

Titre: Microplastiques dans les eaux usées : production de
Title: microplastiques de laboratoire et efficacité d'enlèvement dans les
procédés de traitement des eaux usées primaires avancés

Auteur: Eutyche Nday Makobo
Author:

Date: 2025

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Makobo, E. N. (2025). Microplastiques dans les eaux usées : production de
Citation: microplastiques de laboratoire et efficacité d'enlèvement dans les procédés de
traitement des eaux usées primaires avancés [Mémoire de maîtrise,
Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/72048/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:
PolyPublie URL: <https://publications.polymtl.ca/72048/>

Directeurs de
recherche: Dominique Claveau-Mallet
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Microplastiques dans les eaux usées : production de microplastiques de
laboratoire et efficacité d'enlèvement dans les procédés de traitement des
eaux usées primaires avancés**

EUTYCHE NDAY MAKOBO

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie civil

Décembre 2025

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Microplastiques dans les eaux usées : production de microplastiques de laboratoire et efficacité d'enlèvement dans les procédés de traitement des eaux usées primaires avancés

présenté par **Eutyche Nday MAKOBO**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Dwight HOUWELING, président

Dominique CLAVEAU-MALLET, membre et directrice de recherche

Yves COMEAU, membre et codirecteur de recherche

Benoit BARBEAU, membre et codirecteur de recherche

Anne-Marie BOULAY, membre

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements vont à ma directrice de recherche, Dominique Claveau-Mallet, pour la confiance que tu m'as accordée et pour ton soutien constant. Durant ce parcours, je me suis retrouvé bloqué, j'ai manqué d'énergie parfois, mais je me sentais toujours motivé après chacune de nos réunions. Par tes questions et tes réflexions, tu savais toujours m'orienter et faire ressortir le meilleur en moi. Je me sens déjà nostalgique en écrivant ces lignes.

Mes remerciements s'adressent également à mes co-directeurs, prof. Benoit Barbeau et prof. Yves Comeau, avec qui je suis sincèrement fier d'avoir travaillé. Yves, tes conseils, dès mon arrivé à Polytechnique ont été précieux. Ta rigueur et ton souci du travail bien fait m'ont profondément marqué. Benoit, merci pour ton encadrement, tes conseils, tes contributions à divers aspects du projet, ton expertise, ta disponibilité même lors de ton voyage en Australie, qui ont été indispensables à la réussite de cette maîtrise.

Merci également aux membres du jury : prof Anne-Marie Boulay et prof Dwight Houweling.

Je souhaite aussi remercier l'équipe du LGE. Merci à Ayat, Gabriel et Mélanie pour votre disponibilité et votre accompagnement, qui ont été essentiels pour progresser efficacement. Merci également à l'équipe microplastiques : nous avons partagé frustrations, défis, mais aussi belles réussites. Bon succès à Ambroise et Elvis dans vos doctorats et Charline pour ta fin d'études.

Ma reconnaissance va aussi à nos partenaires municipaux, qui ont rendu ce projet réalisable en me permettant d'échantillonner dans vos installations et en partageant des informations relatives à vos stations : Caroline (Ville de Longueuil), Christian et Stéphane (Repentigny), Isabelle et Daphnée (Laval).

Je remercie profondément mes parents, ma famille et mes amis. Sans vous, cette expérience n'aurait jamais été aussi riche et agréable. À ma chère petite amie, Kathleen, merci pour ta patience et pour être restée à mes côtés dans les moments où j'en avais le plus besoin. Papa, maman : *aksante, wafwako!*

Et, par-dessus tout, je remercie mon Dieu, Jéhovah, pour le souffle de vie, la force et l'intelligence qui m'ont permis de mener ce projet à terme.

RÉSUMÉ

Au cours des dernières décennies, les avancées en chimie analytique ont permis de détecter de nombreux contaminants émergents dans les milieux aquatiques, notamment les produits pharmaceutiques, les produits de soins personnels, les surfactants, les PFAS et, plus récemment, les microplastiques (MP) (Jose et al., 2024). Les microplastiques sont définis comme des particules solides synthétiques ou des matrices polymériques, de forme régulière ou irrégulière et de taille comprise entre 1 μm et 5 mm, d'origine primaire (produits directement en petite taille) ou secondaire (issus de la fragmentation d'objets plastiques) (Boucher & Friot, 2017; Frias & Nash, 2019). Les stations d'épuration des eaux usées plus positivement appelées « Station de récupération des ressources de l'eau (StaRRE) » représentent une voie majeure de transfert des MP vers les milieux aquatiques, principalement en raison des volumes importants d'eaux usées traités et de l'absence de procédés spécifiquement conçus pour les enlever ou les traiter complètement.

Cette étude vise à évaluer l'efficacité d'enlèvement des MP lors du traitement primaire avancé (physico-chimique), procédé représentant environ 53 % du débit municipal traité au Québec. Deux types de MP couramment observés dans les eaux usées ont été retenus : des fibres de polyester et des particules de caoutchouc à cause de leur abondance dans les océans et les StaRRE. Afin de mieux refléter les conditions environnementales réelles, les MP ont été produits à partir de biens de consommation plutôt que de microplastiques commerciaux.

Deux méthodes de quantification ont été comparées : (i) la stéréo microscopie couplée à l'analyse d'images avec ImageJ et (ii) la microscopie numérique (Keyence) avec comptage automatisé des plastiques. La microscopie numérique a permis une visualisation complète des filtres et un comptage plus fiable, et a donc été retenue pour l'ensemble des analyses.

Des essais de coagulation/floculation ont été réalisés sur des eaux usées réelles échantillonnées dans les StaRRE partenaires dans lesquelles étaient injectés le polyester (~ 4 mg/L) et le caoutchouc (~ 40 mg/L). Des abattements élevés (> 90 %) ont été obtenus pour le polyester avec l'utilisation de coagulants seuls, indépendamment du type de coagulant. L'ajout de faibles doses de polyacrylamide (0.1 mg/L) a rendu les tendances d'abattement des MP similaires à celles des matières en suspension (MES), avec des diminutions observées (80-85 %) dans certains cas à des doses moyennes ou élevées. Pour le caoutchouc, un conditionnement préalable s'est révélé nécessaire. Celui-ci consiste à injecter les particules dans les eaux usées, puis à effectuer un

mélange à l'aide d'un rotateur de bouteilles pendant une période de 18 à 24 heures. Cette étape a ensuite permis d'atteindre des abattements supérieurs à 95 %.

Bien que les StaRRE ne soient pas spécifiquement conçues pour traiter les MP, les résultats de cette étude démontrent que le traitement primaire avancé peut contribuer efficacement à réduire les concentrations de certains types de MP présents dans les eaux usées municipales, contribuant ainsi à diminuer sans toutefois éliminer leur rejet dans l'environnement.

ABSTRACT

Over the last decades, advances in analytical chemistry have enabled the detection of numerous emerging contaminants in aquatic environments, including pharmaceuticals, personal care products, surfactants, PFAS, and more recently microplastics (MPs) (Jose et al., 2024). Microplastics are defined as “synthetic solid particles or polymeric matrix with regular or irregular shape and with size ranging from 1 μm to 5 mm, originating either from manufactured small particles (primary MPs) or from degradation of larger plastics (secondary MPs) (Boucher & Friot, 2017; Frias & Nash, 2019). Wastewater treatment plants (WWTPs) represent a major pathway for the release of MPs into aquatic ecosystems, primarily due to the large volumes of wastewater treated and the absence of processes specifically designed for their complete removal.

This study aims to evaluate the removal efficiency of MPs during Chemically Enhanced Primary Treatment (CEPT), a treatment that accounts for approximately 53% of municipal wastewater flow in Quebec. Two common types of MPs found in wastewater were selected: polyester fibers and rubber particles. To better represent real environmental conditions, MPs were produced from consumer materials rather than using commercial microplastics.

Two quantification approaches were compared: (i) stereomicroscopy coupled with ImageJ analysis, and (ii) digital microscopy (Keyence) with automated particle counting. The digital microscope allowed complete visualization of filters and particles counting and was therefore selected for use throughout the project.

Jar tests were performed on real wastewater samples spiked with polyester (~ 4 mg/L) and rubber (~ 40 mg/L). High removal efficiencies ($>90\%$) were obtained for polyester using coagulants alone, regardless of coagulant type. When low doses of polyacrylamide flocculant (0.1 mg/L) were added, MP removal trends followed those of total suspended solids (TSS), with efficiencies decreasing to approximately 80-85% in some cases at moderate or high coagulant doses. For rubber particles, direct spiking resulted in flotation. However, pre-conditioning the rubber in wastewater for 18-24 hours significantly improved removal, resulting in efficiencies higher than 95%.

Although WWTPs are not specifically designed to target the removal of MPs, the findings of this study demonstrate that CEPT processes can achieve a significant reduction of certain types of MPs commonly found in wastewater, thereby lowering, but not eliminating their release to the environment.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	X
LISTE DES FIGURES.....	XI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIV
LISTE DES ANNEXES.....	XVI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Objectifs du projet.....	2
1.3 Description des chapitres	3
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	4
2.1 Plastiques et microplastiques	4
2.1.1 Les plastiques	4
2.1.2 Les microplastiques et nanoplastiques	7
2.2 La pollution de l'environnement par les microplastiques	8
2.2.1 Source de la pollution plastique	8
2.2.2 Sources des MP dans les StaRRE	9
2.2.3 Les impacts de la pollution plastique	10
2.2.4 Efforts pour réduire la pollution plastique au Canada.....	11
2.3 Identification des MP	12
2.3.1 Séparation physique et chimique.....	12
2.3.2 Caractérisation physique et morphologique	13

2.3.3	Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)	13
2.3.4	Spectroscopie Raman	13
2.3.5	Méthodes par dégradation thermique	14
2.4	Méthodes d'enlèvement des microplastiques dans les StaRRE	14
2.4.1	Prétraitement	15
2.4.2	Le traitement primaire	15
2.4.3	Traitement primaire avancé (chimique)	16
2.5	Conclusion et limites des études	17
CHAPITRE 3 METHODOLOGIE		19
3.1	Production des microplastiques contrôles	19
3.1.1	Production des fibres en polyester	20
3.1.2	Production des fragments de caoutchouc	21
3.2	Efficacité d'enlèvement des microplastiques par traitement primaire avancé	22
3.2.1	Caractérisation de l'affluent	22
3.2.2	Essais de coagulation/floculation	23
3.3	Analyses en laboratoire	26
3.3.1	MES et turbidité	27
3.3.2	Phosphore total et ortho phosphates	27
3.3.3	Demande chimique en oxygène	27
3.3.4	pH et alcalinité	28
3.3.5	Comptage de microplastiques	28
CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION		30
4.1	Production des microplastiques	30
4.1.1	Production des fibres	30

4.1.2	Production des fragments en caoutchouc	33
4.2	Prétests et optimisation des protocoles.....	35
4.2.1	Choix de l'instrument pour l'imagerie	35
4.2.2	Choix de la méthode pour l'utilisation des microplastiques dans les essais de coagulation/floculation.....	38
4.3	Essais de coagulation/floculation avec fibres.....	40
4.3.1	Effets de coagulants sur l'enlèvement des MP.....	40
4.3.2	Effet du coagulant en présence du flocculant (PAM)	45
4.3.3	Impact de la variation de la dose de flocculant	47
4.4	Essais de coagulation/floculation avec microplastiques en caoutchouc	51
4.5	Perceptives des mises aux normes des StaRRE	57
4.5.1	Essais en laboratoire vs StaRRE à pleine échelle	57
4.5.2	Choix de la méthode de quantification des MP.....	58
CHAPITRE 5	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	60
RÉFÉRENCES.....		63
ANNEXES		72

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-1 : Protocole de préparation des fibres.....	20
Tableau 3-2 : Caractéristiques des affluents échantillonnés	22
Tableau 3-3 : protocole des essais de coagulation/floculation.....	24
Tableau 4-1 : Estimation du gradient de vitesse pour les essais	58
Tableau A-1 : Recette pour la préparation de l'eau usée synthétique	71
Tableau B-1: Tests de validation de la température.....	72
Tableau C-1 : Essais de filtration pour déterminer la concentration des MP dans l'eau du robinet	73
Tableau C-2 : Essais de décantation des MP en polyester de 180-300 μm sur différentes matrices d'eaux. Injection des MP suivie d'une décantation de 30 minutes. MES : 16, 32 et 48 pour eau usée 1, eau usée 2, eau usée 3 respectivement préparées par dilution d'eau usée brute	73
Tableau E-1 : Conditions expérimentales et analyses	87
Tableau F-1 : Données brutes et résultats des analyses	91

LISTE DES FIGURES

Figure 3-1 : Étapes de conditionnement des MP avec un rotateur	26
Figure 3-2 : Approche de prise d'images pour le comptage des MP	29
Figure 4-1 : fils à coudre avant la découpe et séparation des filaments	31
Figure 4-2 : fibres en polyester après isolation au microscope Keyence. Taille : 50-300 μm. Volume filtré : 20 mL	32
Figure 4-3 : fibres en polyester après isolation au microscope Keyence. Taille : 300-800 μm. Volume filtré : 49 mL	33
Figure 4-4 : fragments en caoutchouc isolé au microscope Keyence. Taille : 180 – 300 μm. Volume filtré : 20 mL	34
Figure 4-5 : exemple d'image prise avec le binoculaire.....	35
Figure 4-6 : image des fibres isolées avant traitement avec imageJ	36
Figure 4-7 : Limite potentielle du microscope Keyence sur des filtres concentrés en MP.	37
Figure 4-8 : Image d'un effluent filtré	38
Figure 4-9 : Illustration de la méthode de détermination de la concentration en MP dans l'affluent à partir de l'eau du robinet et l'eau usée brute.....	39
Figure 4-10: Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP (fibres de polyester 300-800 μm) et de MES. MESin : concentration de MES dans l'affluent. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.....	41
Figure 4-11: Effet de la dose de sulfate ferrique sur l'abattement des MP et MES. Fibres de polyester (300-800 μm). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.	42
Figure 4-12: Effet de la dose de chlorure ferrique sur l'abattement des MP et MES. Fibres de polyester (300-800 μm). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.	43
Figure 4-13: Comparaison de l'efficacité des trois coagulants testés sur l'abattement des MES.	44
Figure 4-14 : Effet de la dose d'alun avec une dose fixe de 0.1 mg/L de PAM. Fibres de polyester (300-800 μm). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.....	46

Figure 4-15 : Effet de la dose de sulfate ferrique avec une dose fixe de 0.1 mg/L de PAM. Fibres de polyester (300-800 μm). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent.	47
Figure 4-16 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.101 meq Al^{3+} /L. MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent	48
Figure 4-17 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.404 meq Al^{3+} /L. MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent	49
Figure 4-18 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.202 meq Fe^{3+} /L (ferrique sulfate). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent.	50
Figure 4-19 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.808 meq Fe^{3+} /L (ferrique sulfate). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent.	51
Figure 4-20 : Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de 48 heures . MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent.	52
Figure 4-21 : Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de 18 heures . MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent.	53
Figure 4-22 : Effet de la dose de sulfate ferrique sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de 48 heures . MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent.....	54
Figure 4-23 : Effet de la dose de sulfate ferrique sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de 48 heures . MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent.....	55
Figure 4-24 : Impact du temps de conditionnement des MP en caoutchouc (180-300 μm) sur leur décantation. MESi : 13 mg/L.....	57
Figure D-1 : Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP (fibres de polyester 300-800 μm) et de MES. MESin : concentration de MES dans l’affluent. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent.....	76
Figure D-2 : Effet de la dose de sulfate ferrique sur l'abattement des MP et MES. Fibres de polyester (300-800 μm). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l’affluent	77

Figure D-3 : Effet de la dose de chlorure ferrique sur l'abattement des MP et MES. Fibres de polyester (300-800 μm). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.	78
Figure D-4 : Effet de la dose d'alun avec une dose fixe de 0.1 mg/L de PAM. Fibres de polyester (300-800 μm). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.....	79
Figure D-5 : Effet de la dose de sulfate ferrique avec une dose fixe de 0.1 mg/L de PAM. Fibres de polyester (300-800 μm). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.	80
Figure D-6 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.101 meq Al^{3+}/L . MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.	81
Figure D-7 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.404 meq Al^{3+}/L . MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.....	82
Figure D-8 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.202 meq Fe^{3+}/L (ferrique sulfate). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.	83
Figure D-9 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.808 meq Fe^{3+}/L (ferrique sulfate). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.	84
Figure D-10 : Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de 48 heures. MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.....	85
Figure D-11 : Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de 18 heures. MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.....	86
Figure D-12 : Effet de la dose de sulfate ferrique sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de 48 heures. MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.....	87

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ABS	Acrylonitrile-butadiène-styrène
BPA	Bisphénol A
CaCl ₂	Chlorure de calcium
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
CEPT	Chemically Enhanced Primary Treatment
CREDEAU	Centre de recherche, de développement et de validation des technologies et procédés en traitement des eaux
EU	Eaux usées
FTIR	Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier
HCOOK	Formate de potassium
IR	Infrarouge
LDPE	Low-Density Polyethylene (Polyéthylène basse densité)
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
Meq	Milliéquivalent
MES	Matières en suspension
MEB	Microscopie électronique à balayage
MP	Microplastique
NaCl	Chlorure de sodium
NaOCl	Hypochlorite de sodium
NaI	Iodure de sodium
NP	Nanoplastiques
PAC	Polychlorure d'aluminium
PAM	Polyacrylamide

PET	Polyéthylène téréphtalate
PE	Polyéthylène
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène
PUU	Plastiques à usage unique
PVC	Poly(chlorure de vinyle)
RFB	Retardateurs de flammes bromés
ROMEAU	Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées
SDCO	Demande chimique en oxygène soluble
StaRRE	Stations de récupération des ressources de l'eau
ZnCl ₂	Chlorure de zinc

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A préparation de l'eau usée synthétique	72
ANNEXE B Validation de la température de séchage.....	73
ANNEXE C Détermination de la concentration en mp	74
ANNEXE D Résultats d'abattement en MES et MP	76
ANNEXE E Paramètres expérimentaux	88
ANNEXE F Données expérimentales et synthèse des résultats.....	93

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Avec la croissance de la population mondiale, le développement économique et l'évolution des habitudes de consommation, la demande en eau ne cesse d'augmenter à l'échelle globale (Wada et al., 2016). L'utilisation de l'eau par les sociétés perturbe le cycle hydrologique naturel et dégrade la qualité des milieux aquatiques (Xu et al., 2020). Sans traitement adéquat, les eaux usées municipales et industrielles peuvent provoquer l'eutrophisation et la contamination des écosystèmes aquatiques (Xu et al., 2020).

Cependant, un traitement efficace des eaux usées permet de réduire la pollution et de valoriser l'eau comme ressource. Dans cette optique, les stations d'épuration sont aujourd'hui désignées comme des stations de récupération des ressources de l'eau (StaRRE), car elles visent non seulement à traiter les eaux usées, mais aussi à récupérer des nutriments et à produire de l'eau réutilisable (*Station de Récupération Des Ressources de l'eau* | GDT, n.d.).

La qualité des effluents rejetés est devenue un enjeu environnemental majeur à l'échelle mondiale. Au Canada, la stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales a été adoptée en 2009, établissant des exigences minimales de qualité pour les rejets dans les eaux de surface (CCME, 2009). Au Québec, le règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAEU), adopté en 2014, précise que les StaRRE non conformes doivent être mises à niveau d'ici 2020, 2030 ou 2040 selon leur niveau de risque (MDDELCC, 2014). Au 31 mars 2023, 83 % des StaRRE étaient conformes aux normes en vigueur, et la cible gouvernementale vise 89 % de conformité d'ici 2030 et 100 % d'ici 2040 (Gouvernement du Québec, 2024). Pour atteindre ces objectifs, un investissement de 7.4 milliards de dollars a été prévu pour la période 2022 à 2032, couvrant les projets de réfection ou de mise aux normes d'installations de traitement d'eau potable ou des eaux usées (Conseil du trésor, 2022). Une part importante des ouvrages physico-chimiques, qui traitent environ 53 % du débit au Québec, devra être mise aux normes d'ici le 31 décembre 2030 pour respecter les ROMAEU et d'éventuelles normes futures (Comeau, 2023).

En même temps, les progrès en chimie analytique ont permis la détection d'un grand nombre de polluants émergents tels que les produits pharmaceutiques, les produits de soins personnels, les surfactants et les additifs industriels dans diverses matrices d'eau (Jose et al., 2024). Plus

récemment, les microplastiques (MP) ont rejoint cette catégorie de polluants émergents en raison de leur large dispersion et de leur persistance dans les milieux aquatiques (Reddy & Nair, 2022).

Les microplastiques sont des particules solides synthétiques ou des matrices polymères, de forme régulière ou irrégulière et de taille comprise entre 1 μm et 5 mm, d'origine primaire (produits directement en petite taille) ou secondaire (issus de la fragmentation d'objets plastiques), et insoluble dans l'eau (Frias & Nash, 2019). Leur présence pose des risques pour les organismes aquatiques et terrestres, et potentiellement pour l'homme via l'ingestion ou l'inhalation (Boucher & Friot, 2017). La majorité des MP sont rejetés avec les eaux usées domestiques et aboutissent dans les StaRRE, qui n'ont pas été conçues pour assurer leur traitement (Reddy & Nair, 2022). Dans un contexte de mise aux normes des infrastructures de traitement, il devient aussi essentiel d'évaluer l'efficacité d'enlèvement ou de traitement des microplastiques dans les StaRRE afin de mieux comprendre leurs performances actuelles et d'orienter les stratégies d'amélioration future.

1.2 Objectifs du projet

Ce projet s'inscrit dans le cadre d'un partenariat avec trois municipalités québécoises : Laval, Longueuil et Repentigny ainsi qu'avec la société Claro. L'objectif général du partenariat est de mieux comprendre le devenir des MP dans les StaRRE et d'utiliser les résultats pour soutenir les futures mises aux normes.

Plusieurs volets de recherche sont menés en parallèle dans le cadre de ce projet.

- Le premier, dirigé par un doctorant, Ambroise Bellamy, vise à développer un protocole standard de prétraitement des eaux usées en vue de la quantification et de l'identification des MP et nanoplastiques (NP) à l'aide d'une méthode analytique adaptée. Ce volet comprend également l'évaluation de la capacité du protocole à préserver l'intégrité des NP et l'étude de la biodégradation potentielle des MP par les biofilms présents dans les eaux usées.
- Le second, mené par un autre doctorant, Elvis Wireko Boampong, a pour objectif d'optimiser les méthodes d'échantillonnage dans différentes StaRRE, de caractériser les MP présents, d'évaluer leur fragmentation et de déterminer l'efficacité d'enlèvement à différentes étapes du traitement.

Le présent projet se concentre spécifiquement sur l'évaluation de l'efficacité d'enlèvement des MP dans le traitement primaire avancé, représentant environ 53 % des débits d'eaux usées traitées au Québec et dont la mise aux normes est prévue d'ici le 31 décembre 2030.

Les sous-objectifs suivants ont été définis afin d'orienter la démarche expérimentale :

- SO1 : Développer une méthode pour la préparation des MP représentatifs de ceux retrouvés dans les StaRRE et utilisables dans des études de laboratoire
- SO2 : Évaluer l'efficacité d'enlèvement des MP par le traitement primaire avancé.

1.3 Description des chapitres

- Chapitre 1 : présente le contexte général du projet, les raisons ayant motivé sa réalisation, ainsi qu'une introduction aux microplastiques. Il présente aussi les objectifs globaux du projet et ceux poursuivis par la présente étude.
- Chapitre 2 : présente une revue de littérature portant sur les MP, leur génération, leurs impacts sur les écosystèmes, les initiatives visant à réduire la pollution et leur devenir dans les StaRRE. Ensuite quelques études soulignant leur enlèvement par traitement primaire avancé sont soulignées.
- Chapitre 3 : décrit les protocoles expérimentaux et les méthodes analytiques utilisées pour atteindre les objectifs.
- Chapitre 4 : présente et discute les résultats obtenus dans le cadre de ce travail, en les comparant aux données issues de la littérature.
- Chapitre 5 : conclut le mémoire en résumant les principaux résultats, en évaluant leur portée pratique, et en formulant des recommandations pour des travaux futurs.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Cette section présente une revue de littérature portant sur l'occurrence des plastiques, la génération des MP, leurs impacts sur les écosystèmes, les efforts fournis pour réduire la pollution par les MP, leur devenir dans les StaRRE, ainsi que les différentes méthodes d'enlèvement.

Le terme *jar test* est utilisé pour désigner les essais de coagulation/floculation. Ces expressions sont utilisées de manière interchangeable dans cette section et le reste du mémoire. De plus, le terme « polymère » est utilisé à la fois pour désigner les plastiques et les floculants utilisés dans les StaRRE. Sa signification précise dépendra donc du contexte dans lequel il est utilisé.

2.1 Plastiques et microplastiques

Cette section a pour objectif de présenter les types de plastiques couramment utilisés, d'expliquer le processus de génération des MP et NP et de clarifier le consensus établi quant à leur définition.

2.1.1 Les plastiques

Les plastiques sont des polymères organiques synthétiques dérivés de la polymérisation de monomères extraits du pétrole ou du gaz (Cole et al., 2011). Le premier plastique synthétique, la Bakélite, fut découvert en 1907, marquant une révolution dans la science des polymères. Cette découverte a permis la production d'une vaste gamme de produits, grâce aux nombreux avantages des plastiques : facilité de production, coût réduit, et légèreté. Depuis, de nombreux autres polymères et formulations plastiques ont été introduits sur le marché, la plupart étant encore utilisés aujourd'hui (Koyuncuoğlu & Erden, 2023).

Les plastiques peuvent être thermodurcissables ou thermoplastiques (Wu et al., 2009). Les plastiques thermodurcissables, tels que la Bakélite, les polyesters insaturés et les résines époxy (Reddy & Nair, 2022), sont largement utilisés dans l'industrie en raison de leurs propriétés physiques, comme une grande dureté, une résistance élevée à la corrosion et à la chaleur. Ces plastiques ne fondent pas sous l'effet de la chaleur ou ne peuvent être facilement dissous dans un solvant. À l'inverse, les thermoplastiques, tels que l'acrylonitrile-butadiène-styrène (ABS), le polyéthylène (PE), et le poly (chlorure de vinyle) (PVC), fondent sous l'application de la chaleur, facilitant ainsi leur transformation et recyclage. Les thermoplastiques incluent aussi des polymères courant comme le polystyrène (PS), le polypropylène (PP), le polyéthylène téréphtalate (PET) (Mallick, 2010) et d'autres.

Lors de la production des plastiques, des additifs comme des plastifiants, des retardateurs de flamme, des antioxydants, des capteurs d'acide, des agents antistatiques et des stabilisants thermiques sont ajoutés (Mphaga et al., 2023). Les additifs chimiques les plus utilisés dans la production des plastiques sont le bisphénol A (BPA), les phtalates et les polybromodiphényléthers (PBDE) (Mphaga et al., 2023). Le bisphénol A est présent dans la plupart de bouteilles des boissons et libère des métabolites considérés comme des perturbateurs endocriniens dangereux (Muthulakshmi et al., 2023).

Quelques types de plastiques qui sont les plus utilisés par les consommateurs incluent :

- **Le polyéthylène téréphtalate (PET) :** Le polyéthylène téréphtalate est un polyester thermoplastique chimiquement stable, largement utilisé dans les emballages et la production textile (Muthulakshmi et al., 2023). Cette stabilité en fait un matériau idéal pour de nombreuses applications, dont la fabrication de fibres artificielles. Sous forme de fibres, il se distingue par sa durabilité, sa résistance à l'usure, sa faible absorption d'humidité, ce qui explique son emploi dans la fabrication de vêtements, tapis ou coussins et est souvent étiqueté comme « polyester » (Sin & Tueen, 2023). Dans le domaine de l'emballage alimentaire, les films en PET se distinguent par leur grande résistance mécanique, leur excellente résistance chimique, leur légèreté, leur élasticité ainsi que leur stabilité sur une large plage de températures (de -60 à 220°C) (Robertson, 2014).
- **Les Polyoléfines :** Les polyoléfines comprennent généralement le polyéthylène (PE) ainsi que le propylène (PP) (Sin & Tueen, 2023).

Le polyéthylène est le plastique le plus produit au monde en raison des multiples polymères, catalyseurs et procédés de fabrication qui peuvent être utilisés pour sa production, ce qui en fait l'un des principaux polymères retrouvés dans l'environnement (Muthulakshmi et al., 2023; Ronca, 2017). Le LDPE, très utilisé pour les emballages, constitue une source majeure de pollution plastique (Muthulakshmi et al., 2023). Il se distingue par sa faible densité (< à l'eau), sa flexibilité, sa rigidité, sa résistance chimique et à la déchirure. Sa nature inerte rend sa dégradation difficile tandis que ses propriétés physiques et mécaniques expliquent son usage massif dans différentes applications commerciales.

Le PP est un thermoplastique présentant des propriétés spécifiques, telles qu'un point de ramollissement élevé ainsi qu'une bonne transformation (Muthulakshmi et al., 2023). Il

constitue la quatrième fibre artificielle la plus produite pour des applications industrielles et le troisième plastique le plus répandu après le PE et PVC, en raison de ses propriétés remarquables comme sa résistance à la fatigue et aux fissurations par contraintes environnementales. Sa résistance aux chocs facilite la fabrication de produits commerciaux, et il présente une bonne résistance chimique face à de nombreux solvants et solutions aqueuses, bien qu'il soit sensible aux acides forts concentrés (Muthulakshmi et al., 2023).

Aucun PE ou PP n'est intrinsèquement biodégradable ou dégradable en général. Cependant ces thermoplastiques peuvent facilement être recyclés après séparation afin de conserver leurs propriétés (Sin & Tueen, 2023).

