps de collecte de 43 minutes en moyenne. Le nombre de MPs recensés, très variable selon les échantillons, est en moyenne de 12 par prélèvement.

Parmi les 416 échantillons prélevés, la concentration a été calculée pour 135 d'entre eux. Il est donc important de pouvoir déterminer si le nombre de MPs est un bon indicateur de la concentration. Le cas échéant, il sera possible de se contenter de l'information renseignant la quantité de MPs dans le prélèvement et utiliser l'ensemble du jeu de données pour la suite des études statistiques.

III.1.2 Relation entre le nombre de MPs et leur concentration

Dans cette partie, l'ensemble des 416 observations sont étudiées.

Pour une observation i , le nombre de MPs suit la relation suivante :

$$N_i = C_i \cdot V_i = C_i \cdot v_i \cdot S_i \cdot t_i$$

Avec :

N : Le nombre de particules

C : La concentration en MPs (en MPs/m³)

V : Le volume filtré (en m³)

v : la vitesse du courant (en m/S)

S : La section d'entrée de l'eau (en m²)

t : Le temps de collecte (déterminé par l'expérimentateur)

« Si l'on considère que les variations de la concentration en MPs, de la vitesse du courant, et du temps de collecte sont indépendantes,

alors le nombre de MPs N doit augmenter lorsque la concentration augmente, lorsque la vitesse augmente et lorsque le temps de collecte augmente. **Ces deux derniers effets pourraient venir masquer la première relation**, entre nombre et concentration, qui est celle qui nous intéresse : on souhaiterait que le **nombre de microplastiques reflète avant tout leur concentration**. » (Récapet & coll., 2020).

Il existe en effet une relation positive non linéaire entre le nombre de MPs et leur concentration (Fig11; Coefficient de corrélation de Spearman = 0.788, $p < 0,001$). Il est donc important d'évaluer l'influence de la vitesse du courant et du temps de collecte sur le nombre de MPs.

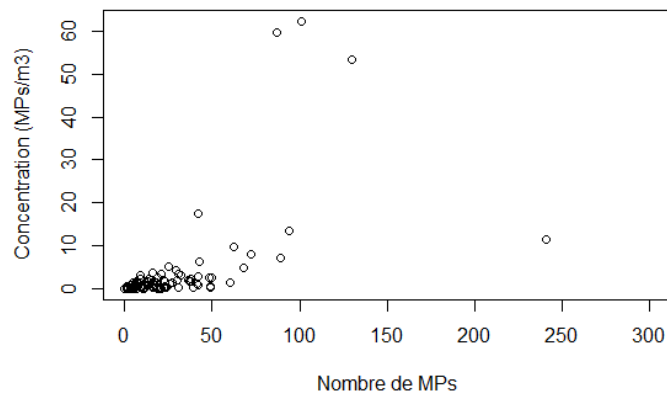


Figure 11. Relation entre le nombre de particules dans le prélèvement et leur concentration

Les résultats statistiques montrent étonnamment une corrélation négative entre le temps de collecte et le nombre de MPs échantillonnés (Corrélation de Spearman = -0.133, $p = 0.007$). Cependant, l'analyse visuelle du nuage de points prétend le contraire et permet de conjecturer l'existence d'une relation positive entre ces deux paramètres (Fig12). En effet, une quantité quasi-nulle de MPs sur le lieu d'échantillonnage implique un nombre très faible de particules récoltées quel que soit le temps de collecte. En revanche, lorsque la zone de prélèvement possède une quantité assez importante de MPs, cette dernière semble augmenter avec le temps de collecte.

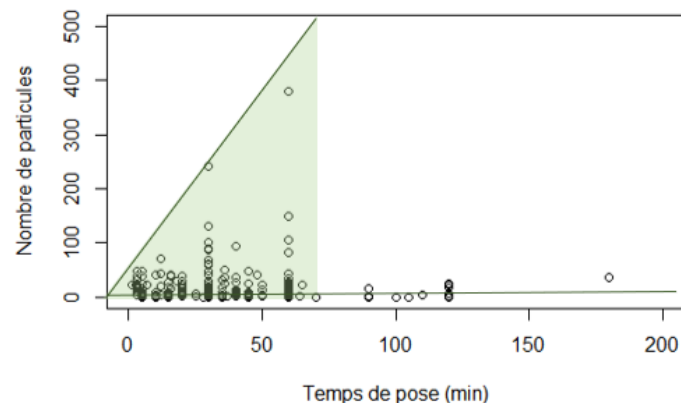


Figure 12. Relation entre le nombre de particules dans le prélèvement et le temps de collecte

Contre-intuitivement, il existe une relation négative entre le nombre de MPs présents dans l'échantillon et la vitesse du courant (Coefficient de corrélation de Spearman : -0.350 , $p = 0 < 0.001$). Les variables déterminant le nombre de MPs ne sont donc pas indépendantes entre elles.

III.1.3 Relation entre la vitesse du courant et la concentration en MPs

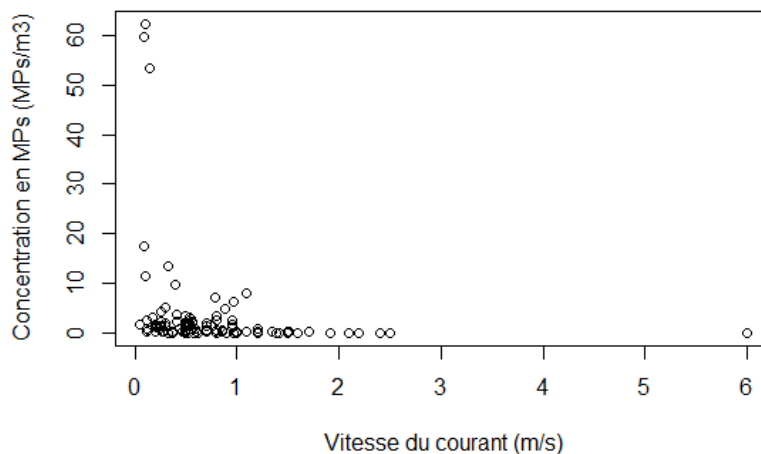


Figure 13. Relation entre la vitesse du courant et la concentration en MPs

Il existe une relation négative non linéaire entre la concentration en MPs et la vitesse du courant (Fig13. ; Coefficient de Spearman : $IC_{95\%} = [-0.637 ; -0.391]$, $p < 0.001$). Ainsi, les concentrations les plus importantes sont observées dans les zones de faibles courants. Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour expliquer ce phénomène :

Tout d'abord, il pourrait exister une accumulation des MPs le long des cours d'eau, augmentant leur concentration d'amont en aval. La caractérisation des flux de MPs le long de la Garonne et de l'Adour témoigne cependant d'une discontinuité de concentrations d'amont en aval des fleuves (Rapport-Nerri, 2018.), (Durantou et al., 2020) et serait plutôt liée à l'aménagement du territoire. On peut donc légitimement penser que c'est également le cas à l'échelle nationale.

