

Appel à Projet « Innovation et changements de pratiques : micropolluants des eaux urbaines »
avec le soutien de :

**AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ**
MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT



REGARD

RÉduction et Gestion des micropolluants sur la métropole bordelaise

**LOT 3 : MISE EN ŒUVRE DES SOLUTIONS DE RÉDUCTION DES MICROPOLLUANTS
SUR LE TERRAIN**

TACHE 3.1 Actions sur la source pluviale

Sous-tâche 3.1.2 Mise en œuvre d'un pilote de traitement du pluvial

Livrable n°312 : Retour et évaluation des solutions mises en œuvre sur la source pluviale, efficacité
d'une filière de traitement des eaux pluviales

Version finale
Avril 2019

Auteurs : B. Barillon, Y. Penru, R. Pico, C. Chauvin, H. Budzinski, A. Coynel, MJ. Capdeville

université
de BORDEAUX



Université
BORDEAUX
MONTAIGNE

BORDEAUX
MÉTROPOLE

suez
le lyre

suez
le lyre

INERIS

irstea

CAP SCIENCES
BORDEAUX

SYNTHESE

CONTEXTE ET OBJECTIFS

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet REGARD (Réduction et Gestion des micropolluants sur la métropole Bordelaise), un des projets lauréats de l'appel à projets Micropolluants financé par l'AFB (Agence Française pour la Biodiversité) et les Agences de l'Eau et porté par le LyRE et Bordeaux Métropole.

Une des sources de micropolluants particulièrement étudiée dans le projet REGARD est celle relative aux **eaux pluviales**, le territoire de Bordeaux Métropole étant très engagé dans une stratégie de maîtrise des inondations et de réduction des rejets par temps de pluie.

L'objectif de cette étude était la **mise en œuvre d'une technologie de traitement des micropolluants des eaux pluviales d'un réseau séparatif**, avant rejet en milieu naturel sensible, basée sur une filtration sur bande et couplée à une injection de réactifs (coagulant / floculant). Le but était de répondre aux questions-clés suivantes :

- ➔ Quelle est l'**efficacité de traitement de la technologie** sélectionnée vis-à-vis de micropolluants cibles pour les eaux pluviales ?
- ➔ Quelles sont les **limites d'application de cette technologie** pour le **traitement des eaux pluviales** en réseau séparatif ?

METHODOLOGIE

Un **pilote de démonstration** de marque Salsnes a été installé en dérivation du dégrilleur / dessableur de Bois Gramond, un des ouvrages du Collecteur séparatif Rcade Nord sur le site de Bois Gramond. Ce traitement par filtration sur maille 210 µm peut être précédé d'une injection de réactifs chimiques (combinaison de coagulant (chlorure ferrique) et de polymère anionique, ou polymère cationique seul) afin de permettre la formation d'un gâteau de filtration à travers lequel l'eau pluviale sera filtrée.

Six campagnes de temps de pluie ont été effectuées pendant le 1^{er} semestre 2018, deux campagnes sans réactifs et quatre campagnes avec réactifs dont trois avec coagulant et floculant anionique (SNF EM630) et une avec floculant cationique (SNF EM 840 CT).

En plus des paramètres globaux (MES, DCO, DBO5,..), **17 métaux** (particulaire/dissous), **14 hydrocarbures aromatiques polycycliques** (HAP) (particulaire/dissous) et **13 pesticides** (dissous) ont été analysés par les partenaires de l'étude.

CONSTATATIONS ET CONCLUSIONS

Les essais réalisés ont permis de répondre aux 2 questions-clés posées :

- ➔ Quelle est **efficacité de traitement de la technologie** sélectionnée vis-à-vis de micropolluants cibles pour les eaux pluviales ?