- **Le Polychlorure de vinyle (PVC) :** Le PVC est un plastique dur, rendu plus souple et flexible par l'ajout des plastifiants tels que les phtalates. Ce mélange améliore ses propriétés physiques et mécaniques et favorise son utilisation dans les emballages alimentaires malgré les risques sanitaires associés, notamment des effets reproductifs et cancérogènes (Muthulakshmi et al., 2023). Il possède de très larges applications : emballages, contenants, jouets, matériel médical et matériaux de construction. Il existe sous forme rigide (plaques, tuyaux) et flexible (jouets, fournitures de bureau, éléments médicaux comme tubes et poches sanguines) (Sin & Tueen, 2023). Les produits en PVC, tels que le cuir artificiel ou les gants médicaux, ne sont généralement pas recyclables après usage en raison de leur contamination (Sin & Tueen, 2023).
- **Le polystyrène (PS) :** Le polystyrène est un matériau léger (densité $11 - 32 \text{ kg/m}^3$) utilisé depuis des décennies pour les emballages et l'isolation (Muthulakshmi et al., 2023; Sin & Tueen, 2023). En plus de sa densité, sa faible conductivité thermique le rend adapté à l'isolation des bâtiments. Cependant il est très inflammable et dégage des gaz toxiques au contact du feu, ce qui explique l'utilisation de retardateurs de flamme (Sin & Tueen, 2023). Sa flottabilité explique sa présence fréquente dans les rivières, lacs, caniveaux et plages. Généralement utilisé pour un seul usage, le PS est souvent disposé sans gestion appropriée des déchets, ce qui résulte en une accumulation dans l'environnement. Bien que très difficilement dégradable par les processus environnementaux, certains micro-organismes peuvent l'utiliser comme source de carbone pour leur croissance (Muthulakshmi et al., 2023).

En raison d'une mauvaise gestion des déchets plastiques, leur exposition à l'environnement les soumet à de nombreuses conditions capables de provoquer la détérioration de leurs propriétés, conduisant à la formation de fragments de petite taille. Lorsque la taille de ces fragments est entre 1 et 5000 μm , ils sont appelés microplastiques (Prokopova et al., 2021).

2.1.2 Les microplastiques et nanoplastiques

Les microplastiques sont connus comme des plastiques ne dépassant pas une taille de 5 mm (Prokopova et al., 2021). Comme contaminant émergent, les MP ont récemment reçu une attention globale de la communauté scientifique (Zhang et al., 2021). La plupart des études se sont focalisées sur l'investigation de la pollution des milieux marins par les MP. Cependant, avec le manque de consensus sur la définition qui décrit les MP, la comparaison des résultats de ces différentes études est compliquée. Pour pallier ce problème, Frias & Nash (2019) ont proposé un consensus sur la définition qui considère les critères nécessaires comme la taille mais aussi les propriétés physico-chimiques comme la solubilité dans l'eau ou dans un composé chimique du terme microplastique et le définit comme « les microplastiques sont des particules solides synthétiques ou des matrices polymères, de forme régulière ou irrégulière et de taille comprise entre 1 μm et 5 mm, d'origine primaire ou secondaire, et insoluble dans l'eau ».

Cette définition est considérée comme descriptive et utile pour la comparaison ainsi que pour le suivi des microplastiques à l'échelle mondiale. Concernant le problème lié à la taille, Frias & Nash (2019) recommandent de rapporter les données selon différentes gammes de taille, comme : 1 – 100 μm , 100 – 350 μm et 350 – 5000 μm . Cette classification permettrait d'assurer une meilleure comparabilité (Frias & Nash, 2019).

Il existe deux types de microplastiques : les microplastiques primaires ainsi que les MP secondaires. Selon Boucher & Friot (2017), les MP primaires sont **directement relâchés** dans l'environnement sous forme de particules de petite taille, inférieure à 5 mm, tandis que les MP secondaires proviennent principalement de la dégradation des déchets plastiques de grande taille en fragments plus petits lorsqu'ils sont **exposés à l'environnement**. Les MP primaires peuvent être ajoutés volontairement à certains produits (gels de douche, crèmes, agents exfoliants), mais aussi résulter de l'abrasion d'objets plastiques lors de leur fabrication ou de leur utilisation, comme l'érosion des pneus ou le lavage de textiles synthétiques (Boucher & Friot, 2017).

La dégradation ou transformation des MP résulte de divers processus : l'agrégation et l'abrasion mécanique, la photo-oxydation et l'hydrolyse comme mécanisme chimique, ainsi que l'action biologique de certains microorganismes (Muthulakshmi et al., 2023). Ces phénomènes, liés à des facteurs de stress environnementaux tels que l'eau, le vent ou les radiations solaires (Franco et al., 2020; Y. Liu et al., 2022), sont généralement lents (Pu, 2023; Zhang et al., 2021).

De plus, les NP peuvent se former à la suite de la dégradation ou de l'usure des MP ou des plastiques macroscopiques (Reddy & Nair, 2022). Selon Gigault et al. (2018), les NP sont définis comme : « des particules dont la taille varie de 1 à 1000 nm, issues de la dégradation d'objets plastiques industriels, et qui peuvent présenter un comportement colloïdal ». Produits de manière non intentionnelle par la fragmentation des MP, ils ont tendance à s'agréger avec d'autres matériaux naturels. Dans l'environnement, ils forment souvent des hétéro agrégats avec d'autres matériaux naturels comme l'argile et des matières organiques. Ainsi, leur surface et leur structure sont conditionnées par les paramètres physiques et chimiques du milieu (Gigault et al., 2018).

2.2 La pollution de l'environnement par les microplastiques

Cette section a pour objectif de présenter un aperçu de la pollution mondiale par les plastiques et les MP. Les impacts environnementaux de cette pollution ainsi que les initiatives mises en place au Canada pour en réduire les effets sont discutés. Enfin, les principales sources des MP qui se trouvent dans les StaRRE sont présentées dans la dernière section.

2.2.1 Source de la pollution plastique

Aujourd'hui, le monde produit une quantité remarquable des déchets plastiques comme résultat du manque de bonne stratégie de gestion et du rejet continu (Nayanathara Thathsarani Pilapitiya & Ratnayake, 2024). Le phénomène d'accumulation des plastiques, capable de provoquer des effets dangereux chez les organismes vivants dans leur habitat est connu sous le nom de pollution plastique.

Il est estimé que chaque année environ 4.8 à 12.7 millions de tonnes métriques de plastique sont rejetées dans les océans et 1.5 million de tonnes métriques de MP primaire sont introduites dans les océans (Boucher & Friot, 2017). Ces plastiques demeurent dans l'environnement pendant de longues périodes, voire des siècles en raison de leur stabilité et de leur résistance à la biodégradation (Nayanathara Thathsarani Pilapitiya & Ratnayake, 2024). Le faible taux de recyclage de ces

matériaux contribue également à leur accumulation après usage (Muthulakshmi et al., 2023). Leur présence est désormais observée dans une grande diversité d'écosystèmes, allant de l'atmosphère aux milieux terrestres et marins. La majorité des polluants plastiques sont générés sur terre et transportés vers les milieux marins via les rivières et autres canaux (Muthulakshmi et al., 2023). Boucher & Friot (2017) estiment que 98% des MP proviennent des activités terrestres et seulement 2% des activités maritimes. De plus, la même étude estimait que les principales voies d'entrée des MP dans l'océan sont le ruissellement routier (66 %), les StaRRE (25 %) et le transport par le vent (7 %). La majorité de ces MP proviennent de l'utilisation des produits et ensuite leur maintenance.

2.2.2 Sources des MP dans les StaRRE

Les StaRRE reçoivent quotidiennement des volumes considérables d'eaux usées chargées en MP, issus de diverses sources telles que les rejets industriels et domestiques (Kwon et al., 2022; Sadia et al., 2022). Dans les eaux usées (EU) d'origines domestiques, les principales voies d'entrée sont le lavage des vêtements, les produits de soins personnels et la fragmentation des objets en plastique (Boucher & Friot, 2017; Kwon et al., 2022; Y. Liu et al., 2022).

Les études démontrent que les MP détectés dans les StaRRE présentent une grande variabilité en termes de taille, forme, de couleur et de type de polymère, avec une prédominance de fibres et de fragments. Par exemple, l'étude de Barrows et al. (2018) rapporte jusqu'à 91 % de fibres contre seulement 9 % de fragments, tandis que d'autres observent des proportions équilibrées, allant de 34 % à 57 % pour les fibres et de 30 % à 57 % pour les fragments (X. Liu et al., 2019).

À l'échelle mondiale, Boucher & Friot (2017) estiment que près de deux tiers (63 %) des rejets de MP dans les océans proviennent du lavage des vêtements (35 %) et de l'abrasion des pneus lors de la conduite (28 %), les autres sources étant l'air, les peintures routières et certains produits cosmétiques. Selon le même rapport, si l'on inclut le caoutchouc naturel, l'érosion des pneus deviendrait le principal contributeur représentant 46 % des apports (Boucher & Friot, 2017).

En ce qui concerne la composition des polymères, le polyester est généralement identifié comme le polymère le plus abondant. Une étude de Browne et al. (2011) menée sur 18 côtes de six continents a montré que le polyester représente 56 % des MP, suivi par l'acrylique (23 %), le PP (7 %), le PE (6 %), et le polyamide (3 %). De manière similaire, dans les StaRRE, les effluents ont montré une composition comparable à celle des milieux marins, avec une prédominance de polyester (67 %), d'acrylique (17 %), et de polyamide (16 %).

La même étude menée par Browne et al. (2011) a montré que l'abondance des MP peut être influencée par des facteurs comme la densité de la population, le mode de vie, et la consommation de produits contenant des MP. L'étude mentionnait que l'abondance des MP dans les StaRRE tend à augmenter en hiver, en raison de l'usage accru de vêtements, ainsi que durant les fins de semaine, périodes où le lavage des vêtements est plus fréquent.

Les concentrations rapportées dans les effluents des StaRRE varient fortement selon les contextes. L'article de revue de littérature de Kwon et al. (2022) rapporte des concentrations issues de différentes études. Des grandes concentrations dans l'affluent (2223 – 10044 MP/L) et l'effluent (29 – 447 MP/L), en même temps les faibles concentrations ont aussi été rapportées dans l'affluent (1 MP/L) et l'effluent (0.00088 MP/L) (Kwon et al., 2022).

Ces variations dans les caractéristiques des MP reflètent non seulement la diversité de technologies utilisées, mais également les différentes méthodes d'échantillonnage, de densité de la population, le développement local et de méthodes d'analyses et identification des MP (Kwon et al., 2022).

2.2.3 Les impacts de la pollution plastique

Dépendamment de leur taille, les plastiques peuvent avoir des impacts variés. Les plastiques de grande taille sont facilement visibles à l'œil nu. Des études ont souligné leurs impacts socio-économiques, sur la biodiversité et la santé publique, allant de l'ingestion et de l'étouffement des espèces aquatiques aux conséquences économiques liées à la réduction des activités maritimes telles que la pêche et le tourisme (Boucher & Friot, 2017; Nayanathara Thathsarani Pilapitiya & Ratnayake, 2024). Les MP, en revanche, sont difficiles à observer à l'œil nu. Toutefois, des études ont rapportées des impacts négatifs (Nayanathara Thathsarani Pilapitiya & Ratnayake, 2024). Ces effets sont en partie dus à la présence d'additifs chimiques tels que le BPA, les phtalates et les retardateurs de flammes bromés (RFB). Par exemple comme cité précédemment, le BPA est un perturbateur endocrinien pouvant s'accumuler dans des organes comme le cœur et le foie, entraînant des dysfonctionnement (Boucher & Friot, 2017; Nayanathara Thathsarani Pilapitiya & Ratnayake, 2024). De plus, les MP contaminent la chaîne alimentaire, affectant les humains et les animaux, ce qui constitue un danger pour l'ensemble de l'écosystème (Kwon et al., 2022; Pu, 2023; Zhang et al., 2021).

Les NP issus de la dégradation des plastiques ou MP suscitent aussi une préoccupation en raison de leur très petite taille qui leur permet de franchir les barrières biologiques et de pénétrer à

l'intérieur des cellules, posant ainsi des risques potentiels pour la santé et l'environnement (Abdeljaoued et al., 2026). En raison du lien étroit entre les MP et NP, et compte tenu de leurs effets négatifs, il est essentiel de mettre en place des mesures visant à limiter le rejet des MP dans les milieux aquatiques par les StaRRE.

2.2.4 Efforts pour réduire la pollution plastique au Canada

Compte tenu des risques que les MP représentent pour la santé humaine et les écosystèmes, l'adoption de réglementations spécifiques sur la gestion des plastiques devient importante. À l'échelle internationale, il n'existe actuellement aucune réglementation globale portant directement sur la gestion des plastiques ou MP, bien que certains pays, dont le Canada, aient mis en place des mesures ciblant les microbilles et les plastiques à usage unique.

En novembre 2018, le gouvernement canadien avait adopté la stratégie visant l'atteinte de zéro déchet plastique, dont la première phase, mise en œuvre en 2019, proposait des actions pour améliorer la circularité des plastiques dans l'économie et favoriser la transition vers des systèmes de production plus durables. La deuxième phase, mise en œuvre en 2020, décrivait des mesures visant à réduire la pollution plastique, renforcer la sensibilisation du public, soutenir la recherche scientifique et encourager la coopération internationale (Gouvernement du Canada, 2025).

En 2019, la fabrication, l'importation et la vente de produits contenant des microbilles (particules < 5 mm) furent interdites (Gouvernement du Canada, 2023). Ensuite, en 2021, une étape importante a été franchie avec l'ajout des articles manufacturés en plastique à l'annexe 1 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE), permettant ainsi une meilleure gestion des risques écologiques associés à la pollution plastique (Gouvernement du Canada, 2021).

En 2022, le gouvernement avait également interdit la fabrication, l'importation, la vente et l'exportation de six catégories d'articles en plastiques à usage unique (PUU), notamment les sacs d'emplettes, les ustensiles, les récipients alimentaires faits de plastiques problématiques, les anneaux pour emballages de boissons, les bâtonnets à mélanger et les pailles (Gouvernement du Canada, 2022).

Enfin, d'autres initiatives sont en cours, dont une consultation publique sur un projet de règlement visant à exiger que les emballages plastiques contiennent au moins 50 % de contenu recyclé d'ici 2030. Ces efforts soulignent une volonté pour réduire la pollution par les plastiques. Ainsi, la mise

en place des normes relatives à la qualité de l'eau traitée dans les StaRRE, en ce qui concerne la présence de MP, pourrait être envisagée à l'avenir afin de préserver les écosystèmes et la santé publique.

2.3 Identification des MP

Comme les échantillons d'eaux usées contiennent une grande proportion de matières non plastiques, il est nécessaire d'isoler les MP avant de procéder à leur identification. Actuellement, cette étape repose principalement sur des méthodes de séparation physiques ou chimiques, complétées par des techniques permettant d'identifier les propriétés chimiques des particules extraites (Y. Liu et al., 2022; Muthulakshmi et al., 2023). Cette section présente donc les principales méthodes de caractérisation décrites dans la littérature.

2.3.1 Séparation physique et chimique

Cette étape est essentielle pour permettre la caractérisation des MP à l'aide de méthodes analytiques. De nombreuses études ont été menées afin d'élaborer un protocole standard pour l'isolation des MP avant leur caractérisation. Plusieurs approches sont utilisées, partageant souvent des caractéristiques communes, notamment la séparation par densité et la digestion de la matière organique naturelle permettant ainsi la visualisation et l'isolation physique des MP (Enenche et al., 2024). Ces techniques diffèrent cependant dans leurs détails méthodologiques.

Concernant la séparation par densité, plusieurs sels sont utilisés tels que le chlorure de sodium (NaCl), le chlorure de calcium (CaCl_2), le chlorure de zinc (ZnCl_2), l'iodure de sodium (NaI) et le formate de potassium (HCOOK) (Enenche et al., 2024). Le choix du sel dépend généralement de son coût, de sa toxicité et de son efficacité.

Pour l'enlèvement de la matière organique naturelle par digestion, différents réactifs sont utilisés, notamment le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), le réactif de Fenton, des acides (HCl, HClO_4 , HNO_3 , H_2SO_4), des bases (KOH, NaOH) ainsi que des enzymes telles que l'amylase et la protéinase. Les conditions expérimentales (température, durée et concentration des réactifs) varient selon les études, rendant la comparaison des résultats difficile (Enenche et al., 2024). Pour répondre à ce problème, Bellamy et al. (2025) ont testés différents protocoles de digestion en utilisant neuf plastiques synthétiques et trois fibres naturelles dans le but de proposer un protocole standard applicable à la majorité des MP présents dans les eaux usées, et éviter les erreurs d'estimations des

concentrations en MP causées par les fibres naturelles. À l'issue de leur étude, un protocole séquentiel combinant deux réactifs a été proposé : i) une première digestion avec 6 % de NaClO à température ambiante pendant 24 h et ii) une seconde digestion avec 30 % de H₂O₂ à 40°C pendant 24 heures.

2.3.2 Caractérisation physique et morphologique

Une première approche repose sur l'inspection visuelle, qui permet de classer les MP selon leur taille, leur forme ou leur couleur (Y. Liu et al., 2022). La taille peut être déterminée soit par filtration étagée, en utilisant des filtres de différentes mailles, soit par microscopie pour mesurer la longueur et compter les particules (Koyuncuoğlu & Erden, 2023; Mphaga et al., 2023; Rocha-Santos & Duarte, 2015).

La microscopie électronique à balayage (MEB) est également largement employée pour observer la surface des MP, notamment après exposition à des réactifs chimiques. Cette technique offre une résolution fine pour décrire la morphologie des particules (Rocha-Santos & Duarte, 2015). Toutefois, elle présente une limite majeure, elle ne permet pas de confirmer la nature chimique des MP et peut difficilement distinguer, par exemple, une fibre synthétique d'une fibre naturelle (Y. Liu et al., 2022). Ces limites justifient le recours à des méthodes spectroscopiques.

2.3.3 Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)

La FTIR permet d'identifier automatiquement la composition polymérique de particules de taille supérieure à 20 µm. Elle repose sur la mesure de l'absorption de la lumière infrarouge par les échantillons en fonction de la fréquence, générant un spectre caractéristique propre à chaque polymère (Y. Liu et al., 2022). Les spectres d'échantillons inconnus obtenus peuvent être comparés aux spectres infrarouges des polymères connus disponibles dans des bibliothèques des spectres IR (Rocha-Santos & Duarte, 2015). En plus de son utilisation classique, la FTIR est également exploitée pour le développement de capteurs optiques, offrant des perspectives intéressantes pour une détection en continu des MP et NP dans l'environnement (Muthulakshmi et al., 2023).

2.3.4 Spectroscopie Raman

La spectroscopie Raman est particulièrement adaptée à la détection de très petites particules grâce à sa haute résolution spatiale, capable d'identifier des MP et potentiellement des NP (< 1 micron) (Muthulakshmi et al., 2023). Cette méthode présente plusieurs avantages (Nava et al., 2021) :

- Une large couverture spectrale,
- Une grande sensibilité aux groupes fonctionnels non polaires,
- Une faible interférence avec l'eau.

La spectroscopie Raman et la FTIR sont souvent complémentaires, chacune pouvant détecter des signaux faibles que l'autre ne perçoit pas. Toutefois, la performance de la spectroscopie Raman peut être influencée par des facteurs tels que le type de filtre utilisé ou la complexité de la matrice échantillonnée (Muthulakshmi et al., 2023).

2.3.5 Méthodes par dégradation thermique

Les méthodes thermiques, comme la pyrolyse, sont utilisées pour quantifier la masse totale et identifier la composition des MP dans des matrices complexes (Y. Liu et al., 2022). Elles consistent à chauffer les particules à des températures élevées (>600 °C) sous atmosphère inerte, afin de décomposer les polymères. Les produits obtenus par dégradation sont ensuite analysés par désorption thermique couplée à la chromatographie en phase gazeuse et à la spectrométrie de masse (Muthulakshmi et al., 2023). Ces méthodes présentent l'avantage de ne pas nécessiter une purification préalable des échantillons et se révèlent particulièrement fiables pour l'analyse de matrices complexes telles que les sédiments ou les sols. Leur principal inconvénient est que les échantillons analysés sont détruits et ne peuvent être récupérés (Bouazid et al., 2022).

2.4 Méthodes d'enlèvement des microplastiques dans les StaRRE

Bien qu'il n'existe aucune technologie spécifique dédiée à l'enlèvement des MP, plusieurs études ont rapporté des grandes réductions en MP par des procédés de traitement de l'eau usée, comme le souligne la revue de littérature de Sadia et al. (2022). L'efficacité observée dépend principalement des propriétés physico-chimiques des MP et des eaux usées, ainsi que des opérations unitaires des StaRRE (Bayo et al., 2020). La revue de littérature de Iyare et al. (2020) montre que des réductions de 88% et 94% des MP peuvent être atteints dans les StaRRE avec un traitement secondaire et tertiaire, respectivement, où 72% des MP sont retenus lors des étapes de prétraitement et traitement primaire.

Une StaRRE conventionnelle comprend trois étapes : le prétraitement, le traitement primaire et le traitement secondaire. Ces trois étapes incluent généralement des méthodes telles que le dégraissage, la sédimentation primaire, le procédé de biofilm, la flottation à air dissous, la

sédimentation secondaire et boues activées. Toutefois, pour une bonne amélioration de la qualité de l'eau, à ces 3 étapes s'ajoute souvent le procédé d'oxydation avancé ainsi que le traitement tertiaire (Sadia et al., 2022). Les technologies de remédiations sont classées en deux catégories : celles basées sur l'enlèvement ou la séparation physique des MP, et (Reddy & Nair, 2022) la dégradation (Reddy & Nair, 2022).

Cette section a pour objectif d'examiner l'efficacité d'élimination des MP aux différentes étapes d'une StaRRE basées sur la séparation physique, en particulier lors du prétraitement, du traitement primaire et du traitement primaire avancé.

2.4.1 Prétraitement

Dans les StaRRE, le prétraitement ou traitement préliminaire est généralement implanté pour enlever les gros solides et les sables afin de protéger les équipements. Les grilles les plus couramment utilisées sont les grosses grilles, les grilles fines et les micro-grilles, avec des ouvertures respectives de 6 à 150 mm, < 6 mm, et < 0.5 mm (Reddy & Nair, 2022). Étant donné que les MP varient largement en taille, i.e. de 1- 5000 μm , ils peuvent déjà être séparés à cette étape, en particulier au niveau des micro-grilles. Cependant, cette séparation n'est pas parfaite, car des fibres de taille supérieure à celle des mailles peuvent être détectées dans l'effluent lorsqu'elles traversent le maillage sur leur longueur perpendiculaire du tamis (Reddy & Nair, 2022).

En addition aux grilles, les dessableurs sont fréquemment utilisés afin de prévenir les dommages des pièces mécaniques dans les unités subséquentes. Les deux principaux types étudiés sont le dessableur aéré et rotatif. Un taux d'enlèvement allant jusqu'à 58.8 % a été rapporté dans le dessableur aéré (Yang et al., 2019), ce qui est supérieur aux performances du dessableur rotatif. Ce dernier présente une concentration plus élevée de MP dans l'effluent, en raison des forces mécaniques qui fragmentent davantage les particules en morceaux plus petits (Reddy & Nair, 2022).

2.4.2 Le traitement primaire

L'objectif du traitement primaire est d'éliminer les solides, organique ou inorganique, facilement décantables ainsi que les matières flottantes afin de réduire la teneur en solides en suspension (Metcalf & Eddy, 2013). Ainsi, il peut permettre l'élimination de 50 à 70 % des matières en suspension totales (MES) (Westphalen et al., 2017).

Grâce aux procédés d'écumage et de sédimentation, les MP peuvent également être retirés des eaux usées (Carr et al., 2016; X. Liu et al., 2019). L'efficacité dépend principalement des propriétés physiques des MP (densité, taille et forme) ainsi que de la composition des eaux usées (Reddy & Nair, 2022). Une concentration élevée en MES, par exemple, favorise l'adhésion des MP aux floes solides, améliorant ainsi leur décantation et élimination (Reddy & Nair, 2022).

Les MP plus denses que l'eau usée se déposent rapidement par gravité, tandis que ceux de densité inférieure flottent à la surface et peuvent être séparés (X. Liu et al., 2019; Reddy & Nair, 2022). Après le traitement primaire, la proportion des particules de taille comprise entre 1 et 5 mm peut diminuer significativement, passant de 45 % à 7 % (Noornama et al., 2024).

Le traitement primaire peut permettre une élimination ou réduction des MP allant de 50 à 98 % basée sur les valeurs trouvées en littérature et incluant différent type et taille des MP (Sun et al., 2019). En général, les fragments sont plus enlevés que les fibres, en raison de leur structure (Noornama et al., 2024), par exemple, l'étude de Long et al. (2019) montre un taux de réduction de 91 % pour les fragments, contre 79 % pour les fibres et 83 % pour les granules.

Enfin, la séparation des MP peut être renforcée par des techniques physico-chimiques supplémentaires telles que la coagulation et floculation; dans ce cas, le procédé est communément appelé traitement primaire avancé.

2.4.3 Traitement primaire avancé (chimique)

Le traitement primaire amélioré par voie chimique (CEPT) est un procédé qui utilise le coagulant et/ou le floculant pour réduire les matières en suspension, le carbone organique et les nutriments des eaux usées (Shewa & Dagnew, 2020). Bien qu'il ne s'agisse pas d'une nouvelle technologie, le CEPT a suscité un intérêt croissant ces dernières années en raison de sa capacité accrue de traitement et de ses avantages par rapport au traitement primaire conventionnel, notamment son efficacité de traitement des MP (Kwon et al., 2022).

Les coagulants les plus utilisés globalement, notamment en Amérique du Nord sont à base d'aluminium ou de fer, tandis que les floculants courants incluent divers polymères anioniques, cationiques ou neutres, parmi lesquels le polychlorure d'aluminium (PAC) et le polyacrylamide (PAM) sont les plus répandus (Shewa & Dagnew, 2020). Le principe du procédé repose sur la coagulation, qui déstabilise les particules colloïdales par neutralisation de leurs charges électriques,

suivie de la floculation qui favorise la formation d'agrégats dense et stables. Ces floccs décantent ensuite facilement, permettant l'élimination ou réduction de MES et des MP par sédimentation (Reddy & Nair, 2022).

Les études rapportées dans la littérature présentent toutefois des résultats contrastés quant à l'efficacité d'abattement des MP. Certains travaux montrent que les coagulants à base d'aluminium sont plus performants que ceux à base de fer (Ma, Xue, Ding, et al., 2019; Xue et al., 2021; Zhou et al., 2021a). D'autres soulignent une meilleure réduction des MP de petite taille, soulignant leur intégration facile aux floccs et le dépôt par gravité, en particulier pour le PE (Reddy & Nair, 2022) alors que la revue de Puteri et al. (2025) ressort des articles soulignant une bonne performance des MP de grande taille.

Des essais par Pu (2023) ont montré des taux de réduction allant jusqu'à 99 % avec le chlorure ferrique, 98 % avec le PAC, mais seulement 65 % avec un polymère cationique de type polyamide en utilisant comme matrice l'effluent secondaire d'une StaRRE. Ces résultats indiquent également que les conditions de mélange et le temps de sédimentation influencent fortement l'efficacité du procédé. Un mélange plus lent favorise la formation de floccs stables, tandis qu'un temps de décantation prolongé favorise la décantation de la majorité des MP, améliorant ainsi leur réduction.

2.5 Conclusion et limites des études

À travers cette revue de la littérature, il ressort que de nombreuses études se sont principalement concentrées sur la caractérisation des MP et l'efficacité d'enlèvement des MP à différentes étapes du traitement dans les StaRRE. Toutefois, la comparaison entre ces travaux demeure complexe en raison de la diversité des méthodes d'échantillonnage, des protocoles analytiques et des instruments de quantification utilisés.

De plus, plusieurs études se sont intéressées à l'évaluation de l'efficacité d'enlèvement des MP en laboratoire, en testant différentes technologies de traitement. La majorité de ces travaux ont été réalisés en utilisant d'eaux usées synthétiques ou potables, avec des MP commerciaux, souvent de forme sphérique. Or, ces choix méthodologiques limitent la représentativité des résultats par rapport aux conditions réelles rencontrées dans les eaux usées municipales.

Peu d'études ont intégré simultanément des MP issus de biens de consommation, présentant des formes et des tailles variées, et une matrice d'eau usée réelle. Pourtant, il est largement reconnu

que la forme et la taille des MP, de même que la composition de l'eau usée, peuvent influencer de manière significative leur comportement et leur efficacité d'enlèvement lors des procédés de traitement.

Dans ce contexte, la présente étude vise à contribuer à combler ces lacunes en évaluant l'efficacité d'enlèvement de MP représentatifs des conditions réelles, produits à partir de biens de consommation, en utilisant des eaux usées réelles.

CHAPITRE 3 METHODOLOGIE

Ce chapitre a pour objectif de décrire la démarche suivie dans le cadre de ce projet de recherche. Il est subdivisé en trois sections correspondant aux deux sous-objectifs principaux ainsi que les analyses effectuées en laboratoire : (i) la préparation de MP représentatifs de ceux retrouvés dans les StaRRE et (ii) l'évaluation de l'efficacité d'enlèvement des MP par traitement primaire avancé et iii) les analyses en laboratoire. Les manipulations expérimentales ont été réalisées dans les laboratoires du Centre de recherche, de développement et de validation des technologies et procédés en traitement des eaux (CREDEAU).

La préparation des MP en laboratoire a été réalisée afin de mener une étude contrôle sur deux types de MP couramment retrouvés dans les StaRRE : le caoutchouc et le polyester. Bien que ces particules soient présentes dans les eaux usées réelles, leur occurrence demeure variable et dépend de plusieurs facteurs, notamment le type d'échantillonnage (ponctuel ou composé) et l'heure d'échantillonnage. Pour évaluer de manière reproductible l'efficacité d'enlèvement des MP face à cette variabilité, les MP ont d'abord été produits en laboratoire.

Les MP ainsi préparés ont ensuite été injectés sur une base massique contrôlée dans l'eau usée synthétique et dans l'eau du robinet, selon les protocoles détaillés dans la section 3.2.2. Les résultats associés à l'optimisation de la préparation des microplastiques ne sont pas présentés dans ce mémoire puisqu'ils ont principalement servi au développement et à la validation méthodologique.

Une fois les protocoles établis, les eaux usées dopées en MP ont été utilisées pour évaluer l'efficacité d'enlèvement du traitement primaire avancé. Des essais de coagulation/floculation ont été réalisés à l'aide des jars tests, permettant de simuler en laboratoire les conditions opérationnelles du traitement primaire avancé dans les StaRRE et d'analyser l'influence des coagulants et flocculants sur l'enlèvement des MP.

3.1 Production des microplastiques contrôlés

Cette phase du projet a débuté au trimestre d'été 2024. Une revue de littérature a d'abord été effectuée afin d'identifier les types de MP les plus couramment observés dans les StaRRE. De nombreuses études se sont concentrées à dresser le profil de contamination des eaux usées par les MP en procédant à des échantillonnages à différents points de traitement, dans le but d'évaluer

l'efficacité de traitement ou réduction des MP à chaque étape. Certaines études ont également réalisé des essais en laboratoire, mais souvent à l'aide des MP commerciaux, qui ne reflètent pas les conditions réelles des eaux usées municipales.