De plus, la corrélation entre vitesse de courant et concentration pourrait être influencée par la taille des cours d'eau étudiés, qui varie grandement d'un échantillon à l'autre, comme mentionnée [partie II.3.1](#)

Néanmoins, la relation négative entre la vitesse du courant et la concentration en particules MPs existe toujours, et ce de manière importante, lorsqu'elle est étudiée séparément pour différentes catégories de cours d'eau ([Tab3](#)).

Tableau 3. Coefficient de corrélation de Spearman entre la vitesse du courant et la concentration en MPs pour chaque type de cours d'eau

Taille du cours d'eau	IC _{95%}	p_value
Grand fleuve	[-0.701 ; -0.309]	< 0.001
Rivière	[-0.583 ; -0.070]	0.016
Ruisseau	[-0.847 ; -0.503]	< 0.001

Ce lien entre forte concentration en MPs et faibles courants dans les cours d'eau français est également observé sur l'étude locale du fleuve de l'Adour et permet d'exclure deux facteurs liés à la présence de MPs : le lessivage des sols par les fortes précipitations et la remise en suspension de particules denses (Durantou et al., 2020). En outre, cette corrélation pourrait être due à une accumulation de MPs via ruissellement d'eau de pluie dans les eaux stagnantes et/ou à faible courant.

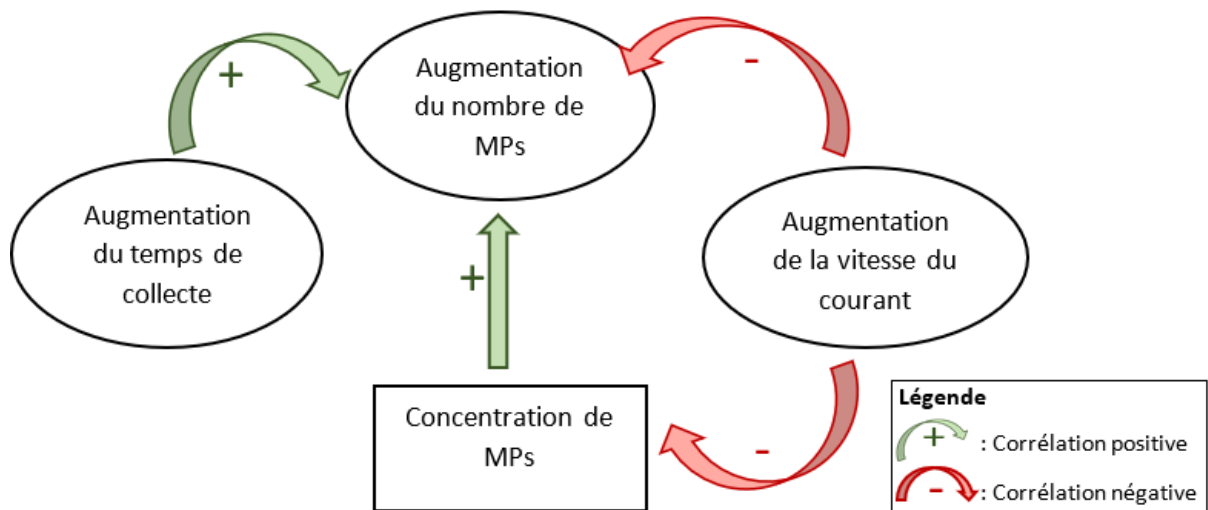


Figure 14. Relation entre les variables susceptibles d'influer sur le nombre de MPs prélevés

Le temps de collecte étant assez variable (Tab2), le nombre de MPs ne reflète pas assez bien leur concentration.

De plus, la vitesse du courant possède une influence sur la concentration en MPs. Les concentrations les plus élevées en MPs seront donc sous estimées si seul N est mesuré (Fig14). Une homogénéisation des temps de collecte ne sera donc pas suffisante pour établir un lien direct entre la concentration de MPs et leur quantité.

Ainsi, une étude quantitative des MPs ne pourra pas être basée sur la seule information de leur quantité, mais bien sur leur concentration. C'est pourquoi nous utiliserons uniquement les données pour lesquelles la vitesse du courant, et donc la concentration est fournie.

III.2 Études quantitatives

L'entièreté des résultats de cette partie porte sur l'étude des prélèvements pour lesquels les données de concentration sont fournies, soit 135 observations réparties sur 5 bassins versants, les concentrations variant entre 0.00 et 62.35 MP.m⁻³.