- En l'absence de réactifs, l'abattement des paramètres globaux et des micropolluants est faible, voire nul. Cela s'explique vraisemblablement par le fait qu'aucun gâteau de filtration n'est formé et que le procédé s'apparente dans ce cas à un tamisage à 210 µm.
- Les polluants sous forme particulaire : MES, HAP et éléments traces métalliques sont éliminés jusqu'à 80 % en présence de réactifs - coagulation / floculation ou floculation seule préalable –
 - L'élimination de ces composés nécessite un dosage seuil des réactifs en lien avec la formation du gâteau de filtration.
 - Le pourcentage d'abattement devient plus faible dans le cas des eaux pluviales plus faiblement chargées en MES.
 - Le pourcentage d'élimination des HAP et des métaux est directement corrélé au pourcentage d'abattement des MES.
- Les micropolluants présents sous forme dissoute : métaux, HAP et pesticides, sauf glyphosate et AMPA, ne sont pas ou sont peu éliminés des eaux même en présence de réactifs.
 - Les métaux ne sont pas éliminés par le traitement. La concentration peut toutefois augmenter en sortie du pilote, comme pour le cobalt, le zinc et le nickel, probablement du fait d'impuretés apportées par le coagulant.
 - Il est en fait difficile de conclure sur l'efficacité d'élimination des HAP dissous : les tendances ne sont effectivement pas marquées avec des rendements assez variables.
 - Pour les pesticides, même si les rendements d'élimination restent faibles, l'utilisation d'un polymère cationique seul semble plus efficace que la combinaison coagulant et polymère anionique. La dose employée reste toutefois élevée. Les rendements peuvent atteindre 30 % pour la simazine et la carbendazime.
- Le glyphosate et l'AMPA ne sont pas éliminés par ajout de polymère cationique mais sont éliminés jusqu'à 90 % par ajout de coagulant et de polymère anionique.

Les meilleures performances obtenues sur l'unité pilote sont les suivantes :

Polluant ou Micropolluant	Phase	Performance	
		Chlorure ferrique 16 % + polymère anionique SNF EM 630 à 1.6%	Polymère cationique SNF EM 840 CT à 8%
MES	Particulaire	80 %	80 %
HAP	Particulaire	50 – 55 %	55 – 60 %
HAP	Dissoute	Pas d'abattement	Pas d'abattement -
Métaux	Particulaire	80 – 85 %	85 – 90 %
Métaux	Dissoute	Pas d'abattement -	Pas d'abattement -
Pesticides	Dissoute	0 - 20 %	0 - 30 %
Glyphosate, AMPA	Dissoute	90 %	Pas d'abattement

- ➔ Quelles sont les **limites d'application de cette technologie** pour le **traitement des eaux pluviales** en réseau séparatif ?

Cette technologie peut s'appliquer pour **diminuer de façon significative la charge de micropolluants** rejetée dans le milieu récepteur, notamment celle correspondant aux micropolluants sous forme particulaire tels que métaux et HAP, dans une limite de débit qui doit correspondre à un compromis entre coûts (CAPEX et OPEX) et bénéfices.

Un **ensemble de 3 filtres**, installés en dérivation de l'ouvrage, nécessitant une surface de l'ordre de 50 m² **permettrait de traiter 550 m³/h**, soit une **pluie de 2 mm sur 24 h** pour l'exutoire du Collecteur Rocade Nord considéré dans l'étude.

Les essais n'ont pas permis d'optimiser les doses de réactifs injectées, optimisation nécessaire pour une étude technico-économique plus précise.

RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Un nombre limité de campagnes de temps de pluie pertinentes (intensité de pluie, durée...) et donc de conditions expérimentales ont été testées sur la période. Sachant que les eaux pluviales peuvent présenter de fortes variations en termes de concentrations d'un événement à l'autre, la fiabilité des conclusions peut s'en trouver réduite.

Il serait souhaitable, pour valider les tendances observées, d'avoir d'autres jeux de données et de mieux maîtriser les conditions opératoires au cours du temps.

TABLE DES MATIERES

1.	Introduction.....	10
1.1	Contexte.....	10
1.2	Objectifs.....	11
2.	Méthodologie.....	12
2.1	Sélection du site : dégrilleur/dessableur de Bois Gramond.....	12
2.2	Caractérisation de la pollution en micropolluants des eaux pluviales.....	14
	2.2.1. Micropolluants organiques.....	14
	2.2.2. Micropolluants inorganiques.....	15
2.3	Pilote de traitement des eaux pluviales.....	16
	2.3.1 Choix de la technologie.....	16
	2.3.2 Principe.....	16
	17
	2.3.3 Installation sur site.....	17
2.4	Campagnes de temps de pluie.....	22
	2.4.1 Recensement des campagnes.....	22
	2.4.2 Procédure expérimentale.....	23
	2.4.3 Analyses.....	24
	2.4.4 Paramètres globaux analysés.....	25
	2.4.5 Micropolluants organiques analysés.....	25
	2.4.6 Eléments trace métalliques (ETM) analysés.....	26
	2.4.7 Etude écotoxicologique sur organismes aquatiques.....	27
3.	Résultats.....	28
3.1	Doses de réactifs.....	28
3.2	Paramètres globaux.....	29
3.3	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).....	31
	3.3.1 HAP dissous.....	32
	3.3.2 HAP en phase particulaire.....	34
3.4	Pesticides.....	37
	3.4.1 Pesticides hors glyphosate et AMPA.....	37
	3.4.2 Cas du glyphosate et de l'AMPA.....	42
3.5	Métaux.....	44
	3.5.1 Etude écotoxicologique sur organismes aquatiques.....	49
	Les résultats de cette étude sont présentés dans le livrable 414 associé.....	49
4.	Bilan.....	50
4.1	Elimination des micropolluants.....	50
4.2	Eléments économiques.....	51
4.3	Limites de l'étude.....	53
5.	Conclusions.....	54