Le besoin de tester des méthodes de production des MP issus des biens de consommation et qu'on retrouve souvent dans les StaRRE a donc été adressé. L'objectif n'était pas de reproduire l'ensemble des types de MP, mais plutôt les plus abondants : les fibres et les fragments. Ainsi, des fibres en polyester et des fragments de caoutchouc provenant des feuilles en caoutchouc, pneus de vélo et de voiture ont été produits.

3.1.1 Production des fibres en polyester

Le polyester a été choisi pour représenter les fibres en raison de sa forte présence dans les eaux usées, comme démontré dans la littérature (Boucher & Friot, 2017). Un fil à coudre de couleur orange a été utilisé afin de faciliter l'observation sans nécessiter des prétraitements laborieux. Pour obtenir des fibres de tailles comprises entre 1 et 5000 μm , plusieurs techniques ont été testées et combinées, allant de la réduction des fibres en petite taille à l'aide du ciseau puis des techniques comme la sonication, déchiquetage dans un mixeur de marque « *magic bullet* », agitation au maxi vortex et homogénéisation. La méthode la plus efficace consistait à réduire d'abord la taille des fibres à l'aide d'un ciseau, puis à les homogénéiser à l'aide d'un homogénéiseur Bio-Gen PRO200. Le protocole suivi est décrit dans le Tableau 3-1 ci-dessous

Tableau 3-1 : Protocole de préparation des fibres

Étape	Procédure
1)	Réduire la taille des fils en polyester à l'aide d'un ciseau jusqu'à obtenir une longueur inférieure à 5 mm.
2)	Placer des petites quantités des fibres produites dans des tubes de 25 mL ou des béchers contenant de l'eau déminéralisée afin de créer une suspension de fibres, facilitant ainsi la découpe

Tableau 3-2 : Protocole de préparation des fibres (suite)

Étape	Procédure
3)	Introduire l'émulsifiant de l'homogénéiseur Bio-Gen PRO200 dans la suspension, en évitant tout contact avec les parois ou le fond du récipient
4)	Démarrer l'homogénéiseur et mélanger jusqu'à obtenir une apparence uniforme
5)	Répéter les étapes 1 à 4 jusqu'à produire une quantité suffisante pour les essais
6)	Effectuer une filtration étagée des fibres découpées à l'aide des tamis en acier de taille de 50, 180, 300, 840, et 1000 μm
7)	Placer les tamis dans l'évier et laisser couler de l'eau du robinet sur les fibres pour obtenir une séparation complète
8)	Récolter les fibres selon la gamme de taille choisies (1- 50 μm , 50- 300 μm et 300 - 840 μm)
9)	Filtrer les fibres à l'aide d'une pompe à vide afin de les assécher
10)	Identifier les coupelles et y déposer les MP selon leurs tailles respectives
11)	Chauffer les coupelles à 60 °C puis les placer dans un dessiccateur contenant une barre métallique préchauffée à 550 °C

3.1.2 Production des fragments de caoutchouc

Pour la production des fragments en caoutchouc, 3 matériaux ont été testés séparément : une feuille de caoutchouc, un pneu de vélo et un pneu d'automobile. La réduction en fragments microscopiques s'est faite par friction mécanique entre la surface du matériau et une lime (ou râpe), simulant l'usure des pneus sur la route.

La feuille en caoutchouc a été fixée à l'aide de pinces sur une surface métallique stable, puis limée manuellement. Les fragments produits étaient récupérés sur une surface plastique de couleur autre que le noir ou directement sur des tamis en acier. Les étapes 7 à 11 du protocole de production des fibres ont ensuite été appliquées pour une séparation en fragments de tailles d'intérêt.

3.2 Efficacité d'enlèvement des microplastiques par traitement primaire avancé

Les essais de jar tests ont été effectués avec trois matrices d'eau : eau du robinet, eau synthétique, et eaux usées réelles provenant des StaRRE partenaires. Les deux premières matrices ont servi au développement méthodologique, tandis que les eaux usées ont été utilisées pour les prétests et les essais principaux. L'eau synthétique a été préparée selon une recette d'eaux usées développée au CREDEAU. La composition détaillée de la recette de préparation de l'eau synthétique est présentée dans l'ANNEXE A. Cette section décrit les différentes étapes suivies pour la réalisation des essais de coagulation/floculation et l'évaluation de l'efficacité d'enlèvement des MP.

3.2.1 Caractérisation de l'affluent

Les échantillons d'eaux usées ont été prélevés dans des StaRRE partenaires utilisant un traitement primaire avancé ou des étangs aérés, notamment à Laval (La Pinière), Longueuil (Centre d'épuration Rive-Sud) et Repentigny (Le Gardeur-Charlemagne et STEU physico-chimique). Les eaux usées brutes entrant dans les StaRRE ont été échantillonnées de façon ponctuelle, en prenant soin d'éviter le prélèvement d'affluent contenant le filtrat du retour de la filière de traitement des boues. Une décantation de 5 minutes a été effectuée sur site afin d'éliminer les matières solides décantables plus grossières, suivie d'une filtration sur tamis de 5 mm de maille afin d'éliminer les débris plus grossiers. Les échantillons ont ensuite été conservés à 4°C au laboratoire du CREDEAU jusqu'à leur utilisation. La composition en MES des affluents utilisés est présentée dans le Tableau 3-3

Tableau 3-3 : Caractéristiques des affluents échantillonnés

StaRRE	MES (mg/L)	pH
Le Gardeur	131±7	7.8
Longueuil (CERS)	90±3	7.7
STEU (Repentigny)	147±14	7.9

3.2.2 Essais de coagulation/floculation

Plusieurs séries de prétests ont été effectuées afin d'optimiser les conditions expérimentales et la préparation des échantillons pour l'évaluation de l'efficacité d'enlèvement des MP. Ces essais visaient à déterminer la concentration de MP à injecter dans les béciers et l'approche à utiliser pour déterminer la quantité des MP injectés. Après avoir fixé la concentration cible, trois approches ont été testées :

- Préparation de chaque bécier d'échantillon avec un surplus de 100 mL, utilisé pour déterminer la quantité des MP dans chaque affluent
- Préparation d'une solution mère homogène contenant la même concentration des MP que celle utilisée dans l'approche précédente, à partir de laquelle des volumes de 500 mL étaient prélevés pour les essais
- Injection directe des MP dans chaque bécier, suivi d'un bécier additionnel contenant de l'eau du robinet et la même concentration de MP, utilisé pour estimer la quantité initiale de MP dans l'affluent

Les essais de coagulation/floculation ont été réalisés en utilisant trois coagulants différents, l'alun, le sulfate ferrique et le chlorure ferrique. Différentes doses des coagulants ont été testées en vue de comprendre le mécanisme d'enlèvement des MP ainsi que certains paramètres d'intérêts (MES, SDCO, turbidité, phosphore total ainsi que les ortho-phosphates). Ensuite quatre floculants anioniques différents, utilisés dans les StaRRE partenaires, ont été testés pour déterminer le plus efficace qui a ensuite été utilisé le long du projet : anionique polyacrylamide, anionique AF-440C, Zetag et Prosedim.

Les essais de coagulation/floculation ont été réalisés à l'aide des jars tests, en raison de leur capacité à reproduire en laboratoire certaines conditions du traitement primaire avancé, soit le mélange rapide, le mélange lent et la décantation. Le mélange rapide vise à assurer une dispersion homogène du coagulant dans l'eau usée, favorisant la neutralisation des charges et la formation des micro-flocs. Cette étape est suivie de la floculation (mélange lent), durant laquelle l'ajout du floculant permet l'agrégation des micro-flocs, conduisant à la formation de flocs plus volumineux et plus denses. Enfin, la troisième étape est la décantation, au cours de laquelle les flocs formés se déposent sous l'effet de la gravité. La procédure suivie est détaillée dans le Tableau 3-4 ci-dessous :

Tableau 3-4 : protocole des essais de coagulation/floculation

Étape	Procédure
A	Préparation de l'affluent contenant les MP
1)	Peser et enregistrer la masse des MP, environ 4 mg MP/L (polyester) ou 40 mg/L (caoutchouc) pour chaque b�cher
2)	Remplir un cylindre gradué de 500 mL d'affluent
3)	Transférer une partie de 500 mL dans un mixeur de marque « magic bullet » et y ajouter les MP pesés
4)	Mélanger jusqu'à dispersion complète des fibres dans la solution
5)	Transférer la solution dans un b�cher propre
6)	Rincer le mixeur avec des petits volumes d'eau du cylindre afin de récupérer les MP attachés aux parois du mixeur, puis ajouter les rinçages dans le b�cher
7)	Répéter les étapes 1 à 6 pour l'ensemble des b�chers
B	Exécution des jars tests
8)	Placer les b�chers dans l'appareil à <i>jar test</i>
9)	Brasser les b�chers à 300 rpm pendant 1 minute

Tableau 3-5 : protocole des essais de coagulation/floculation (suite)

Étape	Procédure
10)	Programmer les séquences suivantes pour tous les essais : • 300 rpm pendant 30 secondes après l'ajout du coagulant • 50 rpm pendant 20 minutes après ajout du floculant • Puis suivi d'une décantation de 30 minutes sans mélange
11)	Prélever délicatement environ 350 mL de surnageant et les transférer dans de nouveaux béchers
12)	Homogénéiser le contenu à l'aide de barres magnétiques, prélever 50 mL pour la filtration, et conserver le reste pour les analyses complémentaires

Les jar tests visant l'abattement des particules de caoutchouc ont été réalisés en utilisant la même approche d'injection que celle appliquée pour les fibres de polyester. Cependant, plusieurs séries de prétests ont été nécessaires, car les particules en caoutchouc présentaient une forte flottabilité. Une première série de prétests consistait à ajuster les paramètres opératoires, notamment la vitesse de mélange, le temps de contact et le temps pour la décantation. Toutefois, ces ajustements n'ont pas permis d'obtenir une décantation des particules, car les particules demeuraient majoritairement en surface. Compte tenu du temps requis pour la quantification et de l'absence de décantation de ces particules, les MP de ces prétests n'ont pas été quantifiés.

Le phénomène de vieillissement des MP est largement discuté dans la littérature comme pouvant modifier leur comportement et donc affecter leur efficacité d'enlèvement. Par exemple Ma, Xue, Hu, et al. (2019) ont rapporté des taux d'abattement inférieurs à 10 % pour des MP vierges en PE dans une matrice d'eau potable, même avec des doses élevées de coagulant. Par contre, Lapointe et al. (2020) ont montré qu'un vieillissement préalable des MP améliorerait significativement l'enlèvement du PE lors de la coagulation/floculation. Comme soulignent Alimi et al. (2022), l'ampleur du vieillissement dépend fortement des conditions appliquées et peut nécessiter quelques semaines à plusieurs années pour entraîner des modifications structurales du polymère. Compte

tenu du temps nécessaire pour le vieillissement des MP, une étape de conditionnement des particules en caoutchouc dans l'eau usée a été adoptée, permettant un contact entre MP et l'eau usée et ainsi favoriser une hétéro-agrégation, l'adsorption de matière organique naturelle susceptibles de modifier le comportement des MP en traitement. Les MP ont ainsi été exposés (conditionnés) à l'eau usée pendant environ 18 et 48 heures avant les jars tests en utilisant un rotateur de tube à 20 rpm pour faciliter le mélange comme illustré dans la Figure 3-1.



Figure 3-1 : Étapes de conditionnement des MP avec un rotateur

3.3 Analyses en laboratoire

Les analyses ont été effectuées principalement sur la filière liquide, i.e. le surnageant, après l'étape de décantation. Les principales analyses réalisées sur l'ensemble des échantillons portent sur les MES et la quantification des MP. D'autres paramètres couramment mesurés, tels que le phosphore total, les ortho phosphates, l'alcalinité, le pH, la turbidité et la demande chimique en oxygène soluble (SDCO), ont été analysés pour certains échantillons sélectionnés aléatoirement. Les résultats pour ces paramètres sont présentés en ANNEXE E

Cette section décrit les étapes suivies pour chacune des analyses effectuées.

3.3.1 MES et turbidité

Les échantillons ont été filtrés à l'aide de filtres en fibre de verre Whatman 934-AH d'une porosité de 1.5 μm . La préparation des filtres et des coupelles a été effectuée selon la méthode 2540AD (D. Eaton et al., 2005). Chaque échantillon a été transféré dans un cylindre gradué de 50 mL, puis filtré. Étant donné que les filtres sont également utilisés pour l'analyse des MP, ils ont été séchés à 60°C et laissés dans un four pendant une durée supérieure à 24 heures. Bien que la température de fusion des polymères utilisés soit supérieure à la température recommandée de 104°C pour le séchage des échantillons destinés à l'analyse des MES, une température plus basse (60°C pendant plus de 24h) a été choisie afin de préserver l'intégrité des MP, notamment en raison de la présence possible d'additifs. Toutes les analyses des MES ont été réalisées en triplicata, et des échantillons témoins ont été utilisés afin de confirmer que la température de séchage de 60°C n'affectait pas la précision des résultats.

Les analyses de turbidité ont été effectuées à l'aide de l'appareil Hach 2100N turbidimètre, calibré avant chaque utilisation. La turbidité n'a été mesurée que sur un nombre restreint d'échantillons, car en eaux usées, la mesure des MES est considérée comme un indicateur fiable de la performance du traitement, tandis que la turbidité est davantage utilisée pour le suivi de la qualité de l'eau potable. Les analyses de turbidité ont été réalisées en duplicata.

3.3.2 Phosphore total et ortho phosphates

Les analyses du phosphore total et des ortho phosphates ont été réalisées à l'aide des réactifs Hach, en suivant les protocoles spécifiques à chaque méthode et selon la gamme de concentration des réactifs utilisés. Une dilution a été nécessaire pour certains échantillons, mais non pour d'autres.

Pour les ortho phosphates, une filtration préalable sur un filtre de 0.45 μm a été effectuée avant l'analyse. Les échantillons filtrés ont ensuite été conservés à 4°C et analysés le lendemain, ainsi aucun ajustement de pH n'a été nécessaire. Les mesures ont été faites en duplicata.

3.3.3 Demande chimique en oxygène

Les analyses de DCO et CS_{DCO} ont été réalisées selon la méthode USEPA *reactor digestion method* (USEPA, 1980). Des tubes de digestion Hach, un digesteur DRB200 et un spectrophotomètre Hach DR2800 étaient nécessaires pour les analyses. Toutefois, pour la CSDCO , les échantillons étaient

filtrés sur un filtre en fibre de verre de porosité nominale de 1.5 μm avant ajout dans les tubes et digestion. Les analyses ont été réalisées en triplicata.

3.3.4 pH et alcalinité

Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre Mettler Toledo. Avant chaque série de mesures, l'appareil avait été calibré au moins une fois par jour à l'aide de solutions tampons standards afin d'assurer la précision des résultats. Pour chaque analyse, un volume de 100 mL d'échantillon été soigneusement homogénéisé à l'aide d'un agitateur magnétique.

La mesure de l'alcalinité était réalisée par titrage à l'aide d'une solution d'acide sulfurique (H_2SO_4) 0.02 N. Un volume de 100 mL d'échantillon était placé dans un bécher de 150 mL et agité à l'aide d'un barreau magnétique. L'acide sulfurique était introduit à l'aide d'une burette. Le titrage était réalisé jusqu'à atteindre un pH de 4.5.

3.3.5 Comptage de microplastiques

Plusieurs essais et techniques ont été réalisés afin d'optimiser la méthode de comptage des MP, car cette étape était très laborieuse.

Dans un premier temps, un stéréo microscope (binoculaire) Laxco a été utilisé pour capturer les images des filtres. Cette méthode ne permettait toutefois pas d'obtenir une image complète du filtre. Ainsi, trois sections du filtre ont été photographiées de manière aléatoire, comme illustrée dans la Figure 3-2, puis les images ont été analysés à l'aide du logiciel imageJ afin de déterminer le nombre de MP. Comme les analyses étaient réalisées en triplicata, un minimum de neuf images (trois par filtre) devait être traité pour chaque échantillon. Il a ensuite été supposé que les fibres étaient uniformément réparties dans le volume et sur les filtres après filtration ce qui permettait de capturer 3 images aléatoires.

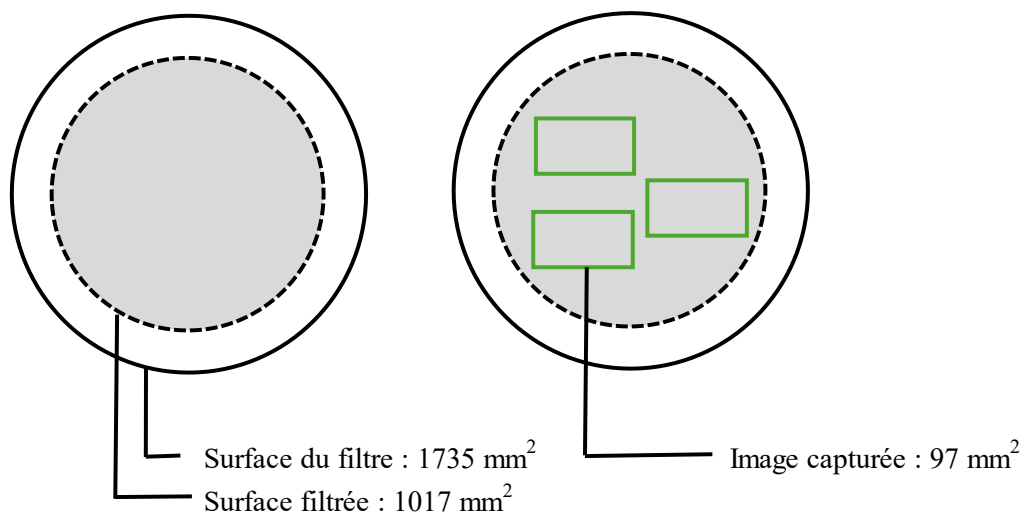


Figure 3-2 : Approche de prise d'images pour le comptage des MP

Par la suite, un microscope numérique Keyence VHX-7000 a été utilisé pour le reste du projet. Ce microscope permettait d'effectuer un balayage complet du filtre, donnant ainsi une image de la totalité du filtre.

- Pour les échantillons de surnageants, les images ont été prises à un grossissement de x20
- Pour les échantillons d'affluents, les grossissements utilisés étaient de x40 ou x80, selon la densité des particules observées.

Les images prises ont été directement analysées dans le logiciel intégré au microscope VHX, qui permettait de compter automatiquement les particules à partir de la couleur uniforme des MP injectés dans les essais.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Production des microplastiques

4.1.1 Production des fibres

L'efficacité de la méthode de production des fibres a été évaluée en comparant la quantité de fibres obtenues dans les plages de taille souhaitées. Une première approche consistait à découper des fils de vêtements à l'aide d'un ciseau pour obtenir des fibres de tailles inférieures à 5 mm suivi d'une observation au microscope. Cependant, cette approche s'est révélée peu réaliste, car une seule fibre produite contenait plusieurs filaments, comme illustré dans la Figure 4-1, qui pouvaient être séparés lors des essais, rendant ainsi le comptage difficile. De plus, les tailles obtenues par découpe au ciseau ne représentaient pas les MP rencontrés dans les StaRRE.

Une deuxième approche a donc été considérée en ajoutant une étape supplémentaire après la découpe au ciseau. L'utilisation d'un mixeur ou d'un *maxi vortex* permettait de séparer les différents filaments des fils mais ne permettait pas d'obtenir des fibres de petite taille. L'utilisation d'un homogénéiseur Bio-Gen PRO200 s'est avérée efficace pour produire des fibres dans la plage de tailles voulue.

L'efficacité de cette méthode a été confirmée par répartition des fibres après filtration étagée et observation au microscope. Les fibres de taille supérieure à 1 mm ont été écartées, ce qui a permis d'obtenir deux plages principales : 50 – 300 μm et 300 - 800 μm , comme illustré dans les Figure 4-2 et Figure 4-3. Toutefois, la méthode n'a pas permis de produire une quantité considérable des fibres de taille inférieure à 50 μm . Les plages de taille trouvées sont cohérentes avec celles retrouvées dans les eaux usées, comme souligné dans la littérature (Parashar & Hait, 2023; Zhang et al., 2021).

Compte tenu de la difficulté à échantillonner directement une quantité considérable des fibres dans les StaRRE et le besoin d'utiliser des fibres issues de biens de consommation, cette méthode représente une approche efficace pour la production de fibres représentatives destinées aux études en laboratoire.

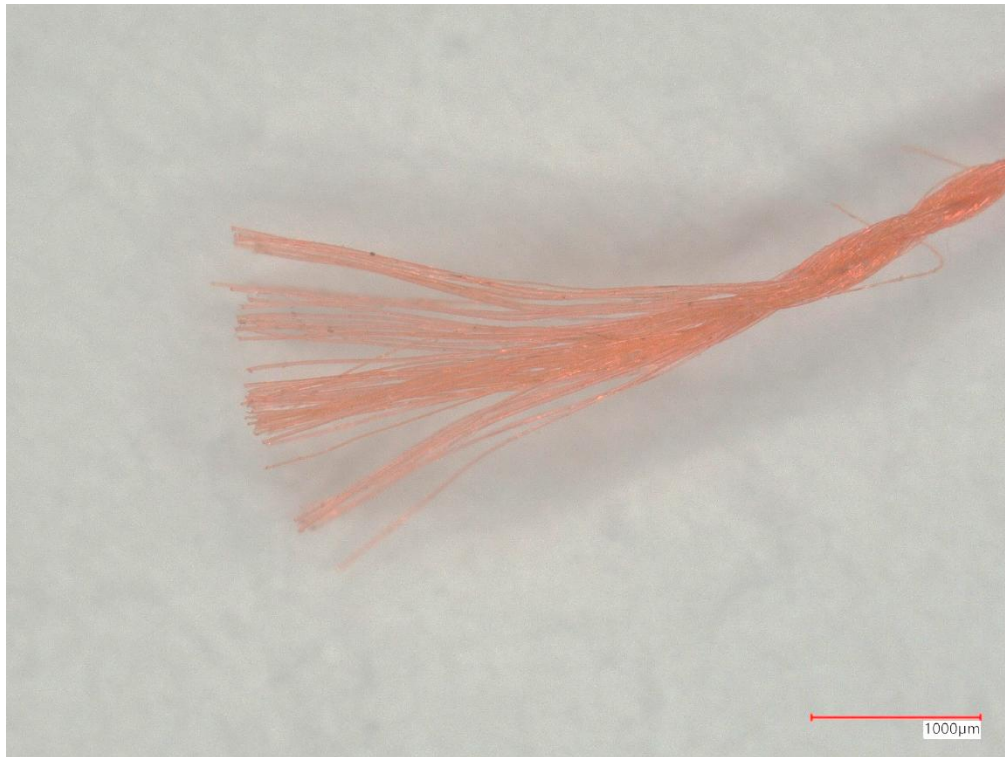


Figure 4-1 : fils à coudre avant la découpe et séparation des filaments



Figure 4-2 : fibres en polyester après isolation au microscope Keyence. **Taille : 50-300 μm .**
Volume filtré : 20 mL

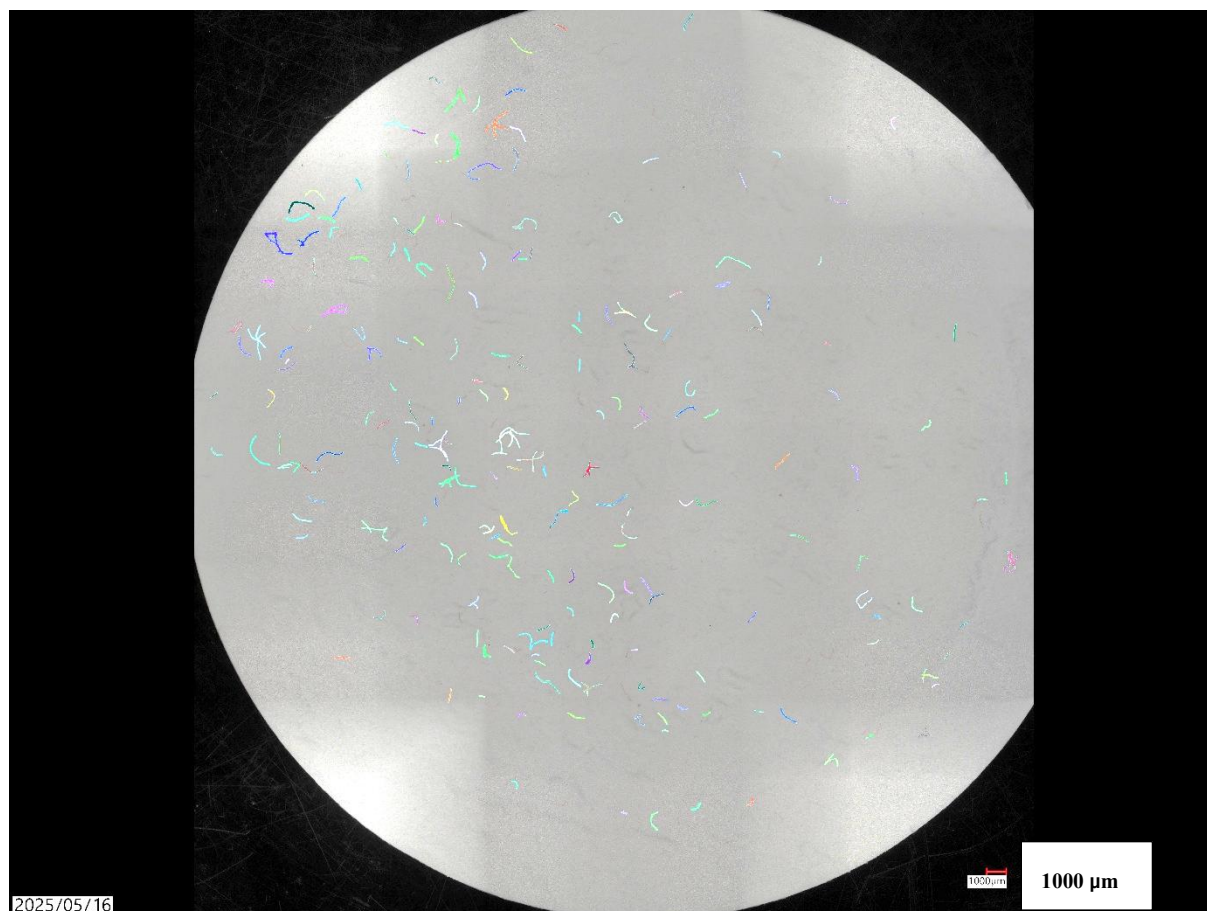


Figure 4-3 : fibres en polyester après isolation au microscope Keyence. **Taille : 300-800 μm .**
Volume filtré : 49 mL

4.1.2 Production des fragments en caoutchouc

La production des fragments de caoutchouc a d'abord été réalisée à l'aide d'une râpe de cuisine. Toutefois, cette méthode demandait un effort physique considérable alors que la quantité des fragments produits était faible. L'utilisation d'une lime a été beaucoup plus efficace, permettant d'obtenir une quantité considérable de fragments. Comme pour les fibres, l'efficacité de la méthode a été évaluée en fonction de la quantité produite et de la taille de fragments obtenus. Bien que des méthodes mécaniques basées sur la friction pouvaient aussi être considérées, celles-ci nécessiteraient des mesures de sécurité strictes, car elles peuvent générer des particules très fines susceptibles d'être inhalées et de présenter un risque pour la santé. Les fragments produits ont été séparés par filtration étagée, puis caractérisés au microscope Keyence. Les plages obtenues étaient

de 180 – 300 μm et 300 – 840 μm . Les essais ont été réalisés en utilisant les particules de 180 – 300 μm comme illustré dans la Figure 4-4.

Malgré le fait que les fragments de caoutchouc constituent une source considérable des MP dans les eaux usées, la littérature dispose de moins de données spécifiques sur ces particules et leur profil d'enlèvement. Selon Mayer et al. (2024), la majorité des fragments de caoutchouc présente une taille supérieure à 50 μm , tandis que les plus petites sont généralement transportées dans l'air. D'autres auteurs comme Wagner et al. (2018) suggèrent que ce manque de suivi est lié à l'absence de méthodes analytiques satisfaisantes pour extraire et quantifier ces particules. De plus, bien que ces particules puissent être reconnues visuellement par leur couleur et leur texture, leur forte teneur en carbone rend leur caractérisation analytique complexe avec les instruments souvent utilisés.

Ainsi, la méthode utilisée dans cette étude représente une approche simple et efficace pour produire des fragments de caoutchouc représentatifs destinés aux essais en laboratoire, ce qui pourrait aussi être utilisé pour des études afin de répondre aux problèmes de caractérisation.



Figure 4-4 : fragments en caoutchouc isolé au microscope Keyence. Taille : 180 – 300 μm .
Volume filtré : 20 mL

4.2 Prétests et optimisation des protocoles

4.2.1 Choix de l'instrument pour l'imagerie

Lors des prétests, l'utilisation du binoculaire pour le comptage des MP s'est révélée peu adaptée. Ce microscope ne permettait pas de capturer la totalité du filtre, obligeant à prendre au moins 3 images pour un seul filtre. L'hypothèse d'une répartition uniforme des fibres sur le filtre n'a pas été confirmée, ce qui pouvait entraîner des erreurs dans le comptage. D'autres sources d'erreurs pouvaient provenir de l'extension de certaines fibres sur d'autres images comme illustré dans la Figure 4-5 et Figure 4-6, résultant en un double comptage. De plus, l'analyse manuelle des images à l'aide du logiciel imageJ rend le processus particulièrement long et laborieux en raison du nombre d'images à traiter.



Figure 4-5 : exemple d'image prise avec le binoculaire



Figure 4-6 : image des fibres isolées avant traitement avec imageJ

À l'inverse, le microscope numérique Keyence VHX-7000 s'est avéré mieux adapté aux besoins du projet. Sa capacité à balayer la totalité du filtre a permis d'obtenir des images complètes et de réduire le risque de sur-comptage, tel qu'illustré dans la Figure 4-8. De plus, l'analyse des MP pouvait être effectuée directement à partir du logiciel intégré au microscope, ce qui a considérablement simplifié et accéléré le traitement des données. Cette méthode a donc été privilégiée pour la suite des analyses, car elle assure une meilleure représentativité des résultats. Cependant, elle présente une limite lorsque de grands volumes sont filtrés résultant en une grande concentration des fibres sur le filtre. Certaines fibres en contact les unes avec les autres peuvent être comptées comme une seule, entraînant ainsi une sous-estimation du nombre total de fibres comme illustré dans la Figure 4-7.