III.2.1 Quantification des MPs sur les différents bassins versants

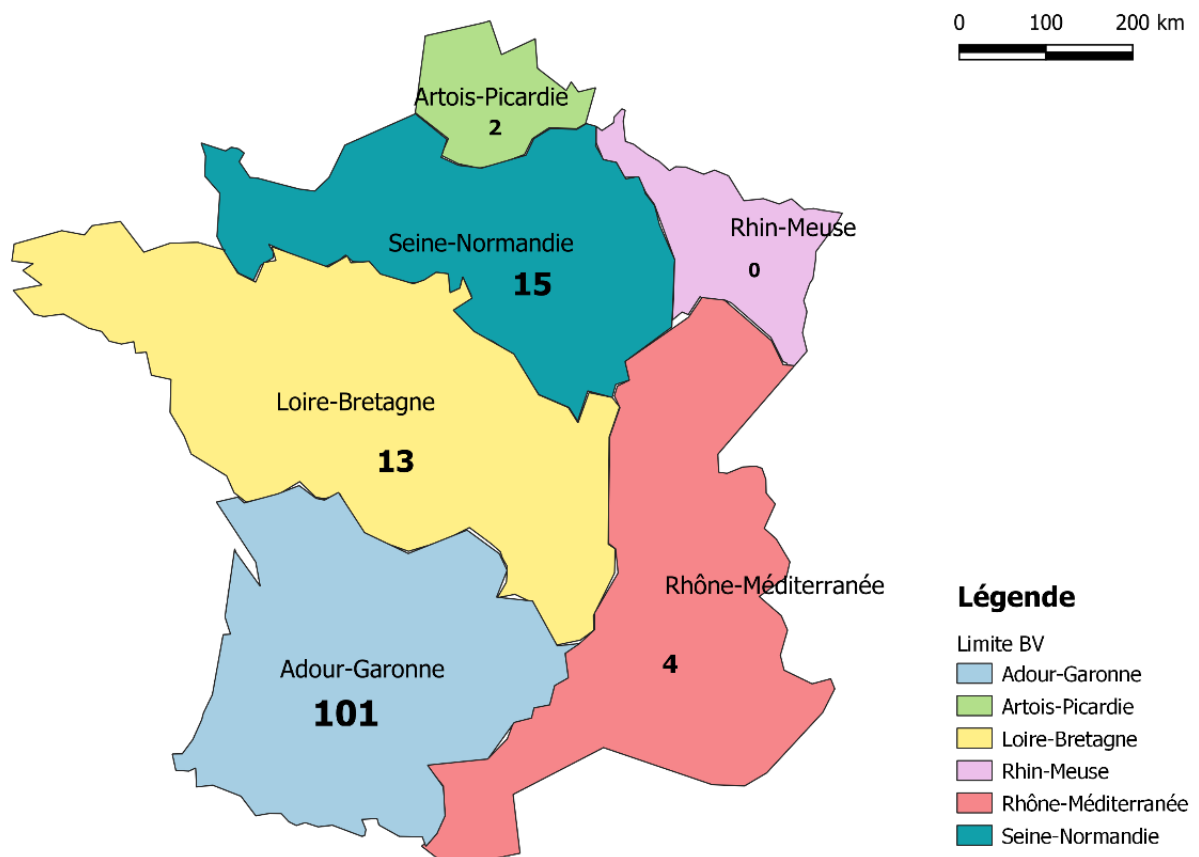


Figure 15. Effectif d'échantillonnage par bassin versant

75% des prélèvements ont été effectués dans le bassin versant d'Adour-Garonne (Fig15). Les bassins Loire-Bretagne et Seine-Normandie représentent chacun environ 10% de l'effort d'échantillonnage, tandis qu'une minorité des observations ont été faites en Artois-Picardie (2) et Rhône-Méditerranée (4). En revanche, aucun prélèvement renseignant sur la concentration en MPs ne provient du bassin versant Rhin-Meuse.

Tableau 4. Indicateurs de position et de dispersion des concentrations en MPs dans chaque bassin versant (en MPs.m^{-3})

Bassin versant	Adour-Garonne	Seine-Normandie	Loire-Bretagne	Rhône-Méditerranée	Artois-Picardie
Minimum	0.00	0.03	0.00	0.10	0.31
1 ^{er} Quartile	0.07	0.42	0.27	0.16	15.82
Médiane	0.25	1.48	1.50	0.31	31.33
Moyenne	0.96	2.22	12.05	0.40	31.33
3 ^{ème} Quartile	1.37	2.46	11.48	0.55	46.84
Maximum	8.14	13.60	59.67	0.87	62.35

Les bassins Adour-Garonne et Rhône-Méditerranée présentent des similitudes en termes de quantité de MPs. En effet, les concentrations de MPs de ces 2 bassins versants sont assez basses (Tab4. Médianes (en bleu) $\approx 0.25 \text{ MPs.m}^{-3}$, moyennes $< 1 \text{ MPs.m}^{-3}$), mais également peu dispersées (Fig16, Tab4). À l'inverse, les bassins Loire-Bretagne et Seine-Normandie présentent des concentrations plus importantes (Tab4. Médianes (en jaune) $\approx 1.5 \text{ MPs.m}^{-3}$, moyennes $> 2 \text{ MPs.m}^{-3}$) et beaucoup plus variables (Fig16, Tab4). Le bassin versant d'Artois-Picardie possède une concentration moyenne particulièrement haute. En revanche, cette dernière est probablement peu représentative de l'ensemble du bassin. En effet, les deux échantillons prélevés en Artois-Picardie ayant des concentrations en MPs très différentes (Tab4), un effort d'échantillonnage plus important est nécessaire.

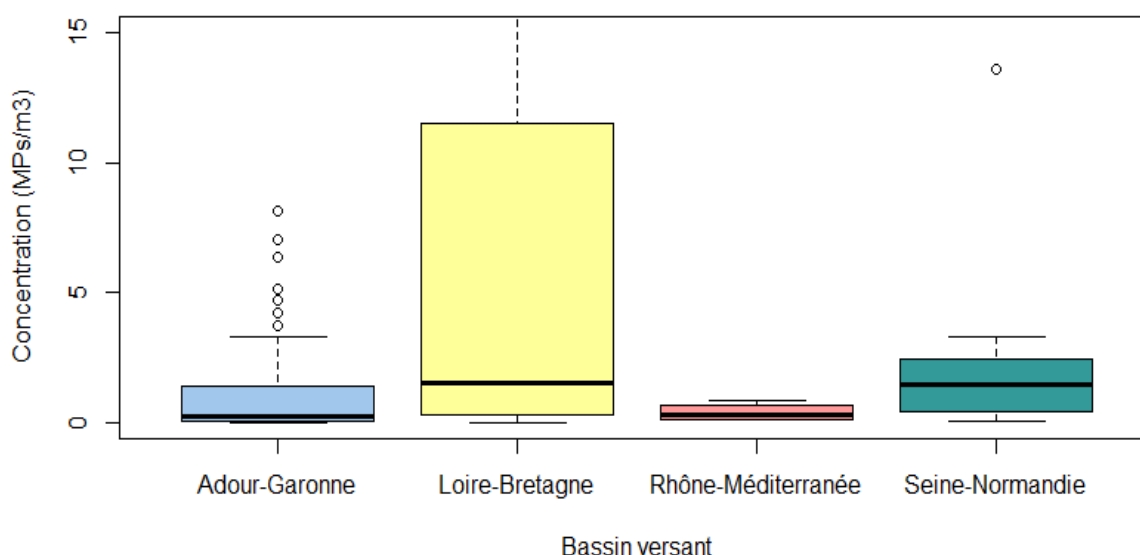


Figure 16. Concentrations de MPs en fonction du bassin versant

Les écarts de concentrations moyennes entre bassins versants sont significativement différents (ANOVA : $P < 0.001$, $F = 13.64$).

Ainsi, les concentrations en MPs sont plus élevées dans le bassin Loire-Bretagne que dans celui d'Adour-Garonne (Test de Tukey : différence moyenne = 11.1 MPs.m⁻³, IC_{95%} = [4.94 ; 17.24], p < 0.001) ou de Seine-Normandie (Test de Tukey : différence moyenne = 9.84 MPs.m⁻³, IC_{95%} = [1.93 ; 17.74], p = 0.007). En revanche, il est impossible de témoigner d'une différence de concentration entre les autres bassins versants.

Les bassins d'Adour-Garonne et Rhône-Méditerranée possèdent des concentrations de MPs relativement basses en comparaison à d'autres cours d'eau européens. À titre de comparaison, une moyenne de 0.32 ± 4.66 MPs.m⁻³ a été comptabilisée dans le fleuve de Danube (Allemagne et Autriche, 2012) (Lechner et al., 2014), de 6.0 ± 5.4 MPs.m⁻³ dans l'Aufibe (Italie, 2018) (Campanale et al., 2020), et de 0.028 MPs.m⁻³ dans l'estuaire Tamar (UK, 2013) (Sadri & Thompson, 2014).

III.2.2 Influence des facteurs environnementaux sur la quantité de MPs

Variation entre types de cours d'eau

Comme indiqué précédemment, la quantité de MPs prélevés est susceptible de varier en fonction de la taille du cours d'eau échantillonné, et notamment de la profondeur de son lit.