6. Remerciements	55
7. Références	55

ANNEXES

Annexe 1 : Sélection du flocculant cationique	57
---	----

ILLUSTRATIONS

Tables

Tableau 1: Caractéristiques des eaux brutes pour essais jar test	20
Tableau 2: Polymères en émulsion testés	20
Tableau 3: Campagnes de mesures effectuées de temps de pluie à Bois Gramond	23
Tableau 4: Suivi analytique pour chaque campagne de temps de pluie	24
Tableau 5: Paramètres globaux analysés et normes associées	25
Tableau 6: Liste des micropolluants organiques analysés (* phase dissoute uniquement pour les pesticides) et limites de quantification (LOQ) associées	25
Tableau 7: Eléments trace métalliques analysés	26
Tableau 8 : Doses réelles de réactifs vs doses visées	29
Tableau 9 : Meilleures performances sur le pilote de traitement des eaux pluviales	51
Tableau 10 : Exemple de design	52

Figures

Figure 1: Pollution des eaux pluviales (Chocat,2007)	10
Figure 2: Volumes annuels rejetés par le Collecteur Rocade Nord dans la Jalle de Blanquefort (Chocat, 2007)	12
Figure 3: Site de Bois Gramond, lieu d'installation du pilote de traitement des eaux pluviales	13
Figure 4: Concentration (a) et flux (b) en micropolluants sur le site de Bois Gramond par temps sec (identifié par « sec ») et temps de pluie (* : molécules recherchées phase dissoute et particulaire). Source : livrable REGARD tâche 1.3	15
Figure 5: Concentration en Eléments Trace Métalliques totaux et dissous sur le site de Bois Gramond par temps sec et temps de pluie (Ea=entrée aéroport, El=entrée Limancet, S=sortie). Source : livrable REGARD tâche 1.3.	16
Figure 6: Implantation du pilote de démonstration sur le site de Bois Gramond. (Source : LyRE)	18
Figure 7: Connexion du pilote de démonstration sur le site de Bois Gramond.	19
Figure 8: Filière de traitement des eaux pluviales de Bois Gramond	19
Figure 9: (a) Floccs obtenus par coagulation (FeCl ₃ , 5%) et floculation polymère anionique (SNF EM 630, 0,5 mg MA/L), (b) Floccs obtenus avec concentration croissante de polymère cationique (SNF EM 840 CT)	21
Figure 10: Evolution de la turbidité (échantillon eau Bois Gramond) après coagulation à 20% FeCl ₃ en fonction de la dose de polymère anionique appliquée et pour les différents polymères du tableau 2. Résultats obtenus après filtration à 158 µm.	21
Figure 11: Evolution de la turbidité (échantillon eau Bois Gramond) en fonction de la dose de coagulant (FeCl ₃) et de la maille de filtration pour 2 doses de polymère anionique SNF EM 630.	22
Figure 12: Bois Gramond par temps sec (à gauche), par temps de pluie (à droite). Source : LyRE	23
Figure 13 : Plan factoriel des expériences menées en laboratoire pour exposer les bivalves aux eaux des campagnes 1 et 4.	27
Figure 14 : Schématisation du principe d'échantillonnage (orange), des analyses prévues (noir) et du renouvellement de l'eau (jaune). <u>GD</u> : Glande Digestive ; <u>Br</u> : Branchies ; <u>MTs</u> : Métallothionéines.	28
Figure 15 : Evolution de la turbidité au cours des campagnes de temps de pluie	29
Figure 16 : Concentrations en MES et DCO des eaux pluviales en entrée du pilote de traitement pour les 6 campagnes de temps de pluie.	30
Figure 17 : Abattement des MES entrée/sortie du pilote de traitement pour les 6 campagnes terrain, sans (figure gauche) et avec réactifs chimiques (figure droite)	30
Figure 18 : Concentrations en HAP en phase dissoute (haut) et en phase particulaire (bas) pour les 6 campagnes de temps de pluie. Valeurs moyennes (marqueurs bleus et violets), min et max.	32
Figure 19 : Concentrations en HAP dissous en entrée/sortie du pilote. Campagne 1 sans réactifs	33
Figure 20 : Concentrations en HAP dissous en entrée/sortie du pilote. Campagnes 2 et 3 avec réactifs : coagulant et polymère anionique et doses croissantes.	33
Figure 21 : Abattements pour les HAP dissous sur la filière pilote dans les campagnes de temps de pluie sans réactifs (haut) et avec réactifs (coagulant + polymère anionique, bas)	34
Figure 22 : Concentrations en HAP en phase particulaire en entrée/sortie du pilote. Campagne 2 sans réactifs	35
Figure 23 : Concentrations en HAP en phase particulaire en entrée/sortie du pilote. Campagnes 1 à 4 avec réactifs	35
Figure 24 : Abattements pour les HAP en phase particulaire sur la filière pilote dans les campagnes de temps de pluie sans réactifs (haut) et avec réactifs (bas)	36