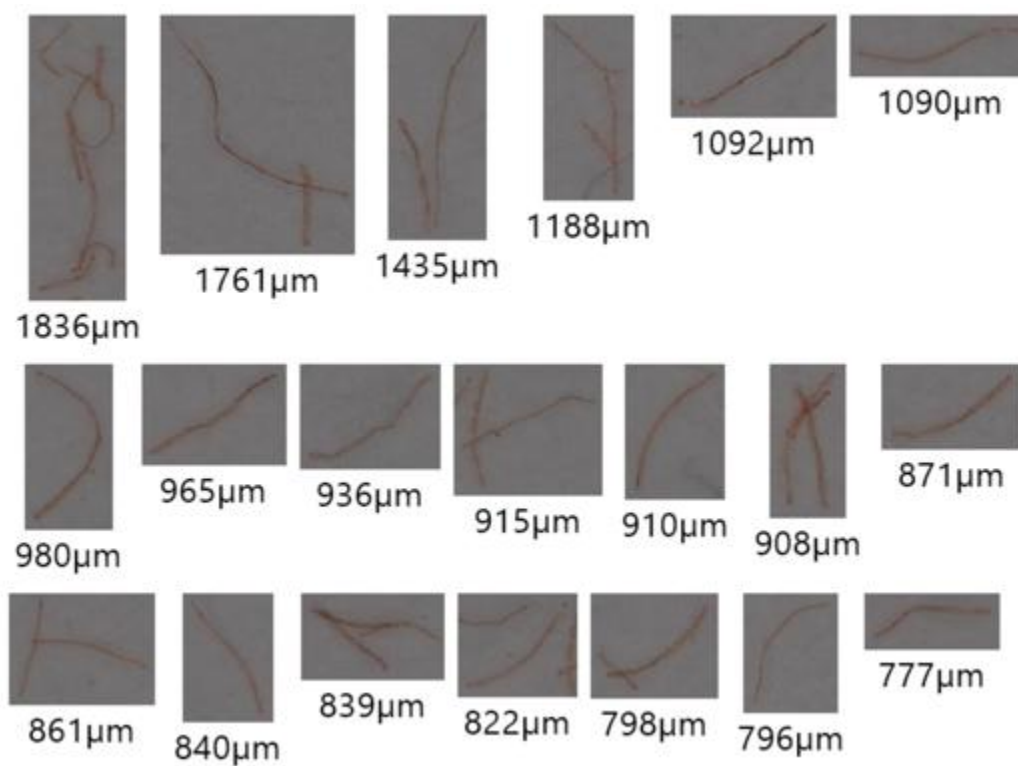


Figure 4-7 : Limite potentielle du microscope Keyence sur des filtres concentrés en MP.



Figure 4-8 : Image d'un effluent filtré

4.2.2 Choix de la méthode pour l'utilisation des microplastiques dans les essais de coagulation/floculation

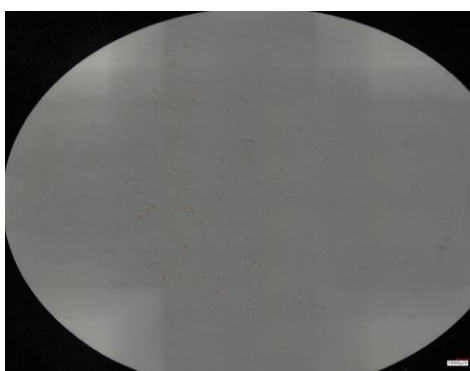
Les prétests ont permis d'identifier les principales limites liées à la préparation et à l'analyse des échantillons. Les approches initiales ont montré que le comptage des MP pouvait être considérablement ralenti par la nécessité d'utiliser des fortes magnifications d'images (x50 à x100), ce qui augmentait le temps de capture et de traitement des images. La préparation d'échantillons avec un volume supplémentaire dans chaque bécher pour déterminer la concentration en MP dans l'affluent s'est révélée peu efficace et longue. Les essais utilisant une solution mère homogène ont

également montré une distribution non uniforme des MP dans le volume, entraînant une variabilité importante dans les béchers utilisés pour les essais.

La dernière approche, consistant à injecter directement les MP dans chaque bécher et à utiliser un bécher additionnel de référence, a donné des résultats cohérents. Cette méthode a permis de maintenir une bonne reproductibilité en utilisant la même concentration des MP injectés tout en réduisant significativement le temps nécessaire à la prise et à l'analyse des images. Elle a donc été retenue pour la suite des essais. L'approche utilisée est présentée en annexe C.

La Figure 4-9 illustre l'avantage d'utiliser une eau du robinet pour déterminer la concentration des MP dans l'affluent. Toutefois, les images traitées ont également souligné la nécessité de réduire le volume à filtrer afin d'éviter une sous-estimation du nombre de fibres, puisque le logiciel d'analyse ne distingue pas les fibres qui se touchent.

a) Images brutes



b) Images traitées

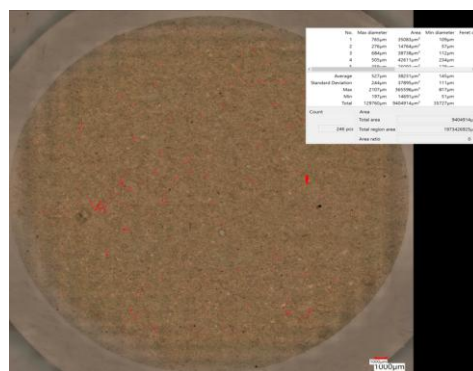
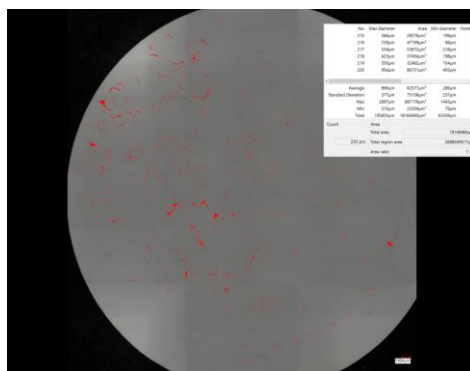


Figure 4-9 : Illustration de la méthode de détermination de la concentration en MP dans l'affluent à partir de l'eau du robinet et l'eau usée brute

4.3 Essais de coagulation/floculation avec fibres

4.3.1 Effets de coagulants sur l'enlèvement des MP

L'objectif de cette section est de comparer trois coagulants couramment utilisés dans les StaRRE afin d'évaluer leur performance dans le traitement des MP et de certains paramètres comme les MES, Pt, et o-PO₄. Les résultats présentés dans cette section se concentrent sur les MES, tandis que les données relatives au phosphore total et ortho phosphates sont disponibles en Annexe E.

L'objectif initial des essais de coagulation/floculation était d'évaluer l'efficacité des coagulants pour l'enlèvement des MP en polyester. Les fibres utilisées dans cette section avaient une taille variant de 300 à 800 µm. Les doses appliquées ont été sélectionnées en fonction des valeurs typiques pour les eaux usées et couramment utilisées par les municipalités partenaires. Les trois coagulants testés étaient l'alun, le sulfate ferrique et le chlorure ferrique.

Les doses de coagulant ont été exprimées en milliéquivalents du métal correspondant (Al^{3+} ou Fe^{3+}). Aucun aide à la coagulation ou floculant n'a été ajouté à cette étape. Les essais ont été réalisés en utilisant une même matrice d'eau provenant de la StaRRE de Repentigny (Le Gardeur et Charlemagne), seul l'affluent provenant de Le Gardeur avait été utilisé, présentant une concentration initiale maximale en MES de 131 mg/L. Pour évaluer la performance globale du traitement, l'objectif visé était d'atteindre une concentration en MES inférieure à 25 mg/L, conformément aux exigences des normes de rejet.

Comme le montre la Figure 4-10, l'utilisation de l'alun a permis d'obtenir un abattement des microplastiques d'environ 98% à partir d'une dose de 0.6 meq Al^{3+} /L, résultat qui reste stable avec l'augmentation de la dose. Cependant, la comparaison avec l'abattement en MES montre que, pour cette taille de fibres, les MP ne constituent pas le paramètre limitant du traitement. Leur abattement est étroitement lié à celui des MES. Les MP ne représentent donc pas une contrainte opérationnelle pour l'exploitation des StaRRE, d'autant plus qu'ils ne sont pas actuellement normés. Ainsi, le respect des objectifs réglementaires existants en MES permet déjà d'assurer des abattements élevés des MP étudiés, sans nécessiter de modifications majeures des procédés de traitement en termes de dosages ou des paramètres opérationnels.

Une dose de 1.2 meq Al^{3+} /L était ainsi nécessaire pour atteindre une concentration en MES inférieure à 25 mg/L.

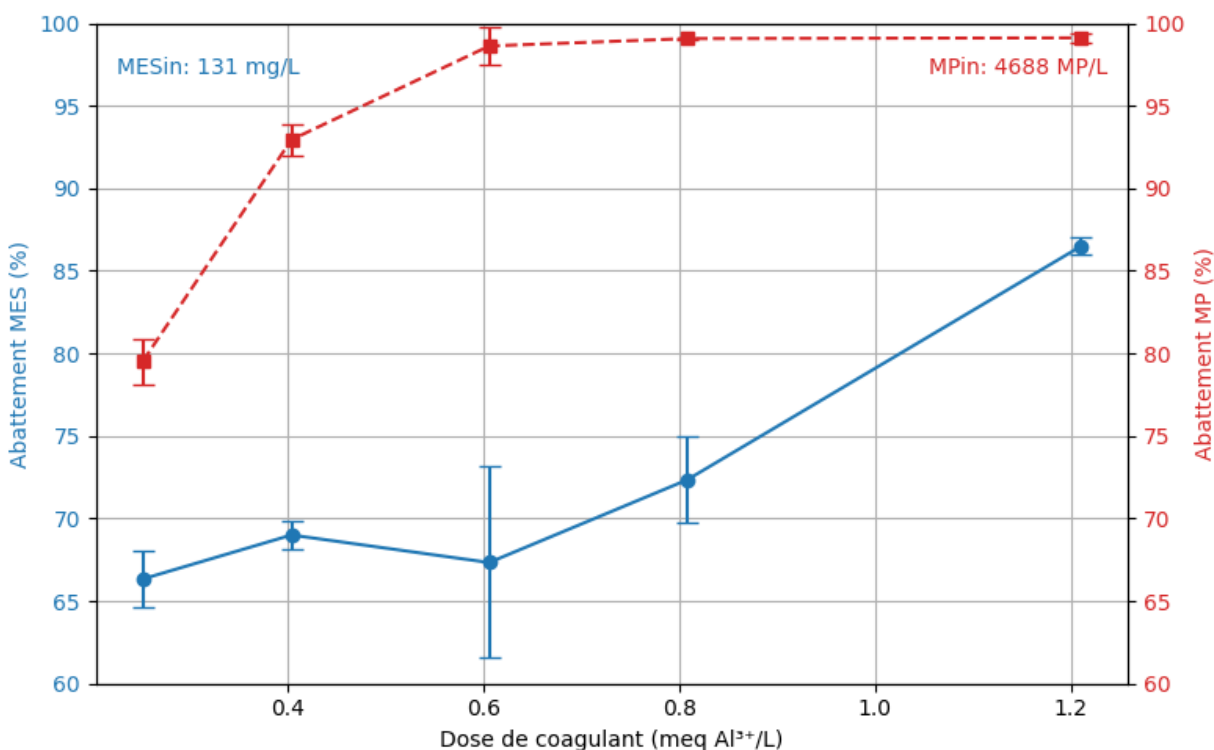


Figure 4-10: Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP (fibres de polyester 300-800 μm) et de MES. MESin : concentration de MES dans l'affluent. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.

Les coagulants à base de fer ont également été testés. Comme illustré dans les Figure 4-11 et Figure 4-12, la plage de doses utilisée pour le sulfate ferrique variait entre 0.375 et 1.81 meq Fe^{3+} /L, tandis que celle du chlorure ferrique variait de 0.462 à 1.21 meq Fe^{3+} /L. Avec le sulfate ferrique, un abattement supérieur à 99 % a été observé déjà à des faibles doses. La même tendance a également été également constatée avec le chlorure ferrique. Toutefois, malgré la meilleure réduction des MP, des doses plus élevées ont été nécessaires pour atteindre un effluent ayant une concentration en MES inférieure à 25 mg/L.

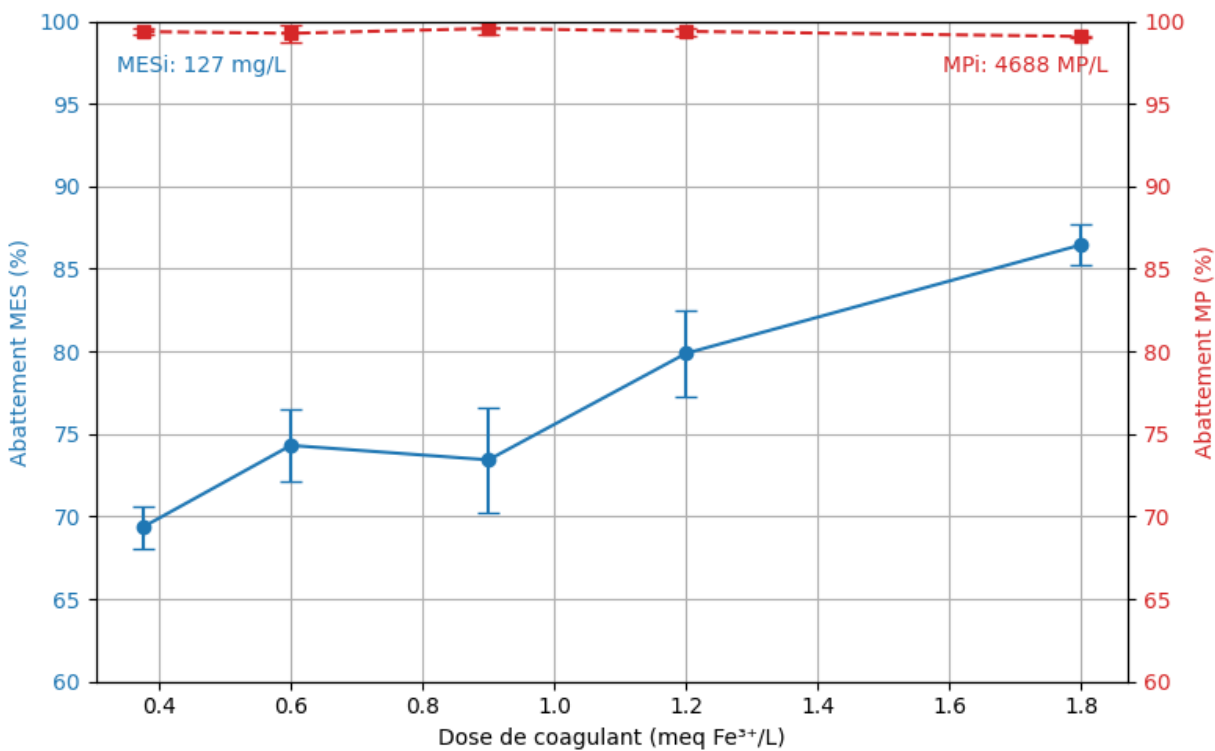


Figure 4-11: Effet de la dose de sulfate ferrique sur l'abattement des MP et MES. Fibres de polyester (300-800 μm). MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

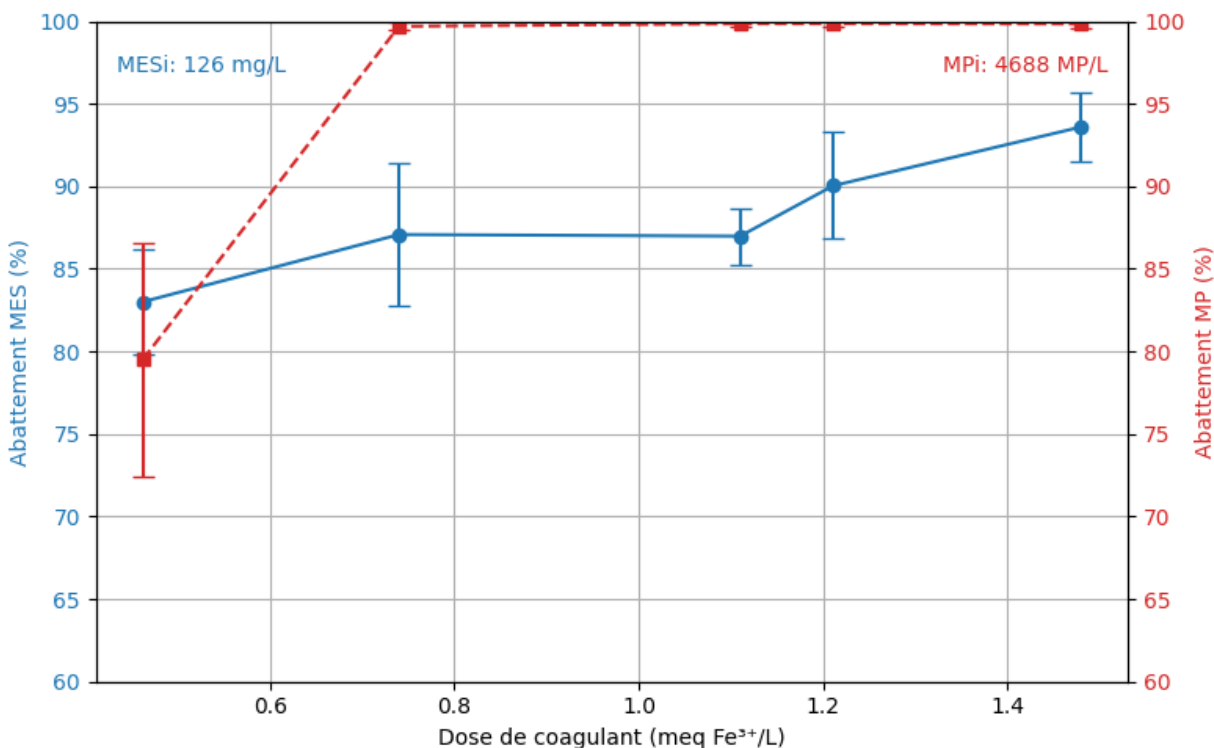


Figure 4-12: Effet de la dose de chlorure ferrique sur l'abattement des MP et MES. Fibres de polyester (300-800 μm). MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

Une comparaison entre les trois coagulants montre que le chlorure ferrique présente la meilleure performance pour la réduction des MES, tendance aussi observée pour l'abattement des MP. Le sulfate ferrique et l'alun présentent des réductions en MES similaires comme illustrées sur la Figure 4-13.

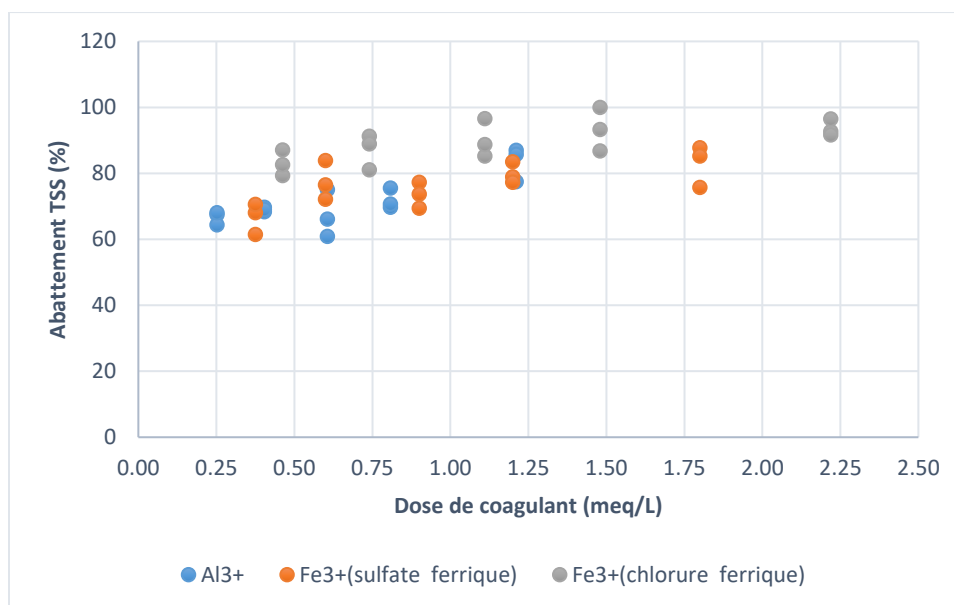


Figure 4-13: Comparaison de l'efficacité des trois coagulants testés sur l'abattement des MES

Les résultats d'abattement obtenus dans cette section sont similaires à ceux rapportés dans la littérature. Par exemple, Lapointe et al. (2020) ont observé un abattement de 99 % pour des fibres en polyester en réalisant des essais de coagulation/floculation avec une matrice d'eau de surface et en visant une turbidité inférieure à 1 NTU, comme c'est le cas pour l'eau potable. De plus, une autre étude par Casella et al. (2025) a souligné l'influence de la concentration initiale en MES dans l'eau usée brute sur la réduction des MP. Dans leur étude, à faible concentration initiale de MES, l'abattement des MP était aussi faible, alors qu'une augmentation de la concentration en MES favorisait une meilleure réduction des MP. Selon Gao & Liu (2022), la présence de particules et de colloïdes améliore significativement la réduction des MP de différentes tailles, comparativement aux eaux ayant de faibles concentrations en MES.

Ces résultats soulignent l'importance de considérer d'autres paramètres expérimentaux, notamment la matrice d'eau et la taille des MP, afin d'obtenir une compréhension globale du comportement des MP lors du traitement primaire avancé.

4.3.2 Effet du coagulant en présence du floculant (PAM)

Les résultats présentés dans cette section ont été obtenus à partir d'une eau usée brute provenant de la StaRRE de Longueuil. Comparativement aux résultats de la section 4.3.1, la concentration en MES de cette matrice est inférieure d'environ 25 %, soit une concentration en MES maximale de 90 mg/L, ce qui permet d'évaluer l'impact de la variation de la concentration en MES sur l'enlèvement des MP. Les essais ont été réalisés avec différentes doses de coagulants d'alun et sulfate ferrique, en ajoutant une dose minimale de 0.1 mg/L de polyacrylamide anionique (PAM).

La Figure 4-14 présente les résultats obtenus avec l'alun. L'abattement des MP et celui des MES suivent une tendance similaire. Par exemple, à une dose de 0.404 meq Al^{3+} /L, une diminution de l'abattement des MES observée est aussi accompagnée d'une diminution dans l'abattement des MP.

Des résultats comparables ont été observés avec le sulfate ferrique, comme illustré à la Figure 4-15. Les profils d'abattement des MES et des MP présentent une évolution similaire, avec une diminution observée après un dosage de 0.808 meq Fe^{3+} /L.

La baisse en abattements observés dans les conditions présentées dans cette section comparée aux conditions de la section 4.3.1 où les taux d'enlèvement des MP dépassaient généralement 90 %, peut s'expliquer par la baisse en concentration des MES dans l'affluent utilisé. De plus, l'application d'une faible dose de PAM, 0.1 mg/L, choisie pour évaluer l'effet des différentes doses de coagulant, a pu également contribuer à cette baisse d'abattement car elle ne permet pas de former de floes denses et stables.

L'inversion de charge pourrait aussi être attribuée aux baisses d'abattement observées dans les deux scénarios. Ce phénomène se produit lorsque la concentration en ions positifs, provenant du coagulant, augmente et entraîne une répulsion électrostatique entre les particules et inhibant ainsi leur agrégation et la floculation (Khan & Khan, 123 C.E.). Des observations similaires ont été rapportées par Zhou et al. (2021b) lors d'essais sur des MP en polystyrène (PS) et polyéthylène (PE), où les taux d'abattement atteignaient respectivement 78 % et 30 % à 90 mg/L de PAC. Au-delà de cette dose, l'efficacité tendait à rester la même ou à diminuer, ce qui s'explique par la formation des floes peu stables.

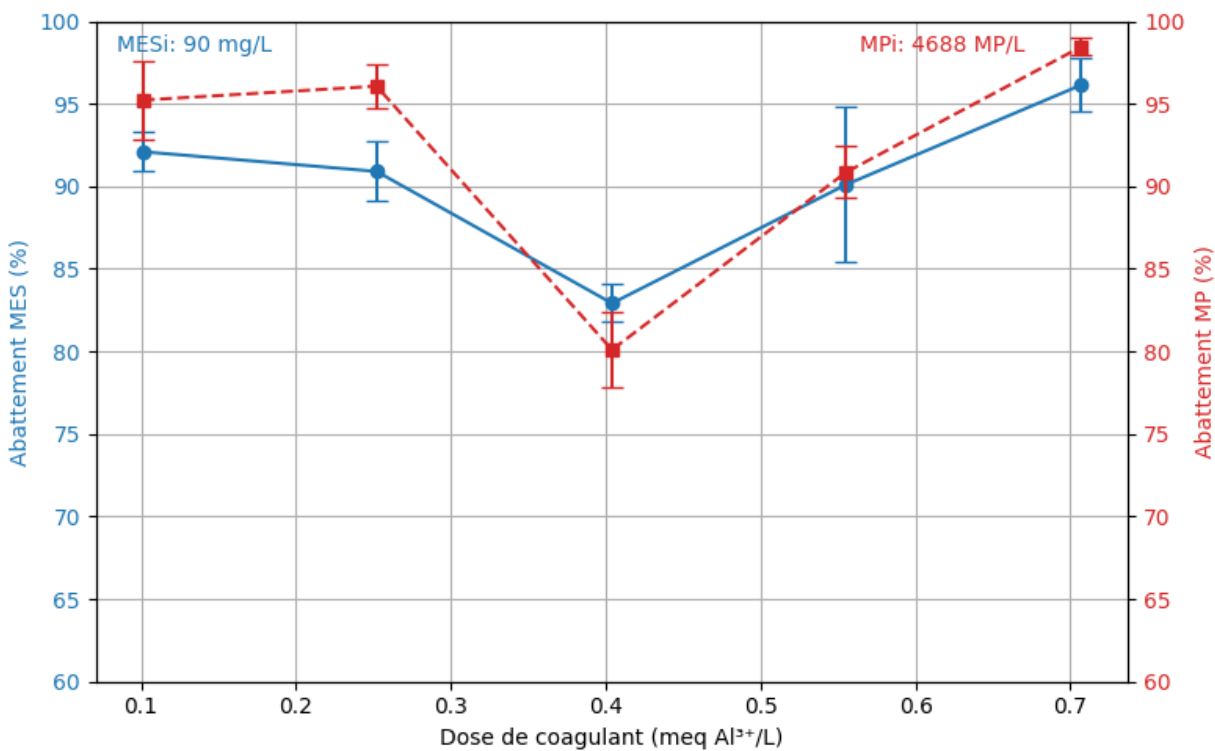


Figure 4-14 : Effet de la dose d'alun avec une dose fixe de 0.1 mg/L de PAM. Fibres de polyester (300-800 μ m). MES_{in} : concentration de MES initiale. MP_{in} : nombre de microplastiques dans l'affluent.

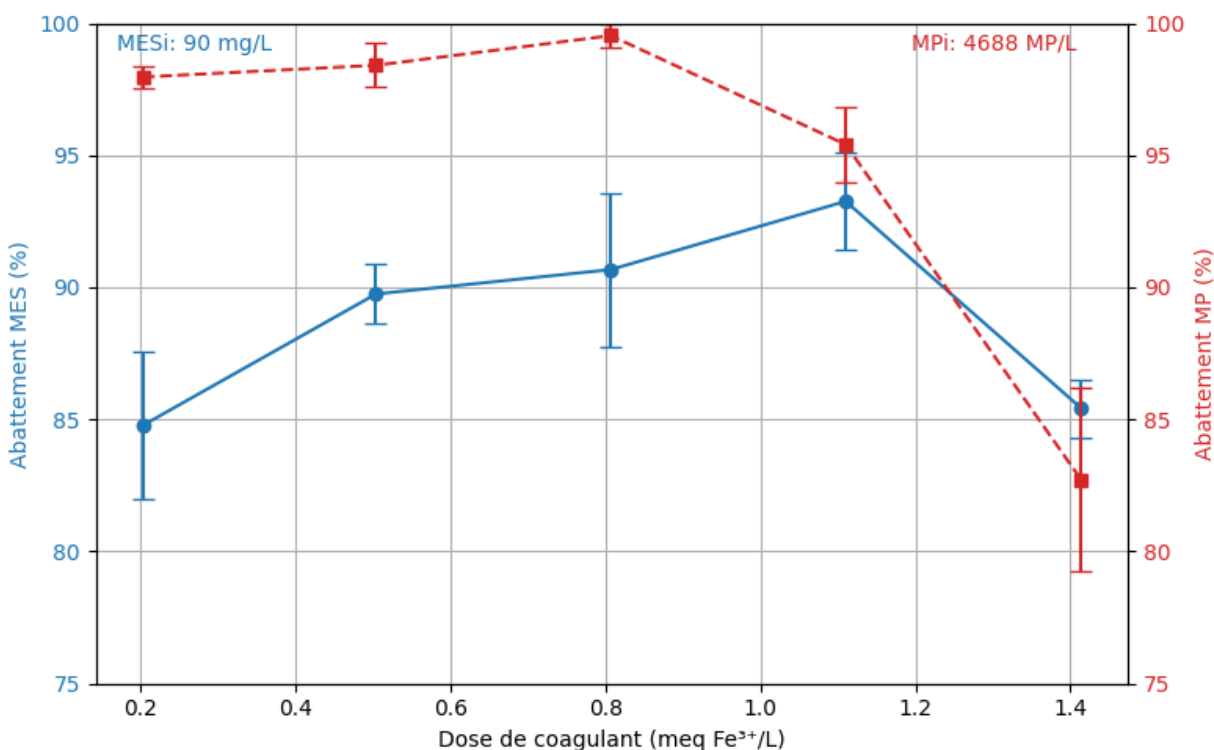


Figure 4-15 : Effet de la dose de sulfate ferrique avec une dose fixe de 0.1 mg/L de PAM. Fibres de polyester (300-800 μ m). MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

4.3.3 Impact de la variation de la dose de flocculant

Afin d'évaluer l'impact de la floculation sur l'enlèvement des MP, deux conditions expérimentales ont été testées pour chacun des coagulants utilisés. Dans la première condition, des faibles doses de coagulants de 0.101 meq Al³⁺/L et 0.202 meq Fe³⁺/L ont été utilisées, correspondant à la Figure 4-16 et Figure 4-18. Dans la seconde condition, une dose plus élevée de coagulant de 0.404 meq Al³⁺/L et 0.808 meq Fe³⁺/L ont été utilisées, correspondant à la Figure 4-17 et Figure 4-19. Les doses de flocculant ont varié de 0.2, 0.4 et 0.6 mg/L de PAM.