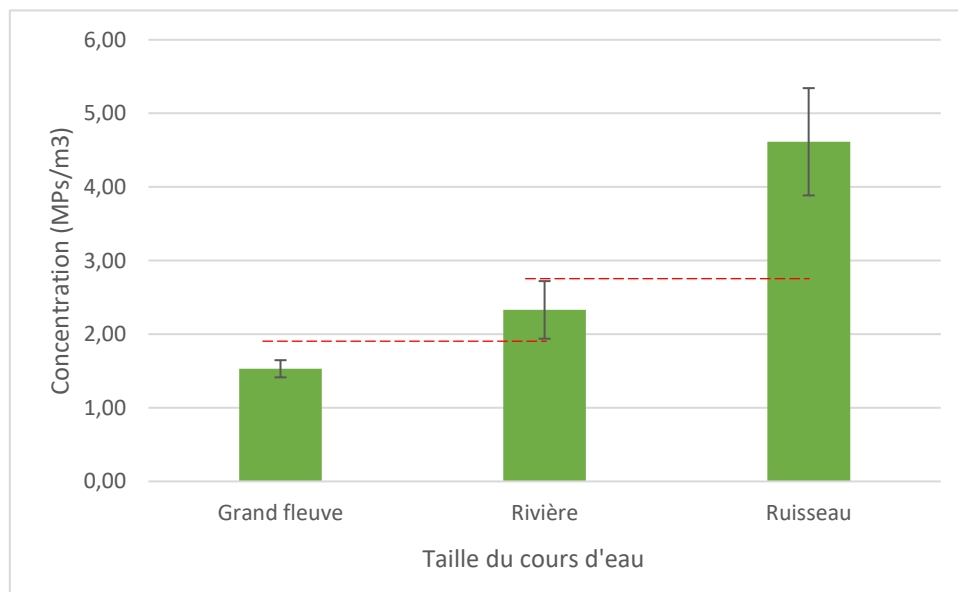


Figure 17. Concentrations moyennes de MPs en fonction de la taille du cours d'eau

En effet, on constate que la concentration de MPs prélevés est d'autant plus importante que la taille du cours d'eau échantillonné diminue (Fig17). Il est donc nécessaire d'étudier séparément les différents types de cours d'eau, même grossièrement, lors de l'analyse quantitative des MPs.

Aménagements des berges

Parmi les 135 prélèvements dont la concentration en MPs est connue, 82 possèdent des informations renseignant sur la nature des berges qui entourent la zone de prélèvement. C'est donc sur ce jeu de données de 82 échantillons que porte l'étude des variations quantitatives de MPs entre types de berges.

Plus de la moitié des observations ont été faites près de berges naturelles tandis qu'un tiers d'entre elles proviennent de zones de berges aménagées ([Annexe 5](#)). Le reste des prélèvements ont été effectués au niveau de berges artificielles.

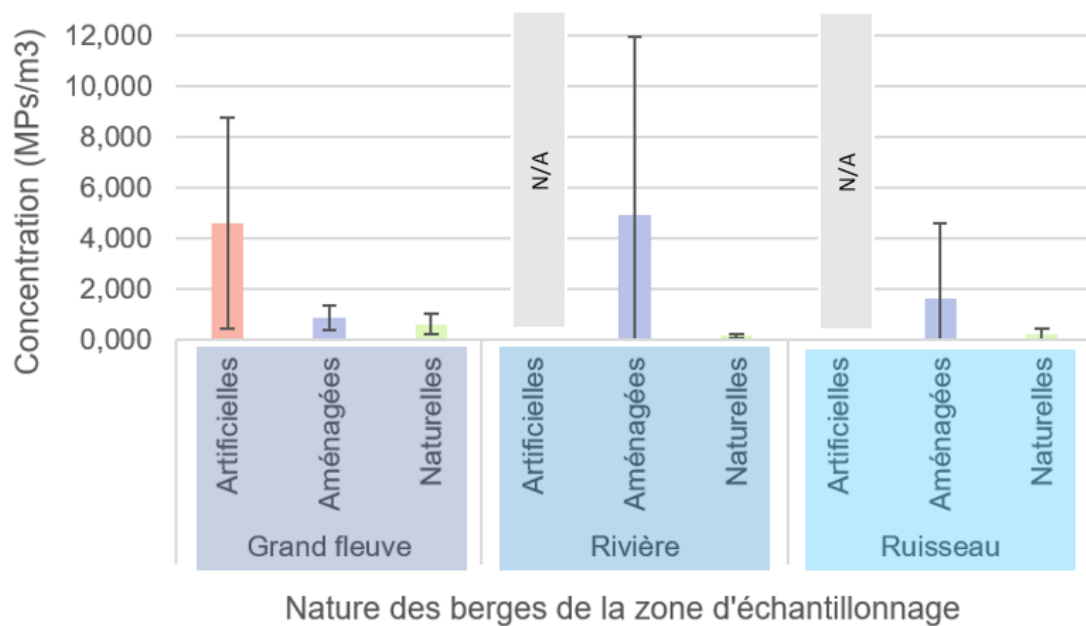


Figure 18. Concentrations moyennes de MPs par type de berges

Il n'existe pas de différence statistiquement significative concernant la concentration en MPs entre les différents types de berges, et ce quel que soit la taille du cours d'eau étudié ([Fig18](#), [Annexe 5](#)). Il est donc impossible de conclure quant à l'influence de l'aménagement des berges sur la quantité de MPs retrouvés. Cependant, les concentrations au niveau de berges naturelles semblent plus faibles et moins variables qu'à proximité de berges plus anthropisées. Un échantillonnage plus important par type de berge permettrait de valider ou non cette hypothèse.

Occupation des sols

Les 135 observations renseignant sur la concentration de MPs ont été regroupées en 3 catégories selon l'occupation du sol entourant la zone d'échantillonnage : zone urbaine, forêt/landes, ou zone agricole. Un seul prélèvement a été effectué dans cette dernière, c'est

pourquoi cette partie traite uniquement les 134 observations réalisées en forêt/landes ou milieu urbain.

Une grande portion de la pollution MP des rivières provient de rejets urbains (rejets industriels, eaux usées, eaux pluviales, transport automobile...). En effet, dans le cas de cours d'eau à forts débits (grands fleuves), la concentration de MPs est en moyenne plus élevée en zone urbaine ($m_{ZU} = 2,76 \pm 0,84$ MPs.m⁻³) que dans les zones entourées de végétation ($m_{FL} = 0,38 \pm 0,08$ MPs.m⁻³) ([Fig19](#), [Annexe 6](#)). Cela n'est cependant pas visible dans les cours d'eau de tailles moyennes (rivières) et réduites (ruisseaux).