Figure 25 : Corrélation entre abattements des HAP en phase particulaire et abattements des MES.	37
Figure 26 : Concentrations en pesticides entrée et sortie du pilote fonctionnant sans réactifs	38
Figure 27 : Abattements moyens des pesticides entrée/sortie du pilote de traitement sans réactifs chimiques.	39
Figure 28 : Concentrations en pesticides entrée et sortie du pilote. Traitement avec réactifs : coagulant et polymère anionique	40
Figure 29 : Abattements des pesticides entrée/sortie du pilote de traitement en fonction du dosage de coagulant et de polymère anionique	41
Figure 30 : Concentrations en pesticides entrée et sortie du pilote. Traitement avec polymère cationique.	41
Figure 31 : Abattements des pesticides entrée/sortie du pilote de traitement avec dosage de polymère anionique	42
Figure 32 : Concentrations en glyphosate et AMPA en entrée et sortie pilote pour les 6 campagnes de temps de pluie.	43
Figure 33 : Abattement en glyphosate et AMPA sur la filière pilote avec ou sans réactifs.	44
Figure 34 : Rendement d'élimination du glyphosate et l'AMPA en fonction du dosage (%) de coagulant (chlorure ferrique)	44
Figure 35 : Concentrations en éléments traces métalliques entrée et sortie du pilote fonctionnant sans réactifs	45
Figure 36 : Concentrations en éléments traces métalliques entrée et sortie du pilote fonctionnant avec réactifs (Campagnes 1 à 3 : coagulant + polymère anionique ; Campagne 4 : polymère cationique)	46
Figure 37 : Abattement des éléments traces métalliques contenus dans les eaux pluviales pour la campagne 1 sans réactifs.	47
Figure 38 : Abattement des éléments traces métalliques contenus dans les eaux pluviales pour les campagne 1 à 4 avec réactifs, (Campagnes 1 à 3 : coagulant + polymère anionique ; Campagne 4 : polymère cationique)	48
Figure 39 : Corrélation entre abattement éléments traces métalliques et abattement des MES	48
Figure 40 : Fonctionnement du filtre sans réactifs (gauche), avec réactifs (droite) de type coagulant et polymère.	50
Figure 41 : Exemple d'implantation d'une installation de traitement des eaux	53

1. Introduction

1.1 Contexte

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet REGARD (Réduction et Gestion des micropolluants sur la métropole Bordelaise), un des projets lauréats de l'appel à projets Micropolluants financé par l'AFB (Agence Française pour la Biodiversité) et les Agences de l'Eau et porté par le LyRE et Bordeaux Métropole.

Une des sources de micropolluants particulièrement étudiée dans le projet REGARD est celle relative aux eaux pluviales. D'une part parce les eaux pluviales revêtent une importance particulière sur le territoire de Bordeaux Métropole, très engagé dans une stratégie de maîtrise des inondations et de réduction des rejets par temps de pluie et d'autre part parce que nombres d'études ont montré que les eaux pluviales sont des vecteurs de pollution et peuvent être responsables de pics toxiques dans les écosystèmes aquatiques. L'urbanisation croissante et notamment l'imperméabilisation des sols en milieu urbain a en effet accru les impacts des eaux pluviales : les volumes d'eau ruisselées sont plus importants et le lessivage des surfaces charge les eaux pluviales en polluants provenant de l'activité humaine.

Les micropolluants retrouvés dans les eaux pluviales ont plusieurs origines, ainsi que le montre la Figure 1. Ils peuvent provenir de :

- La pollution atmosphérique
- Des eaux de ruissellement des surfaces urbaines
- L'érosion des structures urbaines
- La remise en suspension des dépôts dans les réseaux d'assainissement