La Figure 4-16 et Figure 4-17 présentent les résultats obtenus avec l'alun. À faible dose de coagulant, l'abattement des MP suit la même tendance que celle des MES, indiquant une corrélation entre l'abattement de ces deux paramètres. Cependant, à une dose élevée, l'abattement des MP demeure pratiquement constant pour les trois doses de PAM, malgré une baisse observée

des MES. Cette diminution des MES pourrait être liée à la formation des floes peu stables et de faible densité. Le maintien d'un taux d'abattement élevé en MP, malgré la baisse en MP peut s'expliquer par la densité du polyester ($> 1000 \text{ kg/m}^3$), qui favorise sa décantation même lorsqu'il n'est pas incorporé aux floes.

L'effet du PAM a également été étudié avec le sulfate ferrique (Figure 4-18 et Figure 4-19). Dans les deux cas, l'abattement des MP est resté supérieur à 90 %, indépendamment de la variation d'abattement des MES.

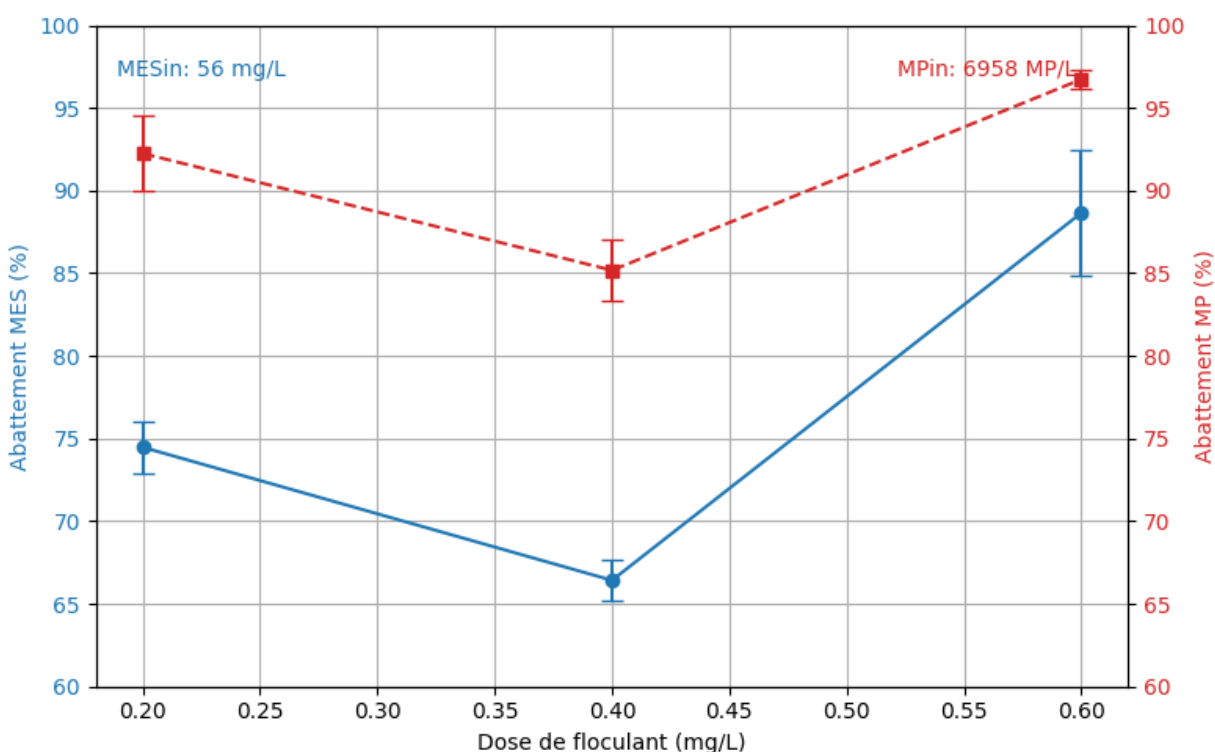


Figure 4-16 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de $0.101 \text{ meq Al}^{3+}/\text{L}$. MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent

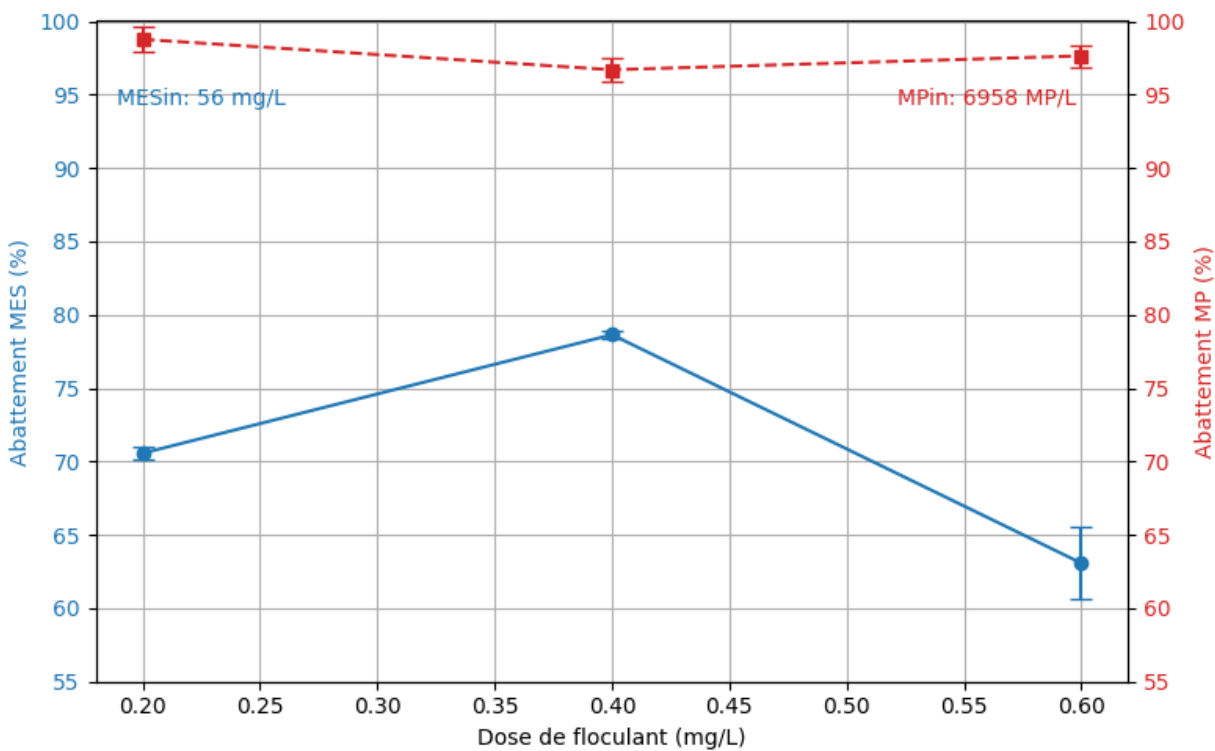


Figure 4-17 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.404 meq Al^{3+}/L . MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent

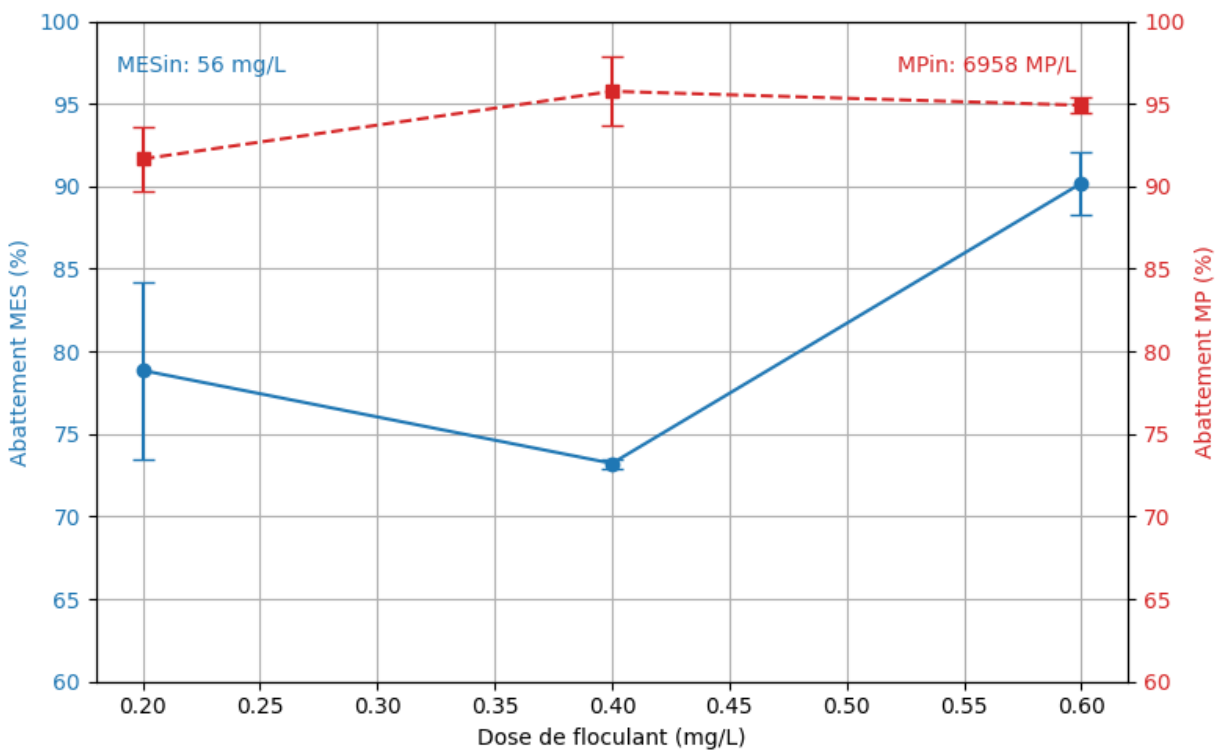


Figure 4-18 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.202 meq Fe^{3+}/L (ferrique sulfate). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.

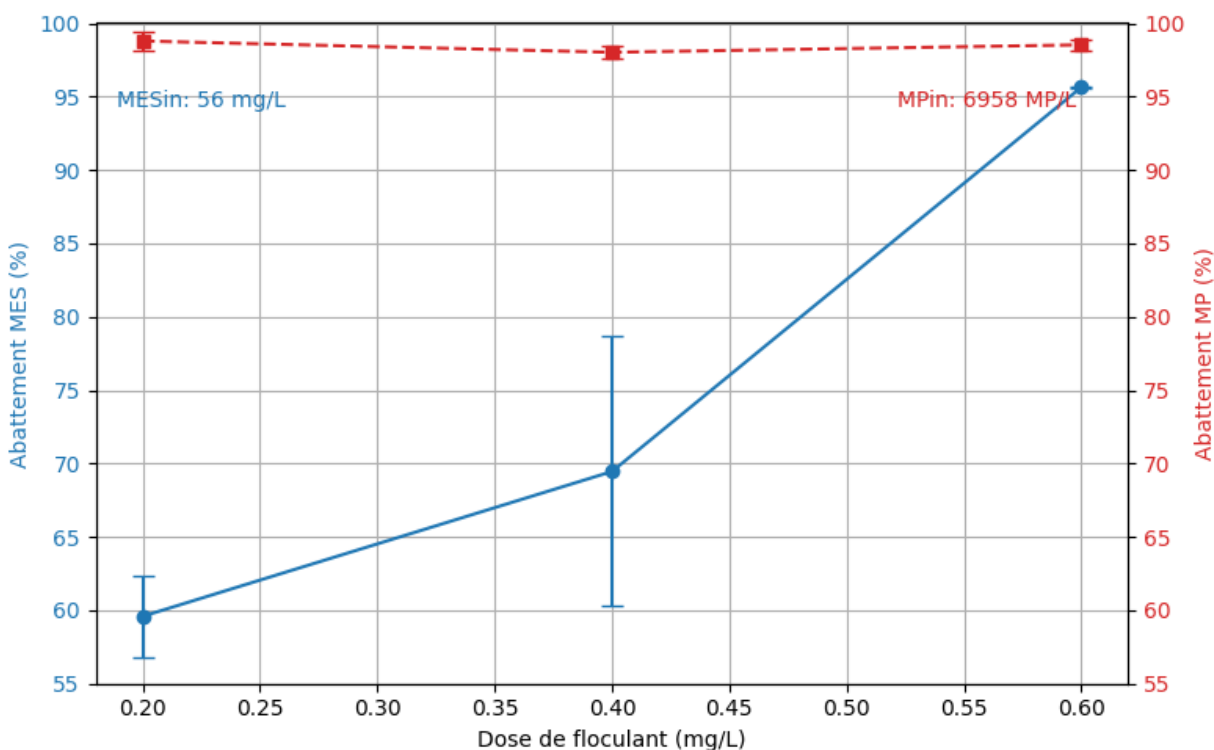


Figure 4-19 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.808 meq Fe^{3+}/L (ferrique sulfate). MESin : concentration de MES initiale. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent.

Les résultats obtenus pour ces deux sections, portant sur l'efficacité d'enlèvement des fibres de polyester de 50 – 180 μm et 300 – 800 μm , montrent dans les deux cas des abattements majoritairement supérieurs à 90 %. Bien que la même concentration massique de MP ait été utilisée pour les deux gammes de tailles, cela implique un nombre beaucoup plus élevé des MP pour la plus petite gamme. Malgré cette différence, des pourcentages d'abattement élevés ont été enregistrés pour les deux tailles, suggérant un bon traitement du traitement primaire avancé pour ces types des MP.

4.4 Essais de coagulation/floculation avec microplastiques en caoutchouc

Lorsque les MP en caoutchouc étaient injectés directement dans l'eau usée, l'ajout des produits chimiques n'avait aucun impact car ces particules restaient, en majorité, sur la surface. Ces

particules ont donc été conditionnées dans l'eau usée avant de procéder aux essais de coagulation/floculation.

Les résultats obtenus et présentés dans les Figure 4-20 à Figure 4-23 montrent l'effet du conditionnement des MP en caoutchouc après cette pré exposition. Des abattements supérieurs à 95 % ont été observés dans tous les scénarios. Ces observations sont cohérentes avec d'autres travaux ayant utilisé des MP non neufs, modifiés par le phénomène de vieillissement, où des efficacités supérieures à 90 % ont été rapportées (Lapointe et al., 2020). Cette amélioration peut être attribuée à une surface plus hétérogène et moins hydrophobe après exposition, créant davantage de points d'ancrage pour les coagulants et favorisant l'agrégation dans les flocs (Alimi et al., 2022; Lapointe et al., 2020).

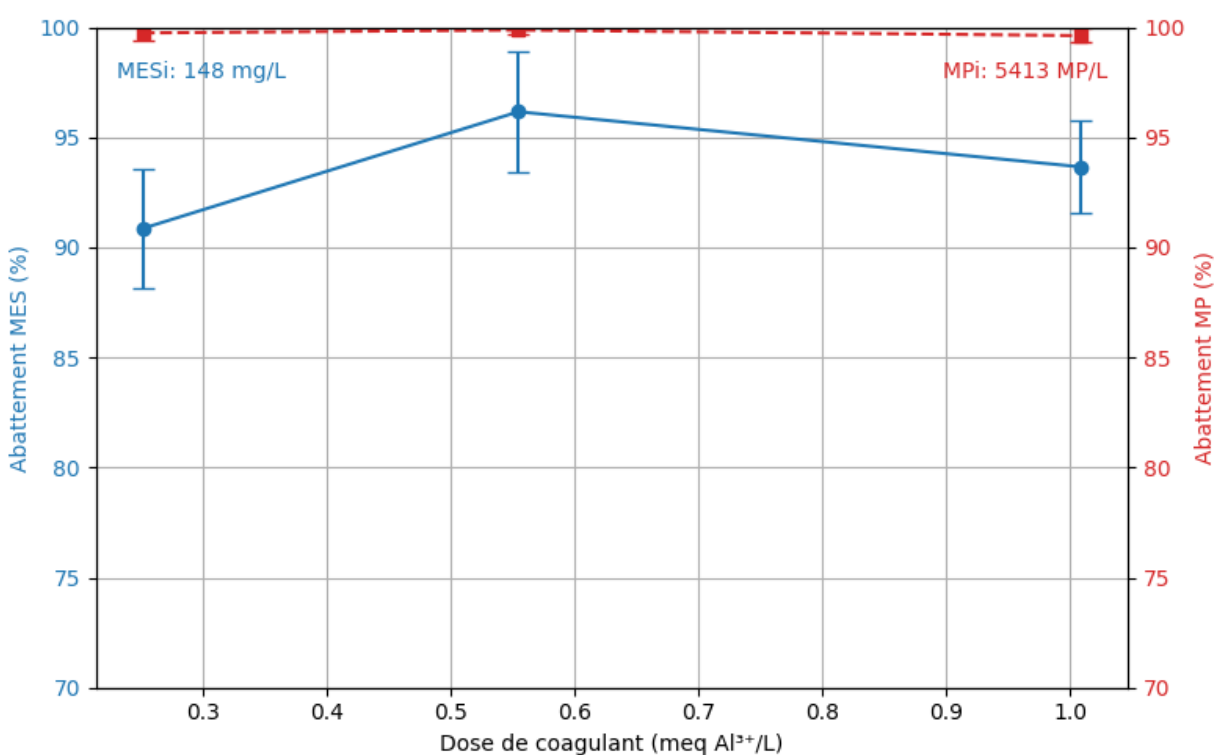


Figure 4-20 : Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de **48 heures**. MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

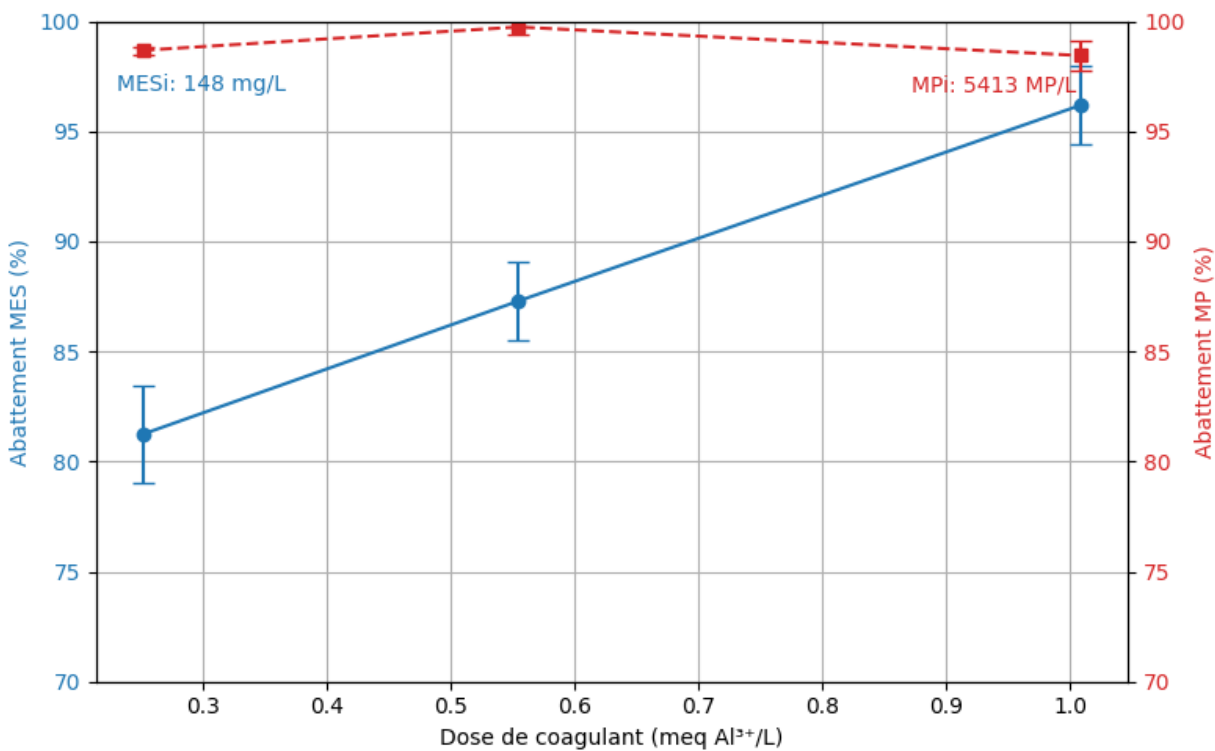


Figure 4-21 : Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de **18 heures**. MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

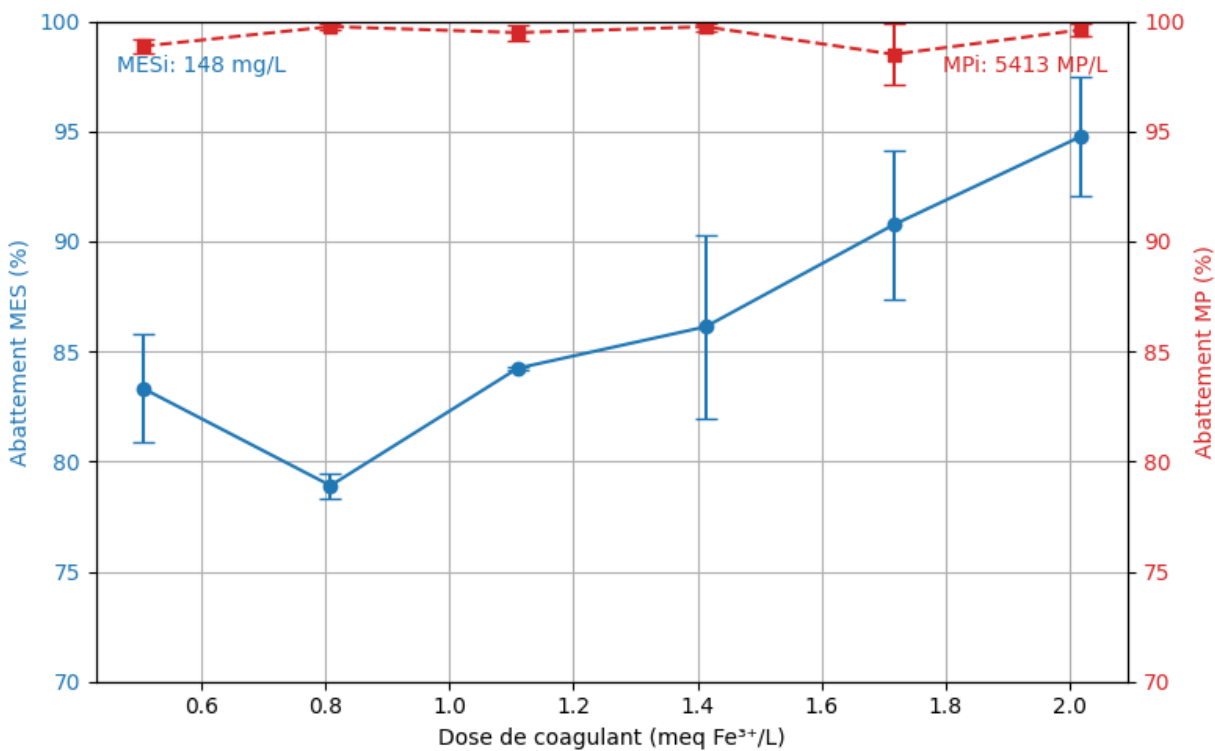


Figure 4-22 : Effet de la dose de sulfate ferrique sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de **48 heures**. MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

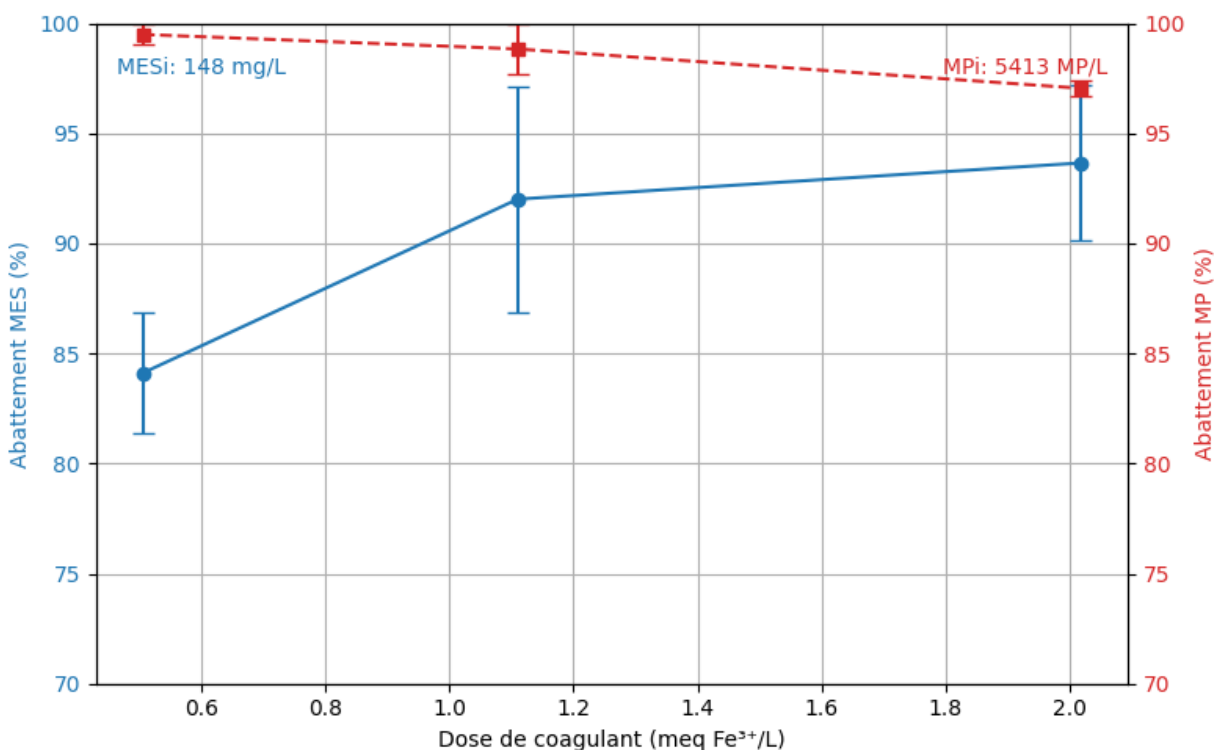


Figure 4-23 : Effet de la dose de sulfate ferrique sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de **48 heures**. MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

Cependant, dans les tubes utilisés pour conditionner les MP en caoutchouc, une décantation de ces particules pouvait être observée à l'œil nu. Afin de vérifier si les pourcentages d'enlèvement observés étaient réellement attribuables à l'ajout de coagulants, l'eau usée a été diluée à 13 mg/L de MES, puis les MP ont été injectés pour évaluer à la fois l'influence du temps de conditionnement et la concentration initiale en MES sur leur enlèvement. Une eau du robinet a également été utilisée, dans laquelle les MP ont été laissés pendant 24 heures.

La Figure 4-24 montre que l'enlèvement des MP en caoutchouc est principalement dû à la décantation. Même si des pourcentages d'abattement élevés ont été obtenus avec l'ajout des coagulants et flocculant, c'est surtout la décantation qui assure la majorité de leur abattement. Une simple exposition d'une heure augmente considérablement leur degré de décantation.

Par ailleurs, le caoutchouc utilisé dans cette étude provenait d'un pneu de véhicule de promenade. Ce type de pneu contient généralement un mélange de caoutchouc naturel et synthétique, avec une

proportion plus élevée de caoutchouc synthétique que celle retrouvée dans les pneus de véhicules lourds (Mayer et al., 2024). Les propriétés et le comportement des particules issues de l'usure des pneus dépendent non seulement de la composition des pneus, mais également du processus de génération, notamment les forces de friction associées à la conduite, à l'accélération et au freinage (Baensch-Baltruschat et al., 2020). Il est largement reconnu que le caoutchouc pur est rarement retrouvé sous forme isolée dans l'environnement. Les particules sont majoritairement associées à des matériaux trouvés sur la chaussée et sont communément désignées comme des particules d'usure des pneus et de la chaussée (*Tyre and Road Wear Particles, TRWP*), tel que souligné dans la revue de Baensch-Baltruschat et al. (2020). Ce phénomène d'abrasion entraîne une augmentation de la densité des particules, passant d'environ $1.13 - 1.16 \text{ g/cm}^3$ pour le caoutchouc seul à des valeurs comprises entre $1.5 - 2.2 \text{ g/cm}^3$ pour les TRWP (Baensch-Baltruschat et al., 2020).

Ainsi, bien que les fragments de caoutchouc générés en laboratoire aient été utilisés dans cette étude, l'emploi de TRWP issus de l'usure réelle des pneus aurait été plus réaliste, mais n'aurait vraisemblablement pas modifié les conclusions de cette étude, puisque l'augmentation de la densité favoriserait encore davantage leur décantation.

Dans l'ensemble, ces résultats suggèrent que les MP en caoutchouc retrouvés dans les StaRRE peuvent être efficacement enlevés, puisqu'ils sont générés puis exposés aux conditions environnementales avant d'atteindre les égouts. Lors des périodes de pluie, leur contact prolongé avec l'eau usée peut augmenter leur caractère hydrophile, ce qui favorise encore leur décantation.