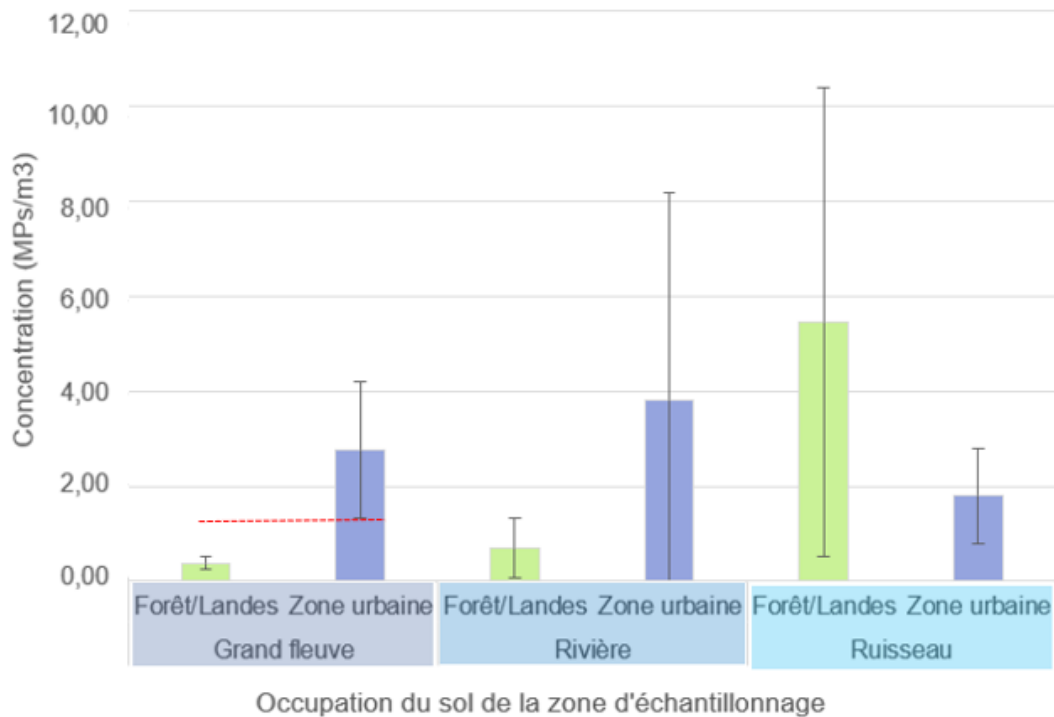


Figure 19. Concentrations moyennes de MPs en fonction de l'occupation du sol

Il semble cohérent que cet écart de concentration entre zones urbaines et zones végétales soit marqué particulièrement dans les grands fleuves. En effet, ces derniers traversent souvent de grandes villes portuaires et estuariennes dont la pression démographique est élevée et contraste fortement avec les zones végétales plus reculées. Il serait donc intéressant de comparer les paramètres démographiques tels que la densité de population ou la distance aux STEUs avec les concentrations en MPs détectées. En effet, il est estimé que 77% des rejets MPs sont d'origine domestique, contre 23% d'origine industrielle. (Boucher & Friot, 2020), ce qui laisse à supposer que l'abondance démographique soit fortement corrélée avec la concentration de MPs des cours d'eau.

III.3 Études qualitatives

Parmi l'ensemble des échantillons étudiés (416), les informations concernant la forme des MPs observés sont fournies depuis novembre 2020. L'ensemble des résultats concernant l'étude de la forme de MPs est donc obtenu à partir d'un jeu de données réduit à 123 prélèvements analysés entre novembre 2021 et mars 2022.

III.3.1 Caractérisation des formes de MPs en France

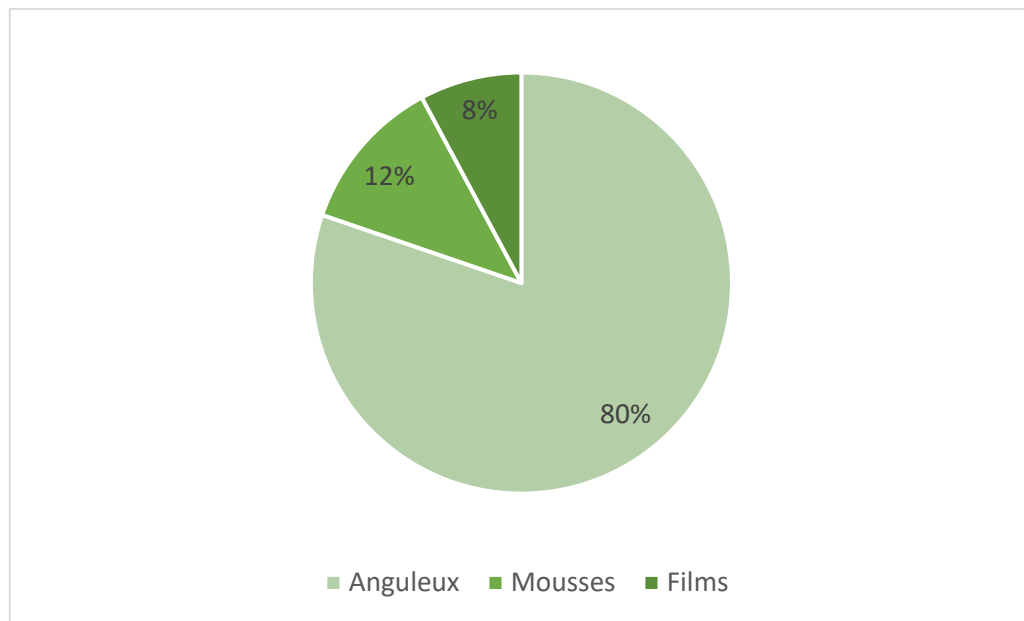


Figure 20. Proportion de chaque forme de MPs dans les cours d'eau français

La grande majorité des MPs échantillonnés est constituée d'anguleux, tandis que respectivement 8% et 12% des particules détectées sont des mousses et des films (Fig20). La pollution MP des cours d'eau est donc en grande partie (88%) due à la dégradation de produits de consommation, tels que les emballages, bouteilles, ou plastiques à usage unique.

III.3.2 Caractérisation des formes de MPs entre bassins versants

Le bassin Adour-Garonne représente 60% de l'effectif d'échantillonnage, avec 73 prélèvements analysés. Le nombre d'échantillons s'élève à 18 et 17 pour les bassins respectifs de Seine-Normandie et Rhône-Méditerranée, tandis que 10% des prélèvements proviennent du bassin versant Loire-Bretagne. Uniquement 2 échantillons proviennent d'Artois-Picardie. Aucune observation n'a été faite dans le bassin de Rhin-Meuse depuis novembre 2020 ([Fig21](#)).