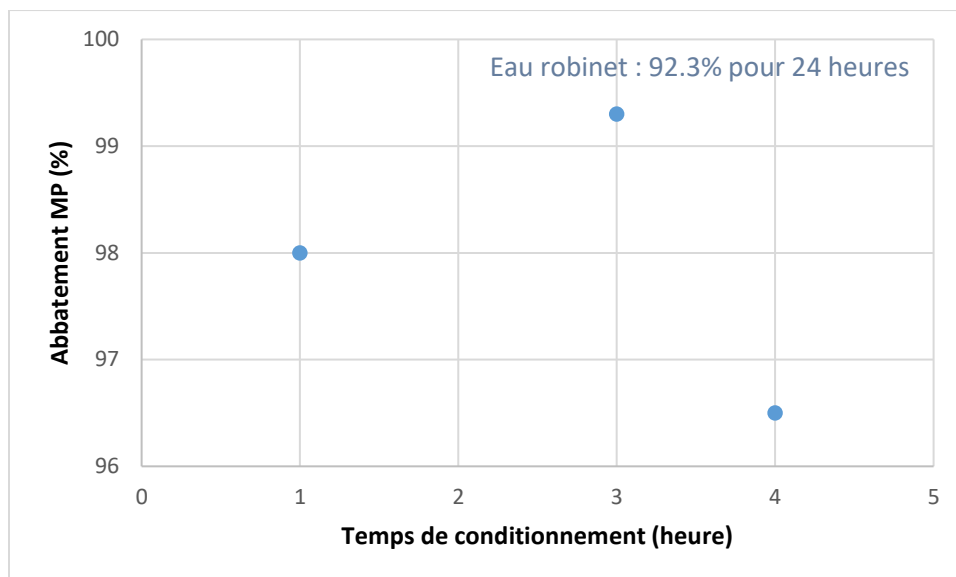


Figure 4-24 : Impact du temps de conditionnement des MP en caoutchouc (180-300 μm) sur leur décantation. MESi : 13 mg/L.

4.5 Perceptives de mise aux normes des StaRRE

4.5.1 Essais en laboratoire vs StaRRE à pleine échelle

Les essais réalisés dans le cadre de ce projet visaient à évaluer l'efficacité d'enlèvement des MP en utilisant différents coagulants et flocculants couramment utilisés dans les StaRRE. Ces essais avaient pour objectif d'évaluer l'influence des doses de coagulants et flocculants sur l'enlèvement des MP, ainsi que d'identifier des plages de doses favorables à l'abatement. Les essais ont été réalisés en utilisant les jar tests selon la procédure décrite dans la section 3.2. Une vitesse de rotation de 300 rpm, correspondant à un gradient de vitesse G d'environ 980 s^{-1} , a été utilisée pour la coagulation, tandis qu'une vitesse de 50 rpm ($G = 65\text{-}70 \text{ s}^{-1}$) a été appliquée pour la floculation (Tableau 4-1). Ces vitesses de rotation ont été maintenues constantes.

Selon Metcalf & Eddy (2013), les gradients de vitesse typiquement rapportés pour le mélange rapide dans les StaRRE se situent entre 500 et 1500 s^{-1} pour les durées de 5 à 30 secondes et entre 50 et 100 s^{-1} pour 30 à 60 minutes pour la floculation. Ainsi les valeurs pour cette étude se situent donc dans les plages couramment utilisées à pleine échelle.

Toutefois, l'objectif de ces essais n'était pas de reproduire fidèlement les régimes hydrodynamiques rencontrés dans les StaRRE à pleine échelle, ce qui n'est pas entièrement réalisable à l'échelle laboratoire. Plusieurs paramètres diffèrent entre le jar test et les StaRRE, notamment la géométrie, le type de pales, le principe de décantation ainsi que les types d'écoulement pour les jars tests. De plus, la décantation des flocs formés en laboratoire s'effectue principalement sous l'effet de la gravité, en supposant qu'un temps de repos plus long favorise leur décantation. À pleine échelle, cependant, l'efficacité de la décantation dépend principalement de la surface de décantation disponible. Enfin, différents régimes d'écoulement peuvent aussi être rencontrés, selon l'orientation de l'écoulement du liquide par rapport à la direction de décantation des flocs, notamment les écoulements à contre-courant, co-courant ou transversal (Metcalf & Eddy, 2013).

Tableau 4-1 : Estimation du gradient de vitesse pour les essais

	Symbole	Unités	Valeur		Source
Volume du fluide	V	m ³	0,0005		Essai
Densité	ρ	kg/m ³	1000		Hypothèse
Viscosité	μ	Pa.s	0,001		Hypothèse
Diamètre pale	D	m	0,0762		
Coefficient de puissance	Np	-	1,5		Typique
			Coagulation	Floculation	
Vitesse de rotation	N	rpm	300	50	
		rev/s	5	0,83	rpm/60
Puissance transmise au fluide	P	W	0,482	0,002	$P = N_p \rho N^3 D^5$
Gradient de vitesse	G	s ⁻¹	982	67	$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$

4.5.2 Choix de la méthode de quantification des MP

Dans cette étude, le stéréo microscope a été utilisé dans une approche exploratoire visant à évaluer la faisabilité de la quantification des MP. Les images prises à l'aide de ce microscope étaient analysées avec le logiciel imageJ permettant de faire le comptage et la caractérisation des MP.

Toutefois, la principale limite de cette approche réside dans le fait que seul des sections du filtre pouvaient être capturées, nécessitant la prise et analyse de plusieurs images pour estimer le nombre de MP dans un échantillon, ce qui augmente le temps de traitement et l'incertitude associée aux résultats.

Le microscope numérique (Keyence) est plus adapté lorsque l'objectif est d'obtenir une quantification rapide et représentative des MP, en particulier pour des échantillons filtrés. Cette approche permet la visualisation complète du filtre, réduit considérablement le nombre d'images à analyser et diminue de façon considérable le temps de traitement des données. De plus, la majorité des analyses réalisées avec imageJ peuvent être effectuées directement à l'aide du logiciel intégré au microscope numérique, ce qui simplifie l'ensemble de la démarche de quantification. Dans ce contexte, l'utilisation du microscope numérique est à privilégier pour des études visant une quantification des MP.

Cependant, les essais dans ce travail ont été réalisés en injectant un seul type de MP à la fois, soit les fibres de polyester et, séparément, les fragments en caoutchouc. Or, dans les eaux usées réelles, un mélange complexe de MP de différentes formes, tailles et compositions peut être simultanément présent dans les échantillons filtrés. La capacité du logiciel incorporé au microscope à distinguer et quantifier efficacement plusieurs types de MP dans un tel contexte nécessite d'être davantage explorée.

Enfin, des travaux futurs devraient encourager le développement de capteurs et approches automatisées pour la détection et l'identification des MP dans les effluents, en particulier dans un contexte où une éventuelle norme sur les MP pourrait être mise en place. De telles approches permettraient non seulement d'améliorer la détection et la classification des MP, mais aussi de réduire considérablement la charge de travail associée aux analyses manuelles pour les opérateurs. L'intégration des techniques d'apprentissage automatique (*machine learning*) apparaît prometteuse et est déjà explorée dans la littérature pour permettre une détection en temps réel des MP dans différentes matrices environnementales (Khanam et al., 2025).

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif général de ce projet était d'évaluer l'efficacité du traitement primaire avancé pour l'enlèvement des MP. Étant donné l'abondance et la diversité des MP observés dans les StaRRE, deux types ont été retenus : les fibres et les particules de caoutchouc. Leur sélection reposait sur leur représentation fréquente dans les eaux usées de différentes régions.

Deux sous objectifs ont été définis au cours du projet :

- i) Préparer des MP représentatifs de ceux retrouvés dans les StaRRE à partir des biens de consommation courant (fils en polyester et fragments de produits en caoutchouc), afin d'éviter l'utilisation de MP commerciaux souvent employés dans la littérature;
- ii) Tester l'efficacité d'enlèvement des MP par le traitement primaire avancé représenté par les jars tests en utilisant des eaux usées réelles échantillonnées dans les StaRRE partenaires.

Les méthodes utilisées pour la production des MP ont montré qu'il est possible de générer des MP à partir des biens de consommation, reflétant ainsi la réalité des MP retrouvés dans les StaRRE. La principale limite de cette approche réside dans l'incapacité à obtenir des MP de très petite taille, inférieure à 50 μm . Néanmoins, les plages de tailles obtenues sont représentatives et sont fréquemment rapportées dans la littérature : polyester (50-300 et 300-800 μm) et caoutchouc (180-300 et 300-800 μm). De plus, l'utilisation du microscope Keyence a été retenue au cours du projet en raison de sa capacité à prendre en image la totalité du filtre et l'avantage de faire du comptage et analyse d'image à l'aide du logiciel incorporé au microscope.

Ensuite, l'enlèvement des fibres de polyester a été évalué. Des abattements élevés ont été observés avec l'utilisation des coagulants seulement, même à faibles doses. Lorsque le floculant a été ajouté, le profil de réduction des MP semblait corrélé à celui des MES. À faibles doses de coagulant (0.101 meq Al^{3+}/L et 0.202 meq Fe^{3+}/L), l'efficacité est légèrement réduite, mais demeure élevée (85 – 97 %). Lorsque les doses ont été augmentées à 0.404 meq Al^{3+}/L et 0.808 meq Fe^{3+}/L , l'abattement des MP était supérieur à 95 % dans tous les scénarios, indépendamment de la dose de floculant appliquée.

Ensuite, l'enlèvement des particules de caoutchouc a été étudié. Contrairement au polyester, les particules neuves de caoutchouc ont montré très peu de décantation, et demeuraient

majoritairement en surface. Une étape de conditionnement dans une eau usée brute a donc été utilisée afin de modifier leurs propriétés physiques. Cette exposition (18 à 48 h) a permis une amélioration significative, avec des abattements supérieurs à 97 % dans tous les cas. Ces résultats concordent avec la littérature indiquant que les MP vieilliss ou conditionnés présentent des surfaces plus hétérogènes, favorisant leur agrégation et leur enlèvement (Alimi et al., 2022; Lapointe et al., 2020). Cependant, des tests supplémentaires basés sur la décantation seulement ont montré que bien que l'ajout des produits chimiques n'interfère pas avec leur taux d'abattement, leur enlèvement est dû en majorité à la décantation après une exposition à l'eau.

Dans l'ensemble, les jars tests ont permis de représenter efficacement le potentiel du traitement primaire avancé pour l'enlèvement des MP, particulièrement l'impact des coagulants et floculants. Toutefois, il est important de souligner que les conditions hydrodynamiques des jars tests diffèrent de celles observées en conditions réelles dans les StaRRE. Cependant, la conception et l'opération des StaRRE sont souvent basées sur les informations obtenues à l'aide des jar tests. Les résultats présentés doivent donc être couplés aux travaux déjà entamés dans le cadre du projet global, visant à quantifier la distribution des MP à différentes étapes du traitement dans les StaRRE partenaires.

Recommandations

Les résultats obtenus dans la présente étude, combinés aux données issues de la littérature, permettent de formuler quelques recommandations destinées aux municipalités partenaires et la communauté scientifique :

- De bons pourcentages d'abattement des MP testés ont été observés pour les procédés de traitement primaire avancé. Dans la majorité des cas, les MP ne constituent pas un paramètre limitant. Les StaRRE devraient donc s'assurer du respect des normes relatives aux MES, car cet objectif s'accompagne naturellement d'une réduction significative des MP.
- Cette étude s'est concentrée sur des MP ayant une densité supérieure à celle de l'eau facilitant leur décantation. De futures recherches pourraient s'intéresser aux MP de faible densité, en utilisant des matrices d'eaux usées réelles, afin d'évaluer leur comportement dans le procédé d'intérêt.
- Les essais ont été réalisés en utilisant les jar tests. Cependant les conditions hydrodynamiques des jar tests diffèrent des StaRRE. Des travaux futurs pourraient

comparer l'efficacité des jar tests à celle d'un pilote opéré en continu afin d'évaluer l'influence du régime d'écoulement et des conditions hydrauliques sur l'efficacité d'enlèvement des MP.

- Les publications scientifiques présentent encore des résultats contradictoires concernant l'efficacité de traitement des MP, l'influence de la taille et la forme. Une harmonisation des approches analytiques et l'utilisation des eaux usées réelles contenant des MP issus de produits de consommation, plutôt que d'eaux synthétiques avec des MP commerciaux, devraient être privilégiées.
- Les MP enlevés des effluents aboutissent dans les boues primaires ou secondaires. Comme ces boues sont souvent valorisées en agriculture, cela entraîne un transfert potentiel des MP vers les sols et la chaîne alimentaire. Afin d'éviter ce déplacement d'impact environnemental, de futures études devraient également se concentrer sur la réduction ou élimination des MP dans les boues, afin de favoriser leur valorisation.
- Certains MP, tels que les particules de caoutchouc, ne pénètrent pas de manière continue dans les StaRRE. Ils s'accumulent souvent le long des routes après leur génération et ne sont acheminés vers les StaRRE qu'au moment des pluies. Or, durant ces périodes des pluies, les StaRRE sont parfois autorisées à effectuer des déversements directs dans les milieux récepteurs, ce qui peut entraîner l'émission des MP dans les rivières. La gestion des eaux des pluies et des surverses devrait donc être repensée afin de limiter ces apports ponctuels et non contrôlés dans l'environnement.

RÉFÉRENCES

- Abdeljaoued, A., Ruiz, B. L., Tecle, Y. E., Stenner, P., & Vogel, N. (2026). Continuous removal of nanoplastics from industrial wastewater using electrophoretic deposition and particle-stabilized foam formation process. *Water Research*, 288, 124627. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2025.124627>
- Alimi, O. S., Claveau-Mallet, D., Kurusu, R. S., Lapointe, M., Bayen, S., & Tufenkji, N. (2022). Weathering pathways and protocols for environmentally relevant microplastics and nanoplastics: What are we missing? *Journal of Hazardous Materials*, 423(May 2021). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126955>
- Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2020). Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. *Science of The Total Environment*, 733, 137823. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137823>
- Barrows, A. P. W., Cathey, S. E., & Petersen, C. W. (2018). Marine environment microfiber contamination: Global patterns and the diversity of microparticle origins. *Environmental Pollution*, 237, 275–284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.062>
- Bayo, J., Olmos, S., & López-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, 238, 124593. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.124593>
- Bellamy, A., Comeau, Y., & Claveau-Mallet, D. (2025). *Effects of Chemical Pretreatment on Natural Fibers Removal and Microplastics Integrity for Wastewater Characterization*. 5, 3033. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.4c01233>
- Boucher, J., & Friot, D. (2017). *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources*. IUCN International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Bouزيد, N., Anquetil, C., Dris, R., Gasperi, J., Tassin, B., & Derenne, S. (2022). Quantification of Microplastics by Pyrolysis Coupled with Gas Chromatography and Mass Spectrometry in Sediments: Challenges and Implications. *Microplastics 2022, Vol. 1, Pages 229-239*, 1(2), 229–239. <https://doi.org/10.3390/MICROPLASTICS1020016>

- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science and Technology*, 45(21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/ES201811S>
- Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>
- Casella, C., Sol, D., Laca, A., & Díaz, M. (2025). Microplastic Retention in Secondary Sewage Sludge: Characterization and Influence of Solid Concentration. *Applied Sciences (Switzerland)*, 15(7), 3557. <https://doi.org/10.3390/APP15073557/S1>
- CCME. (2009). *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales*.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2011.09.025>
- Comeau, Y. (Polytechnique M. (2023). Mise aux normes et à niveau des StaRRE : Faut-il concevoir avec la DBO 5 C mesurée ou la DCO ? *Vecteur Environnement*, 56(1), 30–37.
- Conseil du trésor. (2022). *Plan québécois des infrastructures 2022-2032*.
- D. Eaton, A., H. Franson, M. A., & American Public Health Association (Eds.). (2005). *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. 1200. <http://books.google.com/books?id=buTn1rmfSI4C&pgis=1>
- Enenche, D. E., Davidson, C. M., & Liggat, J. J. (2024). Towards a Consensus Method for the Isolation of Microplastics from Freshwater Sediments. *Environments - MDPI*, 11(7), 146. <https://doi.org/10.3390/ENVIRONMENTS11070146/S1>
- Franco, A. A., Arellano, J. M., Albendín, G., Rodríguez-Barroso, R., Zahedi, S., Quiroga, J. M., & Coello, M. D. (2020). Mapping microplastics in Cadiz (Spain): Occurrence of microplastics in municipal and industrial wastewaters. *Journal of Water Process Engineering*, 38. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101596>

- Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- Gao, Y., & Liu, Y. (2022). Removal of microplastics by coagulation treatment in waters and prospect of recycling of separated microplastics: A mini-review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108197. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108197>
- Gigault, J., Halle, A. ter, Baudrimont, M., Pascal, P. Y., Gauffre, F., Phi, T. L., El Hadri, H., Grassl, B., & Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, 235, 1030–1034. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.01.024>
- Gouvernement du Canada. (2021, May 12). *La Gazette du Canada, Partie 2, volume 155, numéro 10 : Décret d'inscription d'une substance toxique à l'annexe 1 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. Décret d'inscription d'une Substance Toxique à l'annexe 1 de La Loi Canadienne Sur La Protection de l'environnement (1999) : DORS/2021-86. <https://gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2021/2021-05-12/html/sor-dors86-fra.html>
- Gouvernement du Canada. (2022, October). *Règlement interdisant les plastiques à usage unique - Aperçu*. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/gestion-reduction-dechets/reduire-dechets-plastique/lignes-directrices-plastique-usage-unique.html>
- Gouvernement du Canada. (2023, December 8). *Microbilles - Canada.ca*. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/autres-substances-chimiques-interets/microbilles.html>
- Gouvernement du Canada. (2025, February 27). *Programme zéro déchet de plastique du Canada - Canada.ca*. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/gestion-reduction-dechets/reduire-dechets-plastique/mesures-canada.html>
- Gouvernement du Québec. (2024). *Pourcentage des municipalités répondant aux exigences du Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées*. 20–21.

<https://statistique.quebec.ca/docs-ken/vitrine/strategie-quebecoise-eau/documents/1.2-OMAEU-conformes.pdf>

- Iyare, P. U., Ouki, S. K., & Bond, T. (2020). Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(10), 2664–2675. <https://doi.org/10.1039/D0EW00397B>
- Jose, S., Lonappan, L., & Cabana, H. (2024). Prevalence of microplastics and fate in wastewater treatment plants: a review. In *Environmental Chemistry Letters* (Vol. 22, Issue 2, pp. 657–690). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01679-y>
- Khan, M. T., & Khan, M. T. (123 C.E.). *Coagulation-based Physicochemical Removal of Polyester and Polypropylene from Wastewater: Impact of Experimental Conditions and Colloidal Charges*. <https://doi.org/10.1007/s11270-025-08596-6>
- Khanam, M. M., Uddin, M. K., & Kazi, J. U. (2025). Advances in machine learning for the detection and characterization of microplastics in the environment. *Frontiers in Environmental Science*, 13, 1573579. <https://doi.org/10.3389/FENV.2025.1573579/FULL>
- Koyuncuoğlu, P., & Erden, G. (2023). Microplastics in municipal wastewater treatment plants: a case study of Denizli/Turkey. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 17(8), 1–11. <https://doi.org/10.1007/S11783-023-1699-8/METRICS>
- Kwon, H. J., Hidayaturrehman, H., Peera, S. G., & Lee, T. G. (2022). Elimination of Microplastics at Different Stages in Wastewater Treatment Plants. *Water (Switzerland)*, 14(15). <https://doi.org/10.3390/w14152404>
- Lapointe, M., Farner, J. M., Hernandez, L. M., & Tufenkji, N. (2020). Understanding and Improving Microplastic Removal during Water Treatment: Impact of Coagulation and Flocculation. *Environmental Science and Technology*, 54(14), 8719–8727. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00712>
- Liu, X., Yuan, W., Di, M., Li, Z., & Wang, J. (2019). Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China.

- Chemical Engineering Journal*, 362, 176–182.
<https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2019.01.033>
- Liu, Y., Wang, B., Pileggi, V., & Chang, S. (2022). Methods to recover and characterize microplastics in wastewater treatment plants. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 5. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100183>
- Long, Z., Pan, Z., Wang, W., Ren, J., Yu, X., Lin, L., Lin, H., Chen, H., & Jin, X. (2019). Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China. *Water Research*, 155, 255–265.
<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.02.028>
- Ma, B., Xue, W., Ding, Y., Hu, C., Liu, H., & Qu, J. (2019). Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 78, 267–275.
<https://doi.org/10.1016/J.JES.2018.10.006>
- Ma, B., Xue, W., Hu, C., Liu, H., Qu, J., & Li, L. (2019). Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultra filtration during drinking water treatment. *Chemical Engineering Journal*, 359(September 2018), 159–167.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.155>
- Mallick, P. K. (2010). Thermoplastics and thermoplastic–matrix composites for lightweight automotive structures. *Materials, Design and Manufacturing for Lightweight Vehicles*, 174–207. <https://doi.org/10.1533/9781845697822.1.174>
- Mayer, P. M., Moran, K. D., Miller, E. L., Brander, S. M., Harper, S., Garcia-Jaramillo, M., Carrasco-Navarro, V., Ho, K. T., Burgess, R. M., Thornton Hampton, L. M., Granek, E. F., McCauley, M., McIntyre, J. K., Kolodziej, E. P., Hu, X., Williams, A. J., Beckingham, B. A., Jackson, M. E., Sanders-Smith, R. D., ... Mendez, M. (2024). Where the rubber meets the road: Emerging environmental impacts of tire wear particles and their chemical cocktails. *Science of The Total Environment*, 927, 171153.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.171153>
- MDDELCC. (2014). *Guide d'interprétation du Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées.*

- Metcalf & Eddy. (2013). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (F. L. Burton, G. Tchobanoglous, R. Tsuchihashi, & H. D. Stensel, Eds.). McGraw-Hill Education. <https://books.google.com/cu/books?id=6KVKMAEACAAJ>
- Mphaga, T., Mhlongo, T. N., Zikalala, S., & Topkin, J. (2023). Identification and quantification of microplastics in wastewater treatment plants by spectroscopic and microscopic techniques in Johannesburg East, South Africa. *Water Practice and Technology*, 18(12), 3124–3140. <https://doi.org/10.2166/wpt.2023.215>
- Muthulakshmi, L., Mohan, S., & Tatarchuk, T. (2023). Microplastics in water: types, detection, and removal strategies. In *Environmental Science and Pollution Research* (Vol. 30, Issue 36, pp. 84933–84948). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28460-6>
- Nava, V., Frezzotti, M. L., & Leoni, B. (2021). Raman Spectroscopy for the Analysis of Microplastics in Aquatic Systems. *Applied Spectroscopy*, 75(11), 1341–1357. <https://doi.org/10.1177/00037028211043119>
- Nayanathara Thathsarani Pilapitiya, P. G. C., & Ratnayake, A. S. (2024). The world of plastic waste: A review. *Cleaner Materials*, 11, 100220. <https://doi.org/10.1016/J.CLEMA.2024.100220>
- Noornama, Abidin, M. N. Z., Abu Bakar, N. K., & Hashim, N. A. (2024). Innovative solutions for the removal of emerging microplastics from water by utilizing advanced techniques. In *Marine Pollution Bulletin* (Vol. 206). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116752>
- Parashar, N., & Hait, S. (2023). Recent advances on microplastics pollution and removal from wastewater systems: A critical review. *Journal of Environmental Management*, 340(January), 118014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118014>
- Prokopova, M., Novotna, K., Pivokonska, L., Cermakova, L., Cajthaml, T., & Pivokonsky, M. (2021). Coagulation of polyvinyl chloride microplastics by ferric and aluminium sulphate: Optimisation of reaction conditions and removal mechanisms. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106465>

- Pu, K. (2023). Coagulation technologies for separation of microplastics in water: Current status. *Journal of Physics: Conference Series*, 2608(1). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/2608/1/012056>
- Puteri, M. N., Gew, L. T., Ong, H. C., & Ming, L. C. (2025). Technologies to eliminate microplastic from water: Current approaches and future prospects. In *Environment International* (Vol. 199). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109397>
- Reddy, A. S., & Nair, A. T. (2022). The fate of microplastics in wastewater treatment plants: An overview of source and remediation technologies. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102815. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2022.102815>
- Robertson, G. L. (2014). Food Packaging. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, 232–249. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00063-2>
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53. <https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2014.10.011>
- Ronca, S. (2017). Polyethylene. *Brydson's Plastics Materials: Eighth Edition*, 247–278. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-35824-8.00010-4>
- Sadia, M., Mahmood, A., Ibrahim, M., Irshad, M. K., Quddusi, A. H. A., Bokhari, A., Mubashir, M., Chuah, L. F., & Show, P. L. (2022). Microplastics pollution from wastewater treatment plants: A critical review on challenges, detection, sustainable removal techniques and circular economy. *Environmental Technology and Innovation*, 28. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102946>
- Shewa, W. A., & Dagnew, M. (2020). Revisiting chemically enhanced primary treatment of wastewater: A review. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 12, Issue 15). MDPI. <https://doi.org/10.3390/SU12155928>
- Sin, L. T., & Tueen, B. S. (2023). Plastics and environmental sustainability issues. *Plastics and Sustainability*, 1–43. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824489-0.00006-4>
- station de récupération des ressources de l'eau | GDT.* (n.d.). Retrieved October 12, 2025, from <https://vitrinelinguistique.oqlf.gouv.qc.ca/fiche-gdt/fiche/26571189/station-de-recuperation-des-ressources-de-leau>

- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B. J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 152, 21–37. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.12.050>
- USEPA. (1980). *HACH 8000: Oxygen Demand, Chemical Using Reactor Digestion Method*. 26811–26812. <https://in.hach.com/quick.search-quick.search.jsa?keywords=DOC316.53.01099>
- Wada, Y., Flörke, M., Hanasaki, N., Eisner, S., Fischer, G., Tramberend, S., Satoh, Y., Van Vliet, M. T. H., Yillia, P., Ringler, C., Burek, P., & Wiberg, D. (2016). Modeling global water use for the 21st century: the Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. *Geosci. Model Dev*, 9, 175–222. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-175-2016>
- Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T., & Reemtsma, T. (2018). Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Research*, 139, 83–100. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.03.051>
- Westphalen, H., Abdelrasoul, A., Westphalen, H., & Abdelrasoul, A. (2017). Challenges and Treatment of Microplastics in Water. *Water Challenges of an Urbanizing World*. <https://doi.org/10.5772/INTECHOPEN.71494>
- Wu, Z. W., Liu, G. F., Song, S. X., & Pan, S. B. (2009). Regeneration and recycling of waste thermosetting plastics based on mechanical thermal coupling fields. *International Journal of Precision Engineering and Manufacturing*, 15(12), 2639–2647. <https://doi.org/10.1007/S12541-014-0638-9>
- Xu, A., Wu, Y. H., Chen, Z., Wu, G., Wu, Q., Ling, F., Huang, W. E., & Hu, H. Y. (2020). Towards the new era of wastewater treatment of China: Development history, current status, and future directions. *Water Cycle*, 1, 80–87. <https://doi.org/10.1016/J.WATCYC.2020.06.004>
- Xue, J., Peldszus, S., Van Dyke, M. I., & Huck, P. M. (2021). Removal of polystyrene microplastic spheres by alum-based coagulation-flocculation-sedimentation (CFS) treatment of surface waters. *Chemical Engineering Journal*, 422, 130023. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2021.130023>

- Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., & Lei, K. (2019). Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant. *Water Research*, 155, 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.046>
- Zhang, Y., Wang, H., Xu, J., Su, X., Lu, M., Wang, Z., & Zhang, Y. (2021). Occurrence and Characteristics of Microplastics in a Wastewater Treatment Plant. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(4), 677–683. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03142-6>
- Zhou, G., Wang, Q., Li, J., Li, Q., Xu, H., Ye, Q., Wang, Y., Shu, S., & Zhang, J. (2021a). Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl₃ coagulation: Performance and mechanism. *The Science of the Total Environment*, 752. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.141837>
- Zhou, G., Wang, Q., Li, J., Li, Q., Xu, H., Ye, Q., Wang, Y., Shu, S., & Zhang, J. (2021b). Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl₃ coagulation: Performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, 752, 141837. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.141837>

ANNEXE A PREPARATION DE L'EAU USEE SYNTHETIQUE

Tableau A-1 : Recette pour la préparation de l'eau usée synthétique

Recette II

Volume désiré 5 L

Recette d'eaux usées pour 5 L

Ingrédient	Quantité	Unit é	Concentrati on
Acétate de sodium	1.5	g	0.3 g/L
Glucose (dextrose)	0.75	g	0.15 g/L
Peptone de soya	0.75	g	0.15 g/L
K ₂ HPO ₄	0.2	g	0.04 g/L
NH ₄ Cl	0.65	g	0.13 g/L
Solution de traces	2.5	mL	0.5 mL/L
Eau potable	5	L	1 L/L

Solution de traces

Ingrédient	Quantité (1L slt traces)	Unit é
EDTA	8	g
IRON(III) Chloride - FeCl ₃	3.6	g
Boric acid - H ₃ BO ₃	0.36	g
Copper (II) Sulfate Pentahydrate - CuSO ₄ .5H ₂ O	0.072	g
Manganese (II) Chloride Tetrahydrate - MnCl ₂ .4H ₂ O	0.288	g
Molybdcic acid sodium dihydrate - Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	0.144	g
Zinc sulfate heptahydrate - ZnSO ₄ .7H ₂ O	0.288	g
Potassium Iodide - KI	0.432	g
Cobalt (II) Chloride - CoCl ₂ .6H ₂ O	0.36	g
HCl 0.5M	1	mL

ANNEXE B VALIDATION DE LA TEMPERATURE DE SÉCHAGE

But : Évaluer si la température de 60°C utilisée pour le séchage des MP, a un impact majeur sur les résultats d'analyse des MES.

Approche : Après la filtration, les échantillons ont été placés dans un four à 60°C pendant au moins 24 heures, puis transférés dans un dessiccateur avant la pesée. Une fois la masse déterminée, les coupelles ont été replacées dans un four à 104°C pendant au moins 2 heures, puis à nouveau placées dans le dessiccateur afin de comparer les masses obtenues.