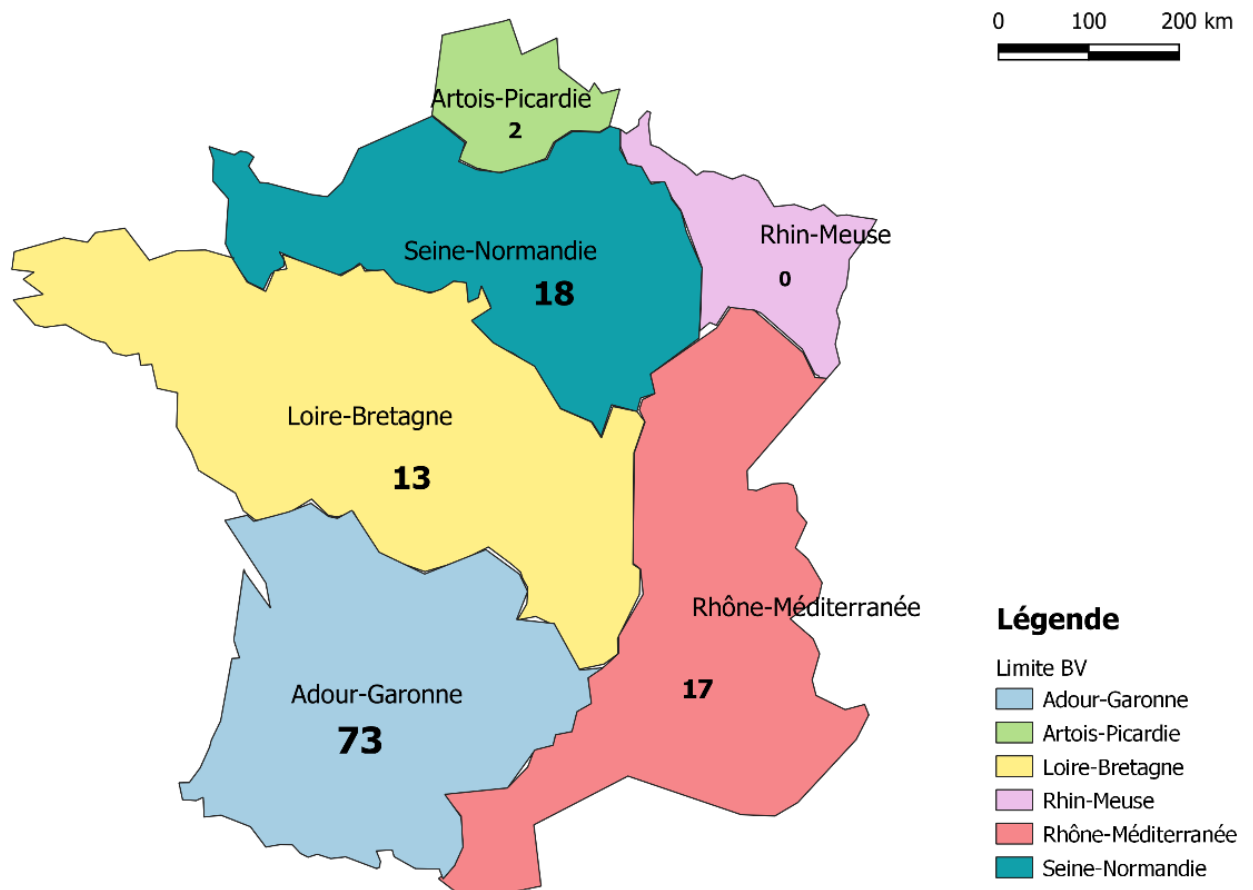


Figure 21. Nombre d'échantillons prélevés par bassin versant depuis novembre 2020

Les MPs de types anguleux, mousses et films sont présents dans tous les bassins versants étudiés. Quel que soit le bassin versant étudié, les anguleux représentent plus de 70% des MPs échantillonnés et sont significativement présents en plus grande concentration que les autres formes de MPs ([Fig23](#)). La conclusion faite quant à la principale origine de la pollution MP en France est donc la même sur l'entièreté du territoire et ne dépend pas du bassin versant observé.

Les bassins Adour-Garonne et Rhône-Méditerranée sont qualitativement très représentatifs de la répartition des formes de MPs dans l'entièreté de la France. Ainsi, ces bassins, géographiquement proches, présentent de grandes similitudes à la fois qualitatives ([Fig22](#)), et quantitatives, par leur faibles concentrations MPs ([Fig16](#)). De plus, la proportion de

mousses est significativement supérieure en Seine-Normandie à celle d'Adour-Garonne et de Rhône-Méditerranée (Fig22, Fig23). Les sources de rejet des MPs semblent donc différer entre ces réseaux hydrographiques.

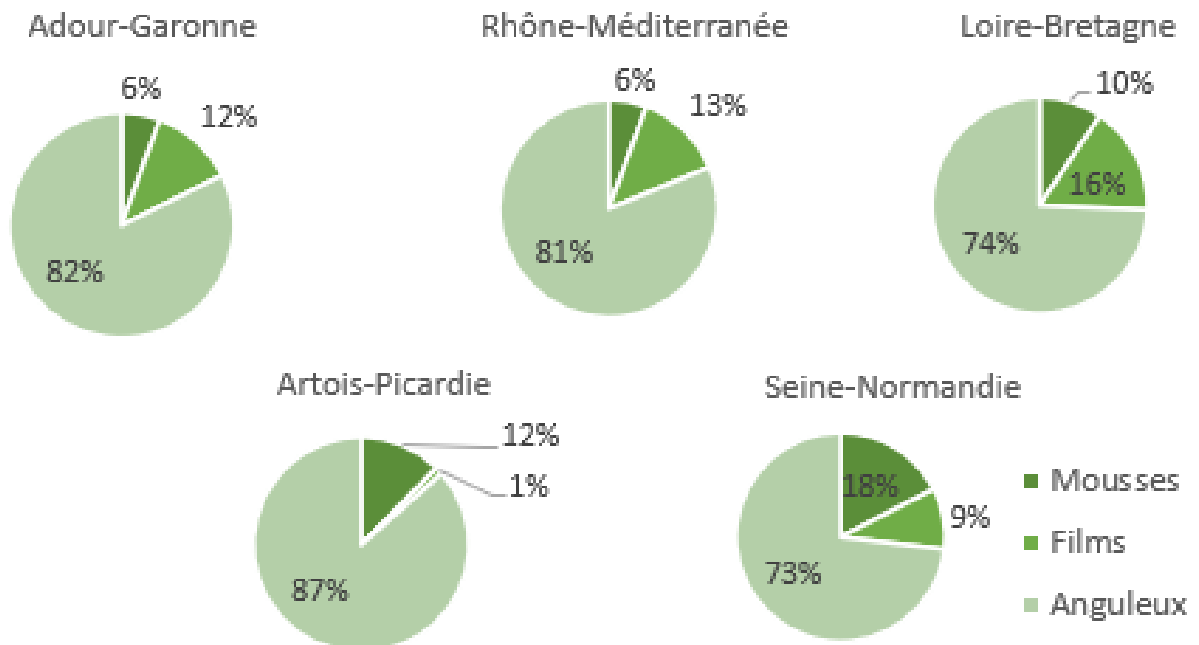


Figure 22. Proportion de chaque forme de MPs dans les différents bassins versants français