Tableau B-1: Tests de validation de la température

ID	Poids initial coupelle + Filtre conditionné	Volume éch. filtré	Poids éch. après 60 ° C	Poids éch. après 104 ° C
Unités	g	mL	g	g
Témoin 1	1.6821	100	1.6815	-
	1.6754	100	1.6757	-
Témoin 2	1.6784	100	1.6786	-
	1.6782	100	1.6783	-
Echantillon1	1.1448	24	1.1468	1.1468
	1.1453	28	1.1478	1.1476
	1.1475	23	1.1495	1.1496
Echantillon 2	1.0999	25	1.1001	1.1001
	1.1067	32	1.1073	1.1073
	1.0956	43	1.0964	1.0965

ANNEXE C DÉTERMINATION DE LA CONCENTRATION EN MP

But : Estimer la concentration des MP en affluents en utilisant une eau du robinet

Approche : 500 mL de volume d'eau de robinet a été utilisé. Ensuite de masses présentées dans le tableau ci-dessous ont été injecté afin de déterminer la concentration en MP et aussi la reproductibilité de la méthode. Le tableau C-2 comprend les résultats d'essais de décantation des différentes matrices d'eau

Tableau C-1: Essais de filtration pour déterminer la concentration des MP dans l'eau du robinet

Plastique	Taille	Mass e	Volume filtré	Nombre MP	Concentration MP	Moyenn e	SD
-	μm	mg	mL		MP/L	MP/mL	
Polyester	300 - 800	2.4	48	225	4688	4683	144.4
			48.5	234	4825		
			48.5	220	4536		
Polyester	50 - 300	2.0	19	161	8474	6958	1328
			20	120	6000		
			20	128	6400		
Caoutchouc	180 - 300	20.3	21	88	4190	5413	1074
			20	124	6200		
			20	117	5850		

Tableau C-2 : Essais de décantation des MP en polyester de 180-300 μm sur différentes matrices d'eaux. Injection des MP suivie d'une décantation de 30 minutes. MES : 16, 32 et 48 pour eau usée 1, eau usée 2, eau usée 3 respectivement préparées par dilution d'eau usée brute

ID	Masse MP	Volume filtré	Nombre des MP	Concentration en MP	Moyenne	Moyenne
Unités	mg	mL	-	MP/mL	MP/mL	MP/L
Eau claire (affluent)	2	19	161	8.47	6.958	6958
		20	120	6.00		
		20	128	6.40		
Eau claire décanté	2.3	45	80	1.78	1.551	1551
		49	77	1.57		
		46	60	1.30		

Tableau C-2 : Essais de décantation des MP en polyester de 180-300 μm sur différentes matrices d'eaux. Injection des MP suivie d'une décantation de 30 minutes. MES : 16, 32 et 48 pour eau usée 1, eau usée 2, eau usée 3 respectivement préparées par dilution d'eau usée brute (suite)

ID	Masse MP	Volume filtré	Nombre des MP	Concentration en MP	Moyenne	Moyenne
Unités	mg	mL	-	MP/mL	MP/mL	MP/L
Eau usée 1	2.4	48.5	19	0.39	0.338	338
		48	20	0.42		
		48.5	10	0.21		
Eau usée 2	2.6	47	24	0.51	0.448	448
		48.5	25	0.52		
		47	15	0.32		
Eau usée 3	2.2	46.5	25	0.54	0.436	436
		46	15	0.33		
		49.5	22	0.44		

ANNEXE D RÉSULTATS D'ABATTEMENT EN MES ET MP

Cette section contient les figures du CHAPITRE 4 exprimées en mg/L pour les MES et MP/L pour les microplastiques.

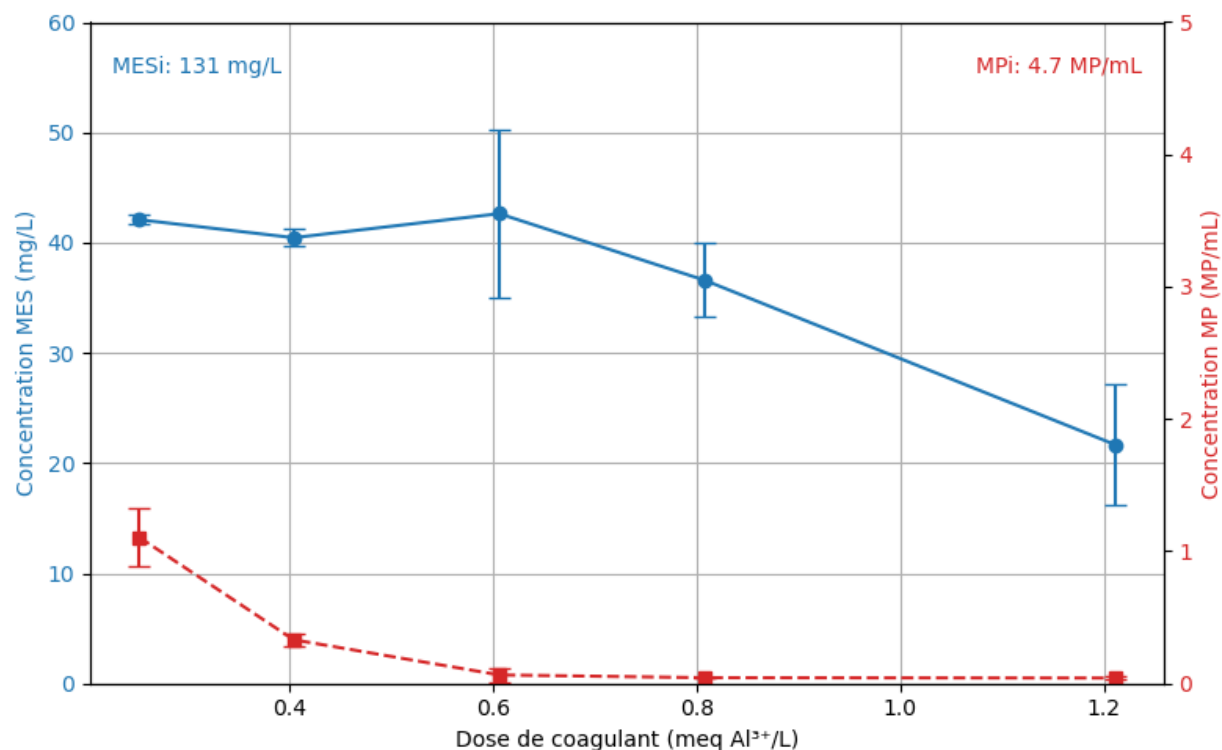


Figure D-1 : Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP (fibres de polyester 300-800 μm) et de MES. MESin : concentration de MES dans l'affluent. MPin : nombre de microplastiques dans l'affluent

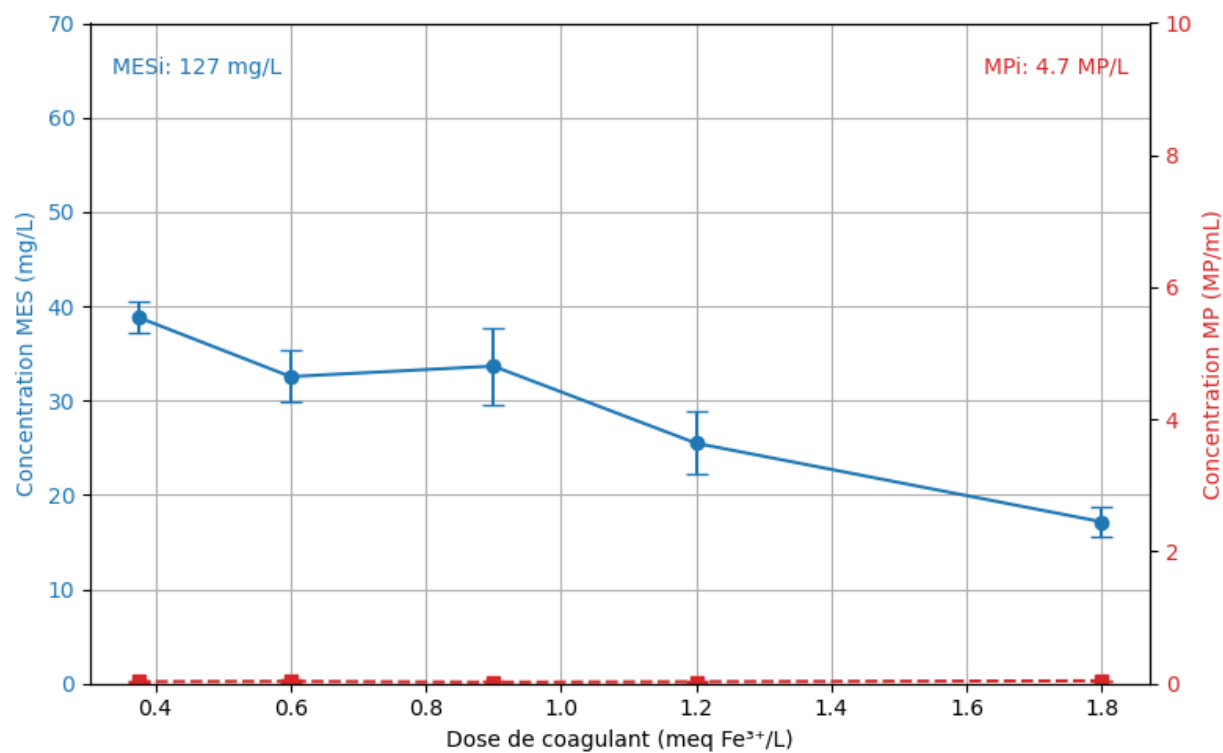


Figure D-2 : Effet de la dose de sulfate ferrique sur l'abattement des MP et MES. Fibres de polyester (300-800 μm). MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent

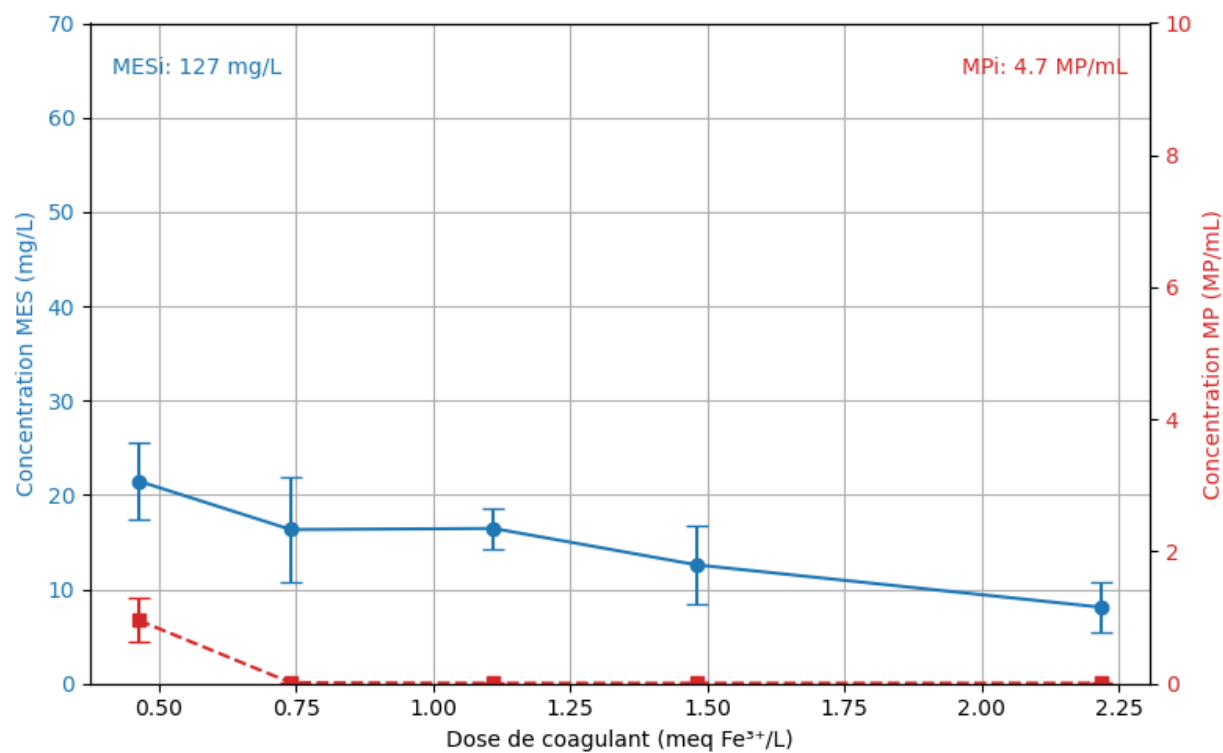


Figure D-3 : Effet de la dose de chlorure ferrique sur l'abattement des MP et MES. Fibres de polyester (300-800 μm). MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

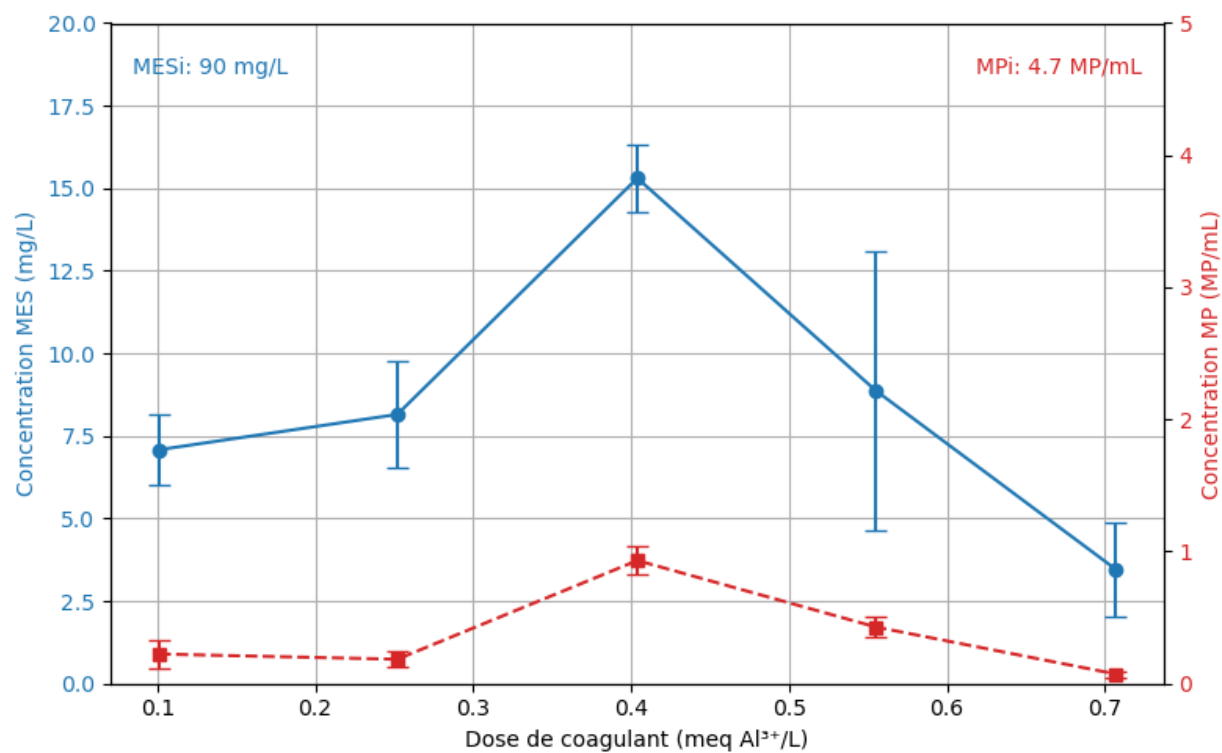


Figure D-4 : Effet de la dose d'alun avec une dose fixe de 0.1 mg/L de PAM. Fibres de polyester (300-800 μm). MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

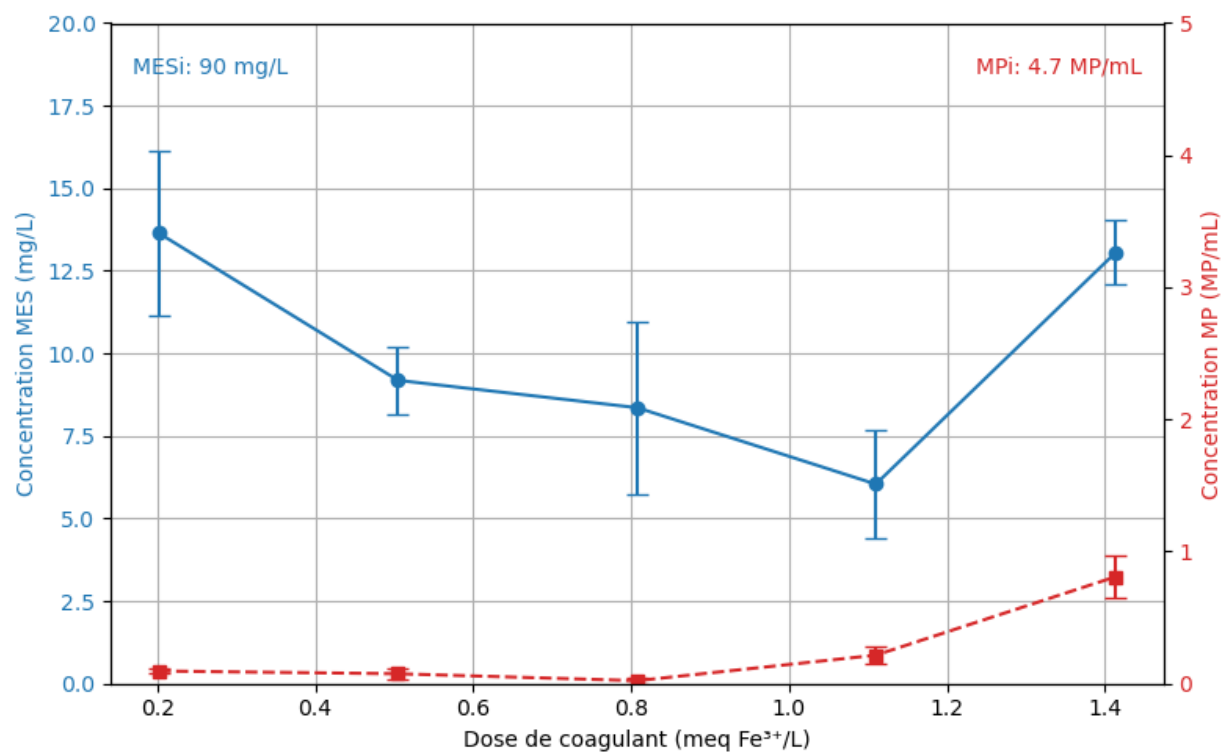


Figure D-5 : Effet de la dose de sulfate ferrique avec une dose fixe de 0.1 mg/L de PAM. Fibres de polyester (300-800 μm). MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l’affluent.

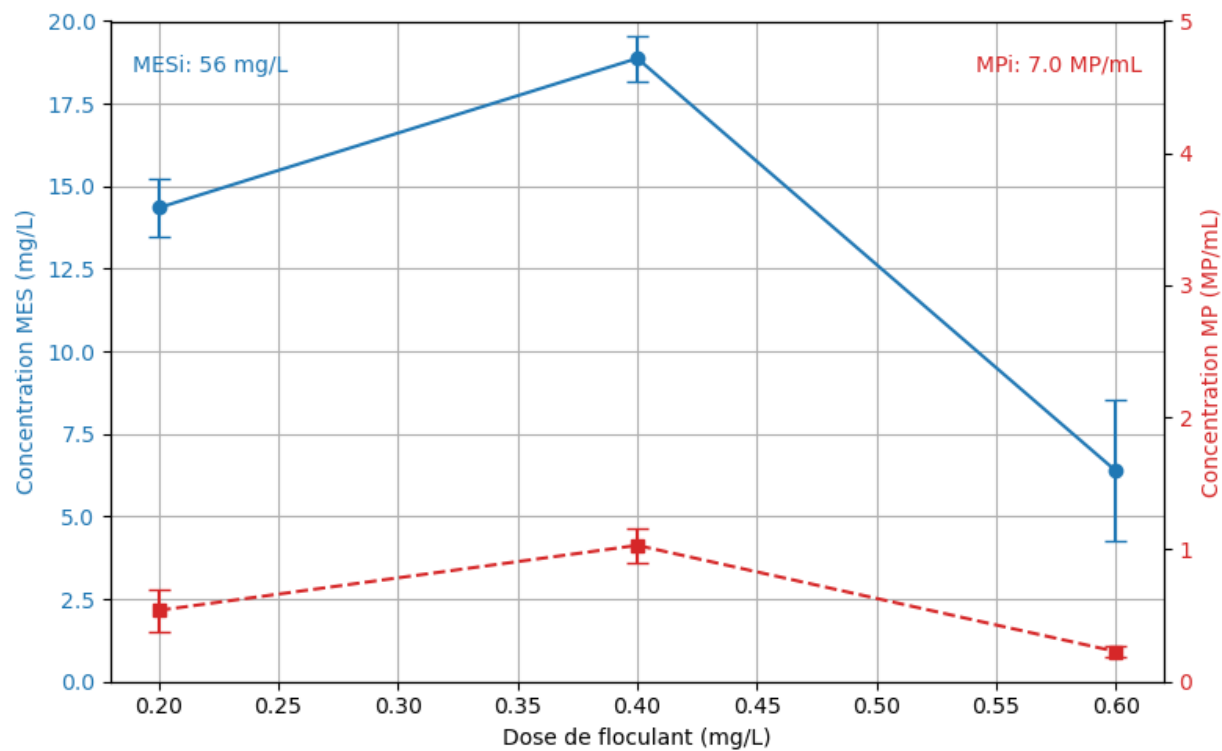


Figure D-6 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.101 meq Al^{3+}/L . MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

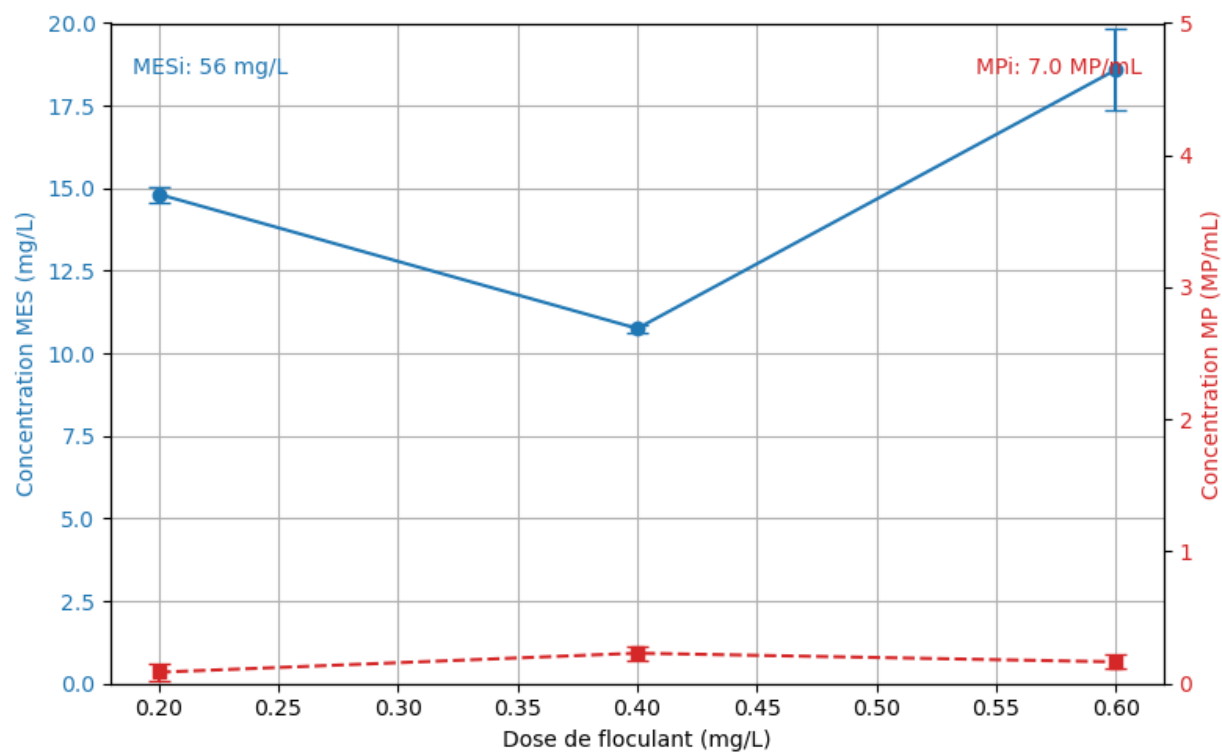


Figure D-7 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.404 meq Al^{3+}/L . MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent

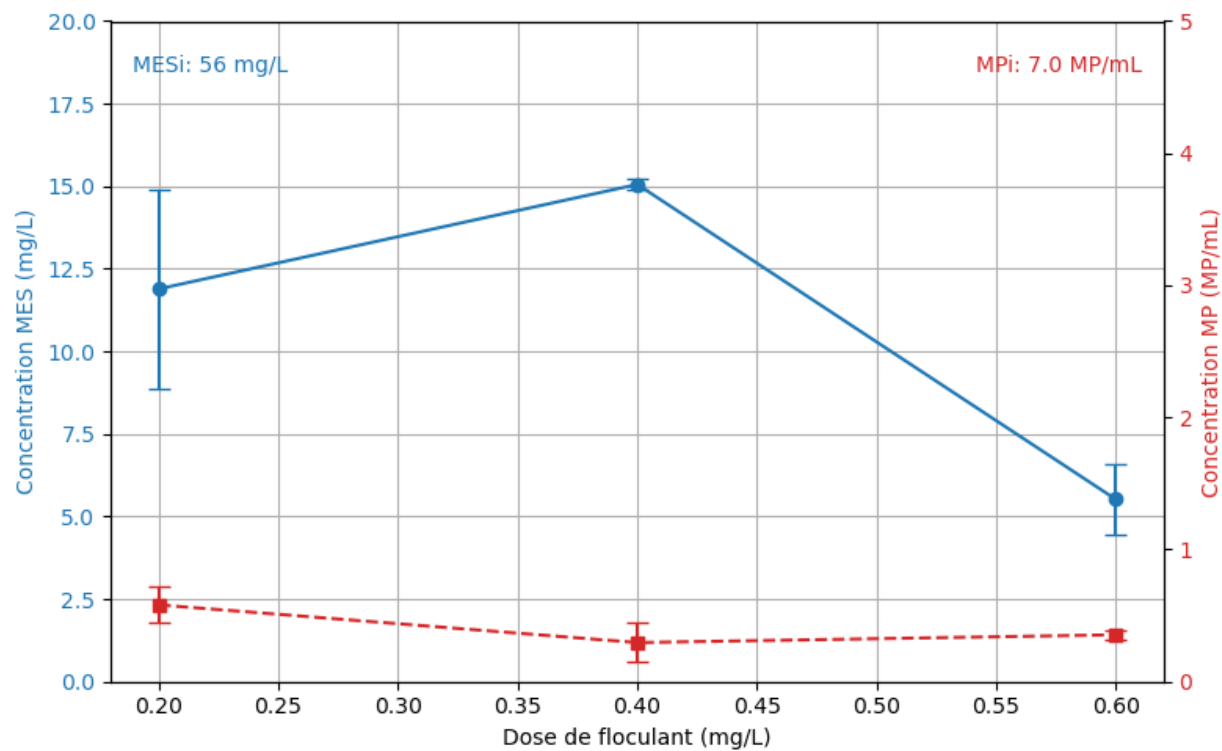


Figure D-8 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.202 meq Fe^{3+}/L (ferrique sulfate). MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

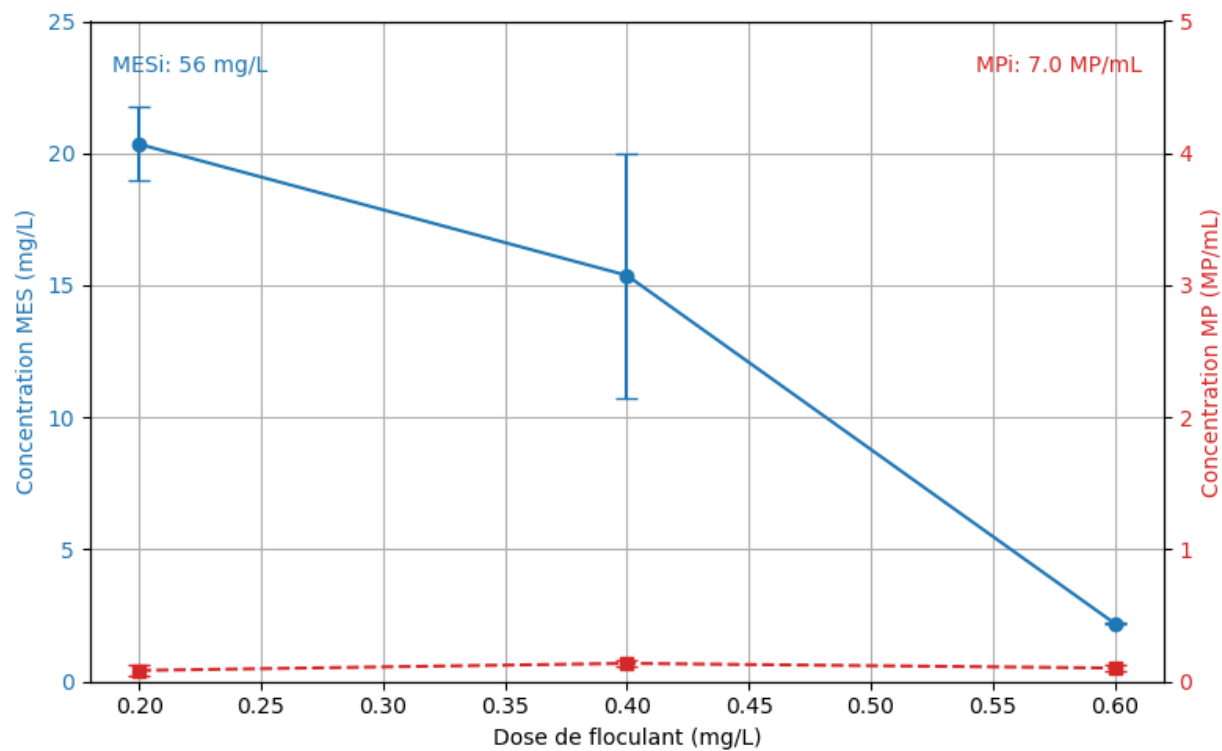


Figure D-9 : Effet du dosage en PAM sur l'abattement des MP (fibres de polyester 50-300 μm) à une dose de 0.808 meq Fe^{3+}/L (ferrique sulfate). MES_{in} : concentration de MES initiale. MP_{in} : nombre de microplastiques dans l'affluent.