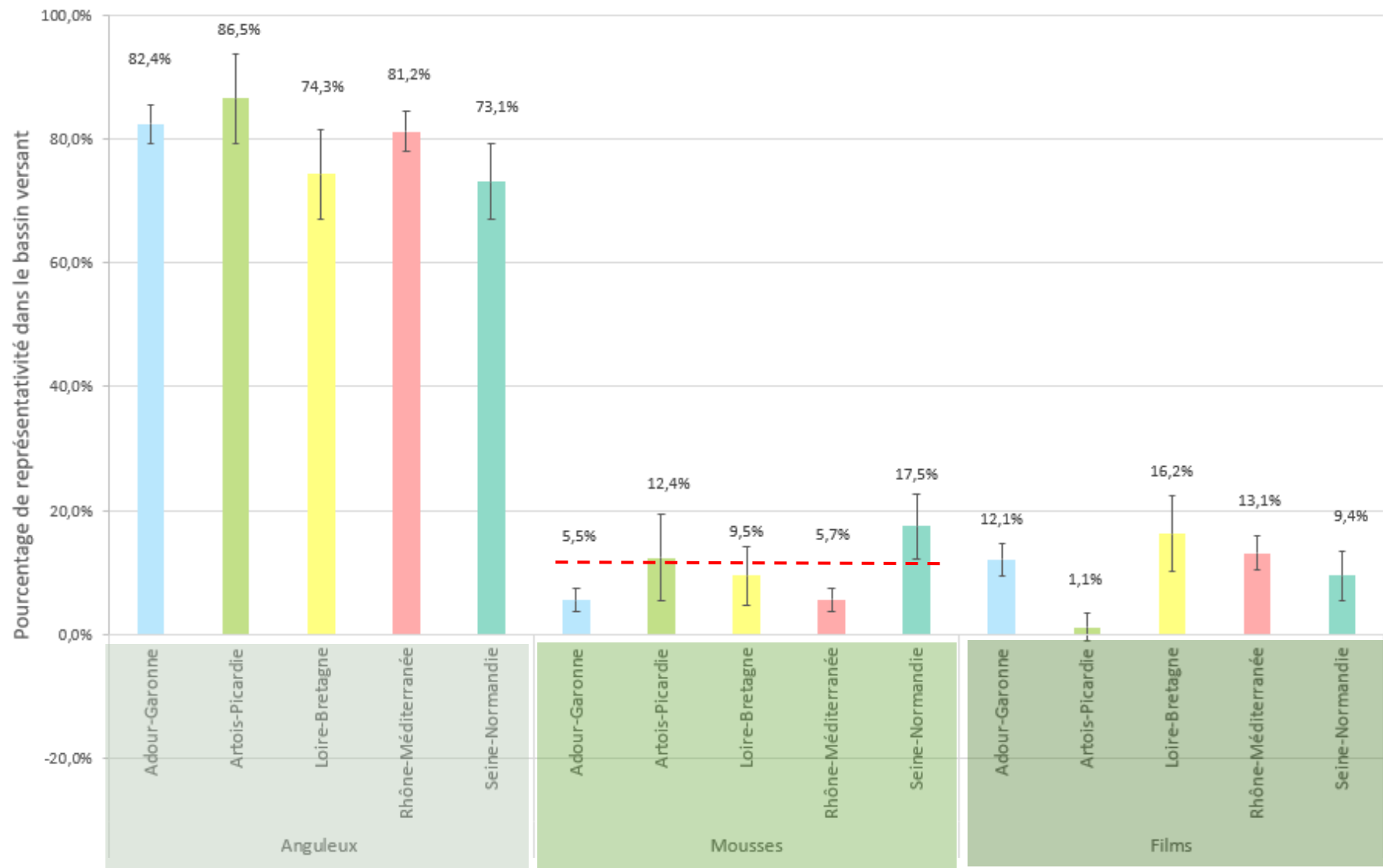


Figure 23. Pourcentage de représentativité de chaque forme de MPs dans chacun des bassins versant

IV. Conclusion

L'étude de la pollution MPs dans les cours d'eau français révèle tout d'abord des variations de concentrations en fonction des paramètres de la rivière échantillonnée. En effet, il est important de souligner que, lors de l'étude quantitative des MPs en eau de surface, les cours d'eau comparés doivent appartenir à une même catégorie de taille (définies grâce au débit de la rivière ou à la profondeur de son lit par exemple). En outre, les concentrations les plus importantes en MPs correspondent aux zones à faible courant. Cela pourrait être le résultat d'une accumulation de MPs ruisselant depuis les berges, à l'inverse des zones de courant plus élevé où l'eau est régulièrement renouvelée.

La comparaison de la quantité de MPs entre grands fleuves (débit $> 50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) montre une différence moyenne de $2,4 \text{ MPs} \cdot \text{m}^{-3}$ entre zone urbaine et zone de végétation, ce qui confirme l'influence des activités humaines sur la pollution MPs dans l'environnement proche. Cette tendance n'est cependant pas retrouvée pour les cours d'eau de débit moins important. La contamination en MPs s'étend néanmoins jusque dans les milieux moins anthropisés, la concentration moyenne y étant significativement non nulle, et cela quel que soit le type de rivière.

Enfin, il est possible de constater une variation spatiale de la pollution MPs des rivières françaises entre les principaux bassins versants : tandis que le bassin Loire-Bretagne présente une concentration anormalement forte en MPs et que celui de Seine-Normandie se distingue par une composition plus élevée en mousses, les bassins Adour-Garonne et Rhône-Méditerranée semblent avoir des compositions très similaires, tant au niveau qualitatif que quantitatif.

Cette étude faite sur le territoire français est difficilement comparable à l'échelle européenne ou internationale en raison de la faible abondance de données disponibles en eaux douces de surface et de la multiplicité des méthodes employées (Assoumani et al., 2020). Il est donc important de poursuivre les recherches dans ce domaine afin de mieux comprendre les sources et la répartition des flux de MPs.

V. Bibliographie

- Ahmed, M. B., Rahman, Md. S., Alom, J., Hasan, MD. S., Johir, M. A. H., Mondal, M. I. H., Lee, D.-Y., Park, J., Zhou, J. L., & Yoon, M.-H. (2021). Microplastic particles in the aquatic environment : A systematic review. *Science of The Total Environment*, 775, 145793. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145793>
- Alimba, C. G., & Faggio, C. (2019). Microplastics in the marine environment : Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 68, 61-74. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.001>
- Assoumani, A., Strub, M.-P., Lardy-Fontan, S., Alasonati, E., & Galgani, F. (2020). *MICROPLASTIQUES DANS LES EAUX DE SURFACE CONTINENTALES*. 63. *Atlas du Plastique VF_0.pdf*. (s. d.).
- Batillot, A. (2021). *Analyses comparatives de techniques*. 32.
- Boucher, J., & Friot, D. (2020). *Microplastiques primaires dans les océans*. IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.fr>
- Campanale, C., Stock, F., Massarelli, C., Kochleus, C., Bagnuolo, G., Reifferscheid, G., & Uricchio, V. F. (2020). Microplastics and their possible sources : The example of Ofanto river in southeast Italy. *Environmental Pollution*, 258, 113284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113284>
- Dhamelincourt, M. (2018). *Optimisation du protocole de quantification des flux de microplastiques dans le Gave de Pau*
- Durantou, L., Schaal, A., Villanueva, M., Lanceleur, L., Montperrus, M., Grassl, B., Barielle, M., Lerouge, B., & Dybul, F. (2020). *Rapport de synthèse – la galupée*. 45.

- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems : A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63-82.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- 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(12), e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Forrest, S. A., Holman, L., Murphy, M., & Vermaire, J. C. (2019). Citizen science sampling programs as a technique for monitoring microplastic pollution : Results, lessons learned and recommendations for working with volunteers for monitoring plastic pollution in freshwater ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(3), 172. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7297-3>
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., & Schludermann, E. (2014). The Danube so colourful : A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, 188, 177-181. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>
- Masura, J., Foster, G., Baker, J., Arthur, C., & Herring, C. (2015). *Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment*. 39.
- Montauban, Q. (2021). *Propriétés physiques des microplastiques en milieu fluvial et estuarien OPECST_2020_0062_essentiel_pollution_plastique.pdf*. (s. d.).
- Prevot, A. (2014). *_Rapport scientifique 2013-2014 de l'INERIS*. 11.
- Rapport-Nerri-version_HD.pdf*. (2018).

Récapet, C., & coll. (2020). *QUANTIFICATION DES MICROPLASTIQUES EN L'ABSENCE DE DONNÉES DE VITESSE DU COURANT : ÉTUDE EXPLORATOIRE AU FILET MANTA*. 13.

Rochman, C. M., Regan, F., & Thompson, R. C. (2017). On the harmonization of methods for measuring the occurrence, fate and effects of microplastics. *Analytical Methods*, 9(9), 1324-1325. <https://doi.org/10.1039/C7AY90014G>

Sadri, S. S., & Thompson, R. C. (2014). On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 55-60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>

Villanueva, M. (2020). *Étude de la contamination en Microplastiques dans deux systèmes côtiers : Le fleuve de l'Adour et le bassin versant de la baie de Douarnenez Optimisation du protocole d'échantillonnage citoyen « filet Babylegs »*. 57.

ANNEXES

Annexe 1. Calcul de la vitesse du courant, du volume filtré et de la concentration en MPs

Détermination de la vitesse v du courant (en $m.s^{-1}$)

La vitesse du courant est déterminée par les bénévoles lors de l'échantillonnage de la manière suivante :

- À l'aide d'un chronomètre, le préleveur détermine le temps (en s) que met un objet flottant pour parcourir 10m.
- Il divise ensuite la distance parcourue (en m) par le temps obtenu

Détermination du volume V_f d'eau filtré (en m^3)

Le volume filtré correspond à la vitesse du courant (v) multipliée par le temps de pose (t) et par la section d'entrée de l'eau filtrée (S_f) :

$$V_f = v.t.S_f$$

Avec $S_f =$

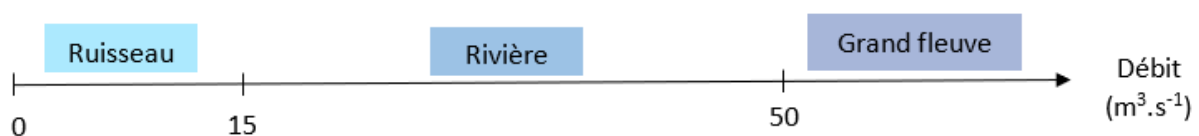
- 0,023 pour un échantillonnage au filet manta
- 0,009 pour un échantillonnage au babylegs ($S_f = \frac{\pi \times r^2}{2}$, r le rayon du contenant)
- 0,106 pour un échantillonnage au filet B.A.S.A

Détermination de la concentration de MPs (en $MPs.m^{-3}$)

La concentration C de MPs est obtenue en divisant le nombre de MPs comptabilisés dans l'échantillon (N) par le volume d'eau filtré :

$$C = \frac{N}{V_f}$$

Annexe 2. Catégorisation des différents types de cours d'eau



Annexe 3. Conditions d'application de tests statistiques

Comparaison de 2 variables quantitatives : Test de Spearman (test non paramétrique)

- Les observations sont indépendantes
- La relation est monotone, pas forcément linéaire

Comparaison de l'effet d'une variable qualitative sur une variable quantitative

ANOVA

- La variable quantitative suit une loi normale
- Homogénéité des variances

Test Post-Hoc : Test de Tukey

Mêmes conditions que pour l'ANOVA

Annexe 4. Calcul des barres d'erreurs

Erreur Standard

Erreur standard de la moyenne : $ES = \frac{\sqrt{\frac{\sum(X-\bar{x})^2}{(n-1)}}}{\sqrt{n}}$.

Pour une proportion, l'erreur standard est égale à : $ES_p = \sqrt{\frac{f(1-f)}{n}}$, où f est la proportion considérée.

Barres d'erreurs

Les barres d'erreurs sont obtenues en calculant l'intervalle de confiance de la moyenne au degré de 95% (IC₉₅) :

$$IC_{95} = [\bar{x} - t.(ES) ; [\bar{x} + t.(ES)] \text{ où } t \text{ est déterminé grâce à la loi de Student.}$$

Dans le cas d'une proportion, on détermine l'intervalle de confiance par le calcul suivant :

$$IC_{95} = [f - 1,96(ES) ; f + 1,96(ES)]$$

Annexe 5. Effectif d'échantillonnage à proximité de chaque type de berges

Type de cours d'eau	Type de berges	Effectif d'échantillonnage	Concentration moyenne
Grand fleuve	Artificielles	9	4,60 ± 3,9
	Aménagées	8	0,85 ± 0,47
	Naturelles	9	0,60 ± 0,37
Rivière	Aménagées	17	4,90 ± 6,26
	Naturelles	14	0,14 ± 0,10
Ruisseau	Aménagées	4	1,59 ± 3,24
	Naturelles	21	0,21 ± 0,17
Total	-	82	-

Annexe 6. Effectif d'échantillonnage par type d'occupation de sol

Type de cours d'eau	Occupation du territoire	Effectif d'échantillonnage	Concentration moyenne (MPs.m ⁻³)
Grand fleuve	Forêt/Landes	27	0,38 ± 0,14
	Zone urbaine	26	2,76 ± 1,43
Rivière	Forêt/Landes	22	0,71 ± 0,63
	Zone urbaine	24	3,81 ± 4,34
Ruisseau	Forêt/Landes	27	5,45 ± 4,93
	Zone urbaine	8	1,79 ± 0,99
Total	-	134	-