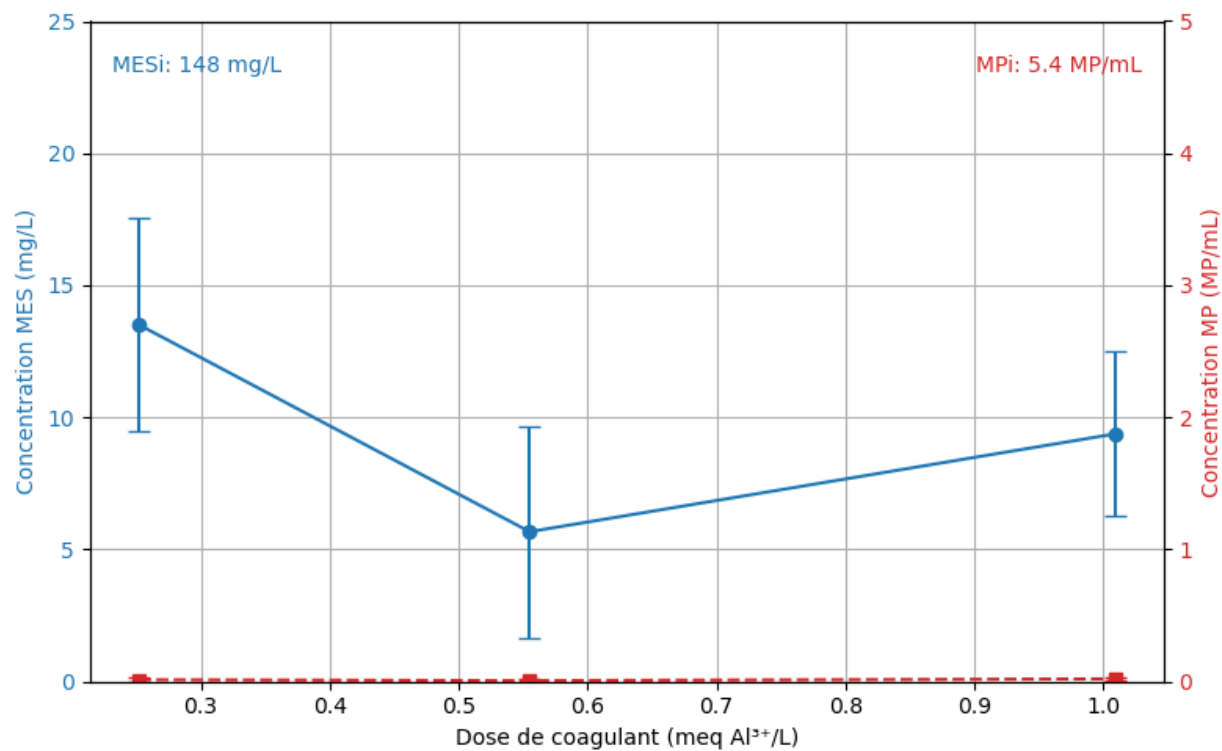


Figure D-10 : Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de 48 heures. MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent

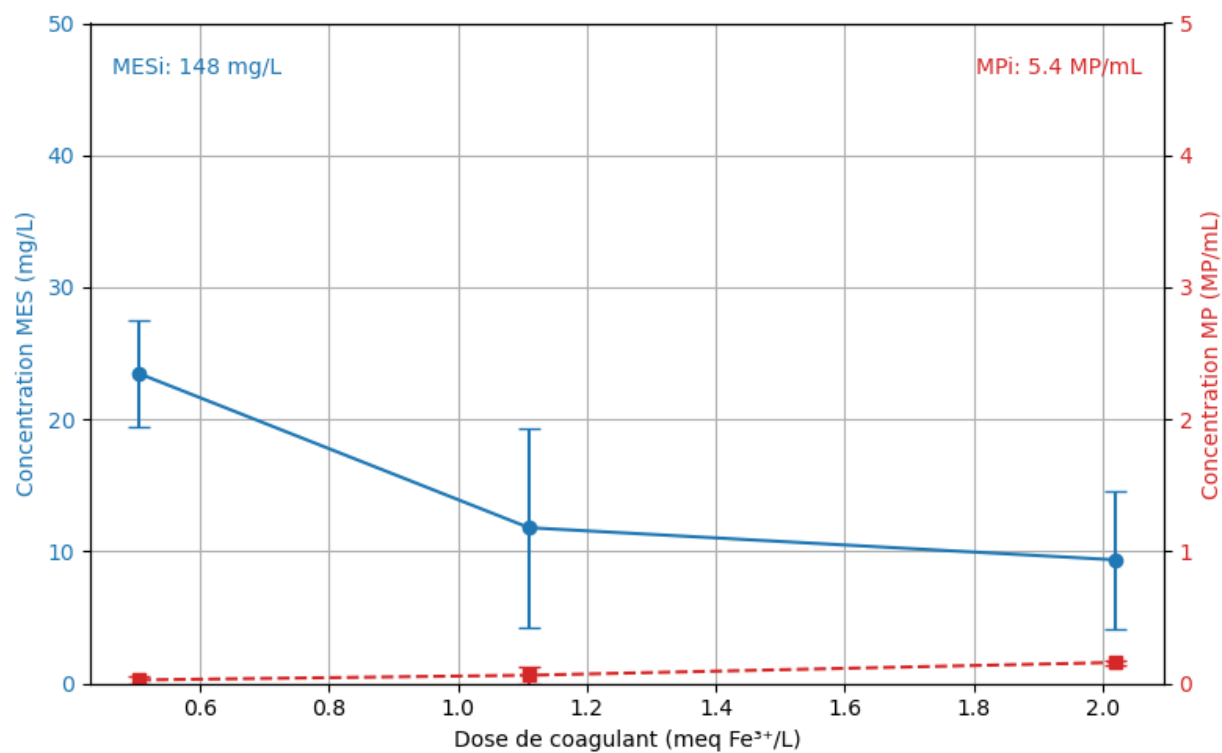


Figure D-11 : Effet de la dose d'alun sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μ m) après un conditionnement de 18 heures. MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent

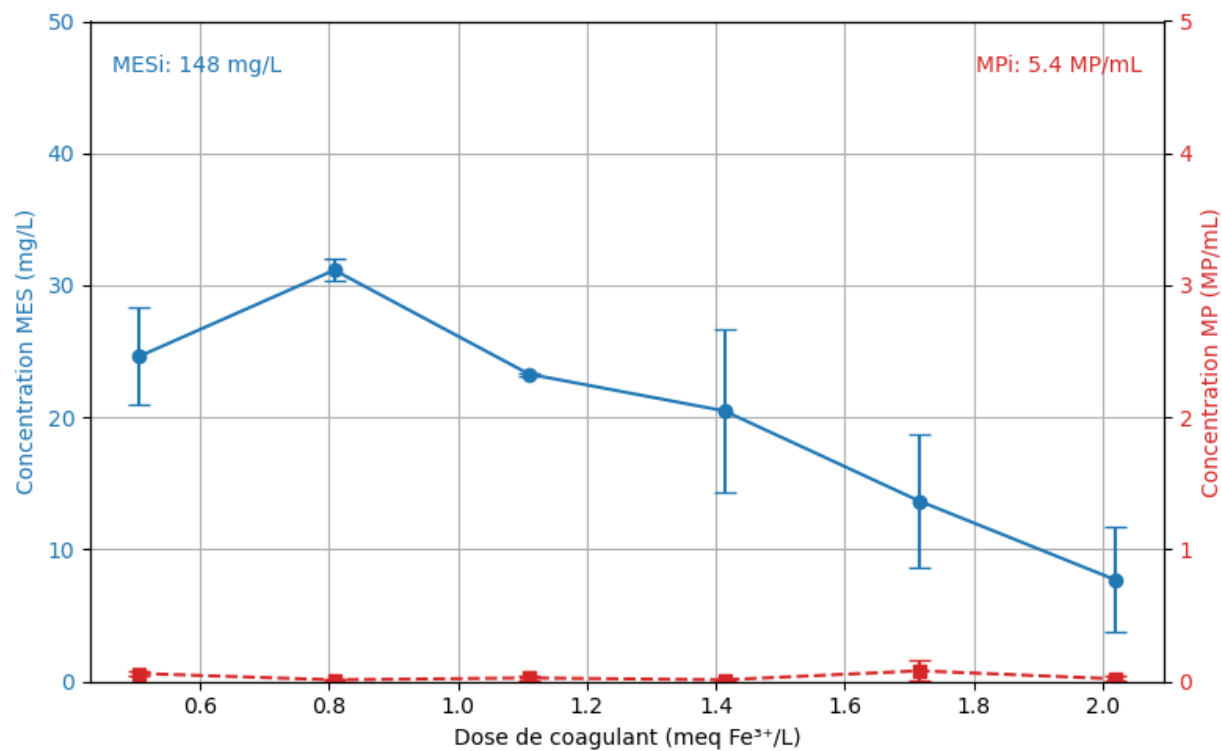


Figure D-12 : Effet de la dose de sulfate ferrique sur l'abattement des MP et MES. MP en caoutchouc (180-300 μm) après un conditionnement de 48 heures. MES_i : concentration de MES initiale. MP_i : nombre de microplastiques dans l'affluent.

ANNEXE E PARAMÈTRES EXPÉRIMENTAUX

Tableau E-1 : Conditions expérimentales et analyses

ID	Type d'eau	Microplastique employé		Coagulation		Floculation		Décantation (minutes)	Analyses
		Composition	Taille (μm)	Coagulant	Dose (meq/L)	Floculant	Dose (mg/L)		
1	Eau usée Rep	aucun		aucun	-	aucun	-	-	MES
2	Eau usée Rep	aucun		aucun	-	aucun	-	30	MES
3	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	alun	0.252	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
4	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	alun	0.404	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
5	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	alun	0.606	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
6	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	alun	0.808	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
7	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	alun	1.211	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
8	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	Fe ₂ (SO ₄) ₃	0.375	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
9	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	Fe ₂ (SO ₄) ₃	0.6	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
10	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	Fe ₂ (SO ₄) ₃	0.9	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
11	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	Fe ₂ (SO ₄) ₃	1.2	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
12	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	Fe ₂ (SO ₄) ₃	1.8	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
13	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	FeCl ₃	0.462	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
14	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	FeCl ₃	0.74	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
15	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	FeCl ₃	1.11	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
16	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	FeCl ₃	1.48	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4
17	Eau usée Rep	polyester	300 - 850	FeCl ₃	2.219	aucun	-	30	MP, DCO, MES, Pt, PO4

Tableau E-1 : Conditions expérimentales et analyses (suite)

ID	Type d'eau	Microplastique employé		Coagulation		Floculation		Décantation (minutes)	Analyses
		Composition	Taille (um)	Coagulant	Dose (meql /L)	Floculant	Dose (mg/L)		
18	Eau usée Long	polyester	300 - 850	alun	0.101	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
19	Eau usée Long	polyester	300 - 850	alun	0.252	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
20	Eau usée Long	polyester	300 - 850	alun	0.404	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
21	Eau usée Long	polyester	300 - 850	alun	0.555	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
22	Eau usée Long	polyester	300 - 850	alun	0.707	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
23	Eau usée Long	polyester	300 - 850	Fe2(SO4)3	0.202	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
24	Eau usée Long	polyester	300 - 850	Fe2(SO4)3	0.505	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
25	Eau usée Long	polyester	300 - 850	Fe2(SO4)3	0.808	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
26	Eau usée Long	polyester	300 - 850	Fe2(SO4)3	1.11	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
27	Eau usée Long	polyester	300 - 850	Fe2(SO4)3	1.41	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
28	Eau usée Long	polyester	300 - 850	-	-	-	-	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
29	Eau usée Long	polyester	300 - 850	alun	0.101	A. Polya	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
30	Eau usée Long	polyester	300 - 850	alun	0.101	Zetag	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité

Tableau E-1 : Conditions expérimentales et analyses (suite)

ID	Type d'eau	Microplastique employé		Coagulation		Floculation		Décantation (minutes)	Analyses
		Composition	Taille (um)	Coagulant	Dose (meql /L)	Floculant	Dose (mg/L)		
31	Eau usée Long	polyester	300 - 850	alun	0.101	Prosedim	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
32	Eau usée Long	polyester	300 - 850	alun	0.101	AF.44OC	0.1	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
33	Eau usée Long	polyester	50 - 300	alun	0.101	A. Polya	0.2	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
34	Eau usée Long	polyester	50 - 300	alun	0.101	A. Polya	0.4	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
35	Eau usée Long	polyester	50 - 300	alun	0.101	A. Polya	0.6	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
36	Eau usée Long	polyester	50 - 300	Fe2(SO4)3	0.202	A. Polya	0.2	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
37	Eau usée Long	polyester	50 - 300	Fe2(SO4)3	0.202	A. Polya	0.4	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
38	Eau usée Long	polyester	50 - 300	Fe2(SO4)3	0.202	A. Polya	0.6	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
39	Eau usée Long	polyester	50 - 300	alun	0.404	A. Polya	0.2	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
40	Eau usée Long	polyester	50 - 300	alun	0.404	A. Polya	0.4	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
41	Eau usée Long	polyester	50 - 300	alun	0.404	A. Polya	0.6	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité
42	Eau usée Long	polyester	50 - 300	Fe2(SO4)3	0.808	A. Polya	0.2	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc,turbidité
43	Eau usée Long	polyester	50 - 300	Fe2(SO4)3	0.808	A. Polya	0.4	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO4, alc, turbidité

Tableau E-1 : Conditions expérimentales et analyses (suite)

ID	Type d'eau	Microplastique employé		Coagulation		Floculation		Décantation (minutes)	Analyses
		Composition	Taille (um)	Coagulant	Dose (meql /L)	Floculant	Dose (mg/L)		
44	Eau usée Long	polyester	50 - 300	Fe ₂ (SO ₄) ₃	0.808	A. Polya	0.6	30	DCO, MP, pH, MES, o-PO ₄ , alc,turbidité
45	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	Fe ₂ (SO ₄) ₃	0.505	-	0.1	30	MP, pH, MES, Pt, o-PO ₄ , alc, turbidité
46	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	Fe ₂ (SO ₄) ₃	0.808	-	0.1	30	MP, pH, MES, Pt, o-PO ₄ , alc, turbidité
47	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	Fe ₂ (SO ₄) ₃	1.110	A. Polya	0.1	30	MP, pH, MES, Pt, o-PO ₄ , alc, turbidité
48	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	Fe ₂ (SO ₄) ₃	1.413	A. Polya	0.1	30	MP, pH, MES, Pt, o-PO ₄ , alc, turbidité
49	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	Fe ₂ (SO ₄) ₃	1.716	A. Polya	0.1	30	MP, pH, MES, Pt, o-PO ₄ , alc, turbidité
50	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	Fe ₂ (SO ₄) ₃	2.019	A. Polya	0.1	30	MP, pH, MES, Pt, o-PO ₄ , alc, turbidité
51	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	alun	0.252	A. Polya	0.1	30	MP, pH, MES, Pt, o-PO ₄ , alc, turbidité
52	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	alun	0.555	A. Polya	0.1	30	MP, pH, MES, Pt, o-PO ₄ , alc, turbidité
53	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	alun	1.009	A. Polya	0.1	30	MP, pH, MES, Pt, o-PO ₄ , alc, turbidité
54	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	alun	0.252	A. Polya	0.1	30	MP, MES
55	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	alun	0.555	A. Polya	0.1	30	MP, MES
56	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	alun	1.009	A. Polya	0.1	30	MP, MES
57	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	Fe ₂ (SO ₄) ₃	0.505	A. Polya	0.1	30	MP, MES

Tableau E-1 : Conditions expérimentales et analyses (suite)

ID	Type d'eau	Microplastique employé		Coagulation		Floculation		Décantation (minutes)	Analyses
		Composition	Taille (um)	Coagulant	Dose (meql /L)	Floculant	Dose (mg/L)		
58	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	Fe ₂ (SO ₄) ₃	1.110	A. Poly	0.1	30	MP, MES
59	Eau usée Rep	Caoutchouc	180 - 300	Fe ₂ (SO ₄) ₃	2.019	A. Poly	0.1	30	MP, MES

ANNEXE F DONNÉES EXPÉRIMENTALES ET SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

Nomenclature : les deux premiers chiffres représentent l'identifiant (ID) de l'échantillon, tandis que le dernier chiffre correspond au numéro du réplica. Et la lettre F représente l'affluent.

Exemple : 013 signifie ID = 01 et réplica = 3

Tableau F-1 : Données brutes et résultats des analyses

Paramètres	MP injecté	Coagulant	Floculant	pH	MES	MP	TDCO	SDCO	Phosphore	Ortho-phosphate	Alcalinité	Turbidité
Unités	mg	meq/L	mg/L	-	mg/L	MP/L	mg/L	mg/L	mg P/L	mg P/L	mg CaCO ₃ /L	NTU
Échantillon ID												
F1	2.1	0.00	0	7.6	131.0		376	162	9.06	6.00		
F2	2.1	0.00	0	7.6	138.6		373	170	8.67	6.00		
F3	2.1	0.00	0	7.6	122.0		379	166				
031	2.2	0.25	0	7.41	42.5	1400		163	7.30	4.92		
032	2.2	0.25	0	7.41	46.5	1023		163	7.47	4.99		
033	2.2	0.25	0	7.41	41.7	896		162				
041	2.3	0.40	0	7.34	41.4	299		171	6.85	4.30		
042	2.3	0.40	0	7.34	39.5	395		168	6.94	4.27		
043	2.3	0.40	0	7.34	40.4	298		169				
051	2.1	0.61	0	7.33	44.2			170	5.80	3.52		
052	2.1	0.61	0	7.33	32.6	130		165	6.00	3.49		
053	2.1	0.61	0	7.33	51.1	64		168				
061	2.1	0.81	0	7.24	31.9	43		167	5.48	2.84		
062	2.1	0.81	0	7.24	39.5	47		170	5.28	2.90		
063	2.1	0.81	0	7.24	38.3	43		167				
071	2.3	1.21	0	7.09	17.0	43		149	2.64	1.27		

Tableau F-1 : Données brutes et résultats des analyses (suite)

Paramètres	MP injecté	Coagulant	Floculant	pH	MES	MP	TDCO	SDCO	Phosphore	Ortho-phosphate	Alcalinité	Turbidité
Unités	mg	meq/L	mg/L	-	mg/L	MP/L	mg/L	mg/L	mg P/L	mg P/L	mg CaCO ₃ /L	NTU
Échantillon ID												
072	2.3	1.21	0	7.09	18.6	23		153	2.71	1.30		
073	2.3	1.21	0	7.09	29.4	59		148				
F1	2.2	0.00	0	7.77	115.2	5761	361	160	8.35	6.59		
F2	2.2	0.00	0	7.77	123.1	7560	354	161	9.00	6.52		
F3	2.2	0.00	0	7.77	141.7		357	160				
081	2.2	0.38	0	7.5	48.8	23		176	6.98	5.38		
082	2.2	0.38	0	7.5	40.4	43		180	6.94	5.41		
083	2.2	0.38	0	7.5	37.2	23		185				
091	2.1	0.60	0	7.42	20.4	61		193	6.36	4.66		
092	2.1	0.60	0	7.42	35.3			176	6.55	4.76		
093	2.1	0.60	0	7.42	29.8	43		183				
101	2.1	0.90	0	7.26	28.8			176	5.31	3.49		
102	2.1	0.90	0	7.26	33.3	42		180	5.05	3.49		
103	2.1	0.90	0	7.26	38.8	20		175				
111	2.2	1.20	0	7.19	26.7	44		179	4.79	2.80		
112	2.2	1.20	0	7.19	28.8	19		178	4.50	2.87		
113	2.2	1.20	0	7.19	20.9	23		184				
121	2.1	1.80	0	7.06	15.6	44		160	2.28	0.72		
122	2.1	1.80	0	7.06	30.8	44		153	1.99	0.75		
123	2.1	1.80	0	7.06	18.8	42		164				
F1	2.2	0.00	0	7.84	134.1		321	140	8.31	5.90		
F2	2.2	0.00	0	7.84	126.1		384	156	8.44	5.77		
F3	2.2	0.00	0	7.84	118.8		324	138				

Tableau F-1 : Données brutes et résultats des analyses (suite)

Paramètres	MP injecté	Coagulant	Floculant	pH	MES	MP	TDCO	SDCO	Phosphore	Ortho-phosphate	Alcalinité	Turbidité
Unités	mg	meq/L	mg/L	-	mg/L	MP/L	mg/L	mg/L	mg P/L	mg P/L	mg CaCO ₃ /L	NTU
Échantillon ID												
131	2.1	0.46	0	7.51	16.3	628		136	6.23	4.34		
132	2.1	0.46	0	7.51	26.2	2548		152	6.39			
133	2.1	0.46	0	7.51	22.0	1293		142				
141	2	0.74	0	7.37	23.9	22		123	5.48	3.62		
142	2	0.74	0	7.37	11.1	22		135	5.12	3.42		
143	2	0.74	0	7.37	14.0			137				
151	2.3	1.11	0	7.2	18.6			136	3.81	2.28		
152	2.3	1.11	0	7.2		22		128	3.16	2.22		
153	2.3	1.11	0	7.2	14.3			130				
161	2	1.48	0	7.01	8.5	21		136	1.79	1.17		
162	2	1.48	0	7.01	16.7			136	1.73	1.11		
163	2	1.48	0	7.01				125				
171	2.2	2.22	0	6.88	9.2	23		101	0.55	0.10		
172	2.2	2.22	0	6.88		0		120	1.04	0.16		
173	2.2	2.22	0	6.88	10.6	0		89				
F1		-	-	0	89.1		195	71	1.30	1.08	208	27.1
F2		-	-	0	85.7		187	71	1.37	1.11	208	
F3		-	-	0	93.9		195	91			208	
181	2.3	0.10	0.1	7.17	18.4	347		57		0.79	235	12.5
182	2.3	0.10	0.1	7.17	8.2	245		52		0.78	235	
183	2.3	0.10	0.1	7.17	6.0	80		59			235	
191	2.2	0.25	0.1	7.41	6.2	208		57		0.42	197	12.2
192	2.2	0.25	0.1	7.41	10.2	245		54		0.43	197	

Tableau F-1 : Données brutes et résultats des analyses (suite)

Paramètres	MP injecté	Coagulant	Floculant	pH	MES	MP	TDCO	SDCO	Phosphore	Ortho-phosphate	Alcalinité	Turbidité
Unités	mg	meq/L	mg/L	-	mg/L	MP/L	mg/L	mg/L	mg P/L	mg P/L	mg CaCO ₃ /L	NTU
Échantillon ID												
193	2.2	0.25	0.1	7.41	8.0	100		52			197	
201	2.4	0.40	0.1	7.2	16.3	939		57		0.15	192	12.8
202	2.4	0.40	0.1	7.2	4.1	796		48		0.16	192	
203	2.4	0.40	0.1	7.2	14.3	1061		57			192	
211	2.3	0.56	0.1	7.52	4.0	360		47		0.11	182	11.5
212	2.3	0.56	0.1	7.52	8.3	396		38		0.11	182	
213	2.3	0.56	0.1	7.52	14.3	531		47			182	
221	2.3	0.71	0.1	7.11		38		33		0.05	176	2.66
222	2.3	0.71	0.1	7.11	4.9	98		40		0.05	176	
223	2.3	0.71	0.1	7.11	2.0	82		27			176	
231	2.3	0.20	0.1		16.3	122		57		0.64	194	15.1
232	2.3	0.20	0.1		10.3	82		46		0.64	194	
233	2.3	0.20	0.1		14.3	82		54			194	
241	2.4	0.51	0.1		8.2	102		54		0.25	192	15.2
242	2.4	0.51	0.1		10.2	102		55		0.24	192	
243	2.4	0.51	0.1		18.0	20		55			192	
251	2.2	0.81	0.1		4.8	48		56		0.06	181	20.3
252	2.2	0.81	0.1		9.4	19		56		0.06	181	
253	2.2	0.81	0.1		10.9	0		53			181	
261	2.2	1.11	0.1		8.0	260		50		0.05	173	18.8
262	2.2	1.11	0.1		4.0	120		70		0.04	173	
263	2.2	1.11	0.1		6.1	265		83			173	
271	2.2	1.41	0.1		12.5	625		58		0.03	162	8.81

Tableau F-1 : Données brutes et résultats des analyses (suite)

Paramètres	MP injecté	Coagulant	Floculant	pH	MES	MP	TDCO	SDCO	Phosphore	Ortho-phosphate	Alcalinité	Turbidité
Unités	mg	meq/L	mg/L	-	mg/L	MP/L	mg/L	mg/L	mg P/L	mg P/L	mg CaCO ₃ /L	NTU
Échantillon ID												
272	2.2	1.41	0.1		14.4	784		39		0.03	162	
273	2.2	1.41	0.1		12.2	1020		43			162	
F1	0				54.3							
F2	0				57.1							
F3	0				57.1							
281	2.3	0.10	-	7.78	12.9	129		78		1.23	210	12.2
282	2.3	0.10	-		12.2	102		76		1.21	210	
283	2.3	0.10	-		10.2	61		66			210	
291	2.3	0.10	0.1	7.72	10.9	0		52		0.69	206	9.36
292	2.3	0.10	0.1		10.6	64		63		0.70	206	
293	2.3	0.10	0.1		6.4	0		64			206	
301	2.4	0.10	0.1	7.72	13.3			68		0.78	204	11.5
302	2.4	0.10	0.1		11.4	45		71		0.77	204	
303	2.4	0.10	0.1		11.1	67		69			204	
311	2.2	0.10	0.1	7.7	9.3	0		69		0.90	203	11.4
312	2.2	0.10	0.1		11.4	91		69		0.91	203	
313	2.2	0.10	0.1		10.6	85		71			203	
321	2.3	0.10	0.1	7.74	12.5	146		71		0.91	205	12.8
322	2.3	0.10	0.1		9.1	0		74		0.91	205	
323	2.3	0.10	0.1		17.4	87		77			205	
331	2.2	0.10	0.2	7.92	15.2	413		53		0.89	207	14.4
332	2.2	0.10	0.2		9.3	442		51		0.94	207	
333	2.2	0.10	0.2		13.5	764		52			207	

Tableau F-1 : Données brutes et résultats des analyses (suite)

Paramètres	MP injecté	Coagulant	Floculant	pH	MES	MP	TDCO	SDCO	Phosphore	Ortho-phosphate	Alcalinité	Turbidité
Unités	mg	meq/L	mg/L	-	mg/L	MP/L	mg/L	mg/L	mg P/L	mg P/L	mg CaCO ₃ /L	NTU
Échantillon ID												
341	2.2	0.10	0.4	7.85	18.2	1182		44		0.94	204	12.3
342	2.2	0.10	0.4		6.5	1043		43		0.99	204	
343	2.2	0.10	0.4		19.6	870		43			204	
351	2	0.10	0.6	7.92	4.3	170		45		0.98	189	8.75
352	2	0.10	0.6		8.5	255		50		0.93	189	
353	2	0.10	0.6		17.2	258		47			189	
361	2.1	0.20	0.2	7.83	14.9	766		47		0.76	196	11.2
362	2.1	0.20	0.2		0.0	532		47		0.75	196	
363	2.1	0.20	0.2		8.9	444		48			196	
371	2.1	0.20	0.4	7.91	10.5	442		48		0.78	193	13.6
372	2.1	0.20	0.4		15.2			53		0.78	193	
373	2.1	0.20	0.4		14.9	149		47			193	
381	2.3	0.20	0.6	7.9	6.6	330		59		0.63	193	11.1
382	2.3	0.20	0.6		4.4	400		58		0.64	193	
383	2.3	0.20	0.6		13.3	333		59			193	
F1	0				47.3							
F2	0				51.1							
F3	0				52.6							
391	2.4	0.40	0.2	7.49	14.6	42	76			0.36	203.5	
392	2.4	0.40	0.2		15.1	43	81			0.35	0	
393	2.4	0.40	0.2			174	85				0	

Tableau F-1 : Données brutes et résultats des analyses (suite)

Paramètres	MP injecté	Coagulant	Floculant	pH	MES	MP	TDCO	SDCO	Phosphore	Ortho-phosphate	Alcalinité	Turbidité
Unités	mg	meq/L	mg/L	-	mg/L	MP/L	mg/L	mg/L	mg P/L	mg P/L	mg CaCO ₃ /L	NTU
Échantillon ID												
401	2.3	0.40	0.4	7.41	10.9	304	71			0.37	200	
402	2.3	0.40	0.4		10.6	191	71			0.37	0	
403	2.3	0.40	0.4		17.4	196	82				0	
411	2.1	0.40	0.6	7.49	19.4	129	74			0.43	201	
412	2.1	0.40	0.6		16.8	126	74			0.42	0	
413	2.1	0.40	0.6		19.6	239	73				0	
421	2.1	0.81	0.2	7.38	18.9	147	81			0.10	193.5	
422	2.1	0.81	0.2		8.4	63	81			0.11	0	
423	2.1	0.81	0.2		21.7	43	76				0	
431	2.4	0.81	0.4	7.46	10.8	108	73			0.08	191	
432	2.4	0.81	0.4		4.3	174	68			0.07	0	
433	2.4	0.81	0.4		20.0	133	80				0	
441	2.2	0.81	0.6	7.9	2.2	67	60			0.06	192	
442	2.2	0.81	0.6		2.2	109	63			0.04	0	
443	2.2	0.81	0.6			133	62				0	
F1		-	-	7.9	148.0	1760			6.98	4.35	318	117
F2		-	-	7.9	165.0	6200			6.98	4.40	0	121
F3		-	-	7.9	130.0	5850					0	
451	20.5	0.51	0.1	7.64	29.2	83			4.14	2.89	297	32.4
452	20.5	0.51	0.1	7.64	24.5	61			4.24	3.00	0	33.5
453	20.5	0.51	0.1	7.64	20.2	40					0	
461	20.5	0.81	0.1	7.53	32.0	20			3.59	2.62	290	32
462	20.5	0.81	0.1	7.53	43.3	0			3.78	2.74	0	32.9

Tableau F-1 : Données brutes et résultats des analyses (suite)

Paramètres	MP injecté	Coagulant	Floculant	pH	MES	MP	TDCO	SDCO	Phosphore	Ortho-phosphate	Alcalinité	Turbidité
Unités	mg	meq/L	mg/L	-	mg/L	MP/L	mg/L	mg/L	mg P/L	mg P/L	mg CaCO ₃ /L	NTU
Échantillon ID												
542	21	0.25	0.1		24.5	82						
543	21	0.25	0.1		30.9	62						
551	21.2	0.56	0.1		22.4	0						
552	21.2	0.56	0.1		17.2	43						
553	21.2	0.56	0.1		16.7	0						
561	20.7	1.01	0.1		6.3	42						
562	20.7	1.01	0.1		8.4	84						
563	20.7	1.01	0.1		2.1	128						
571	20.7	0.51	0.1		29.2	21						
572	20.7	0.51	0.1		20.8	63						
573	20.7	0.51	0.1		20.4	0						
581	20.9	1.11	0.1		4.3	149						
582	20.9	1.11	0.1		19.4	0						
583	20.9	1.11	0.1		0.0	42						
591	20.9	2.02	0.1		14.6	188						
592	20.9	2.02	0.1		4.2	146						
593	20.9	2.02	0.1		6.3	147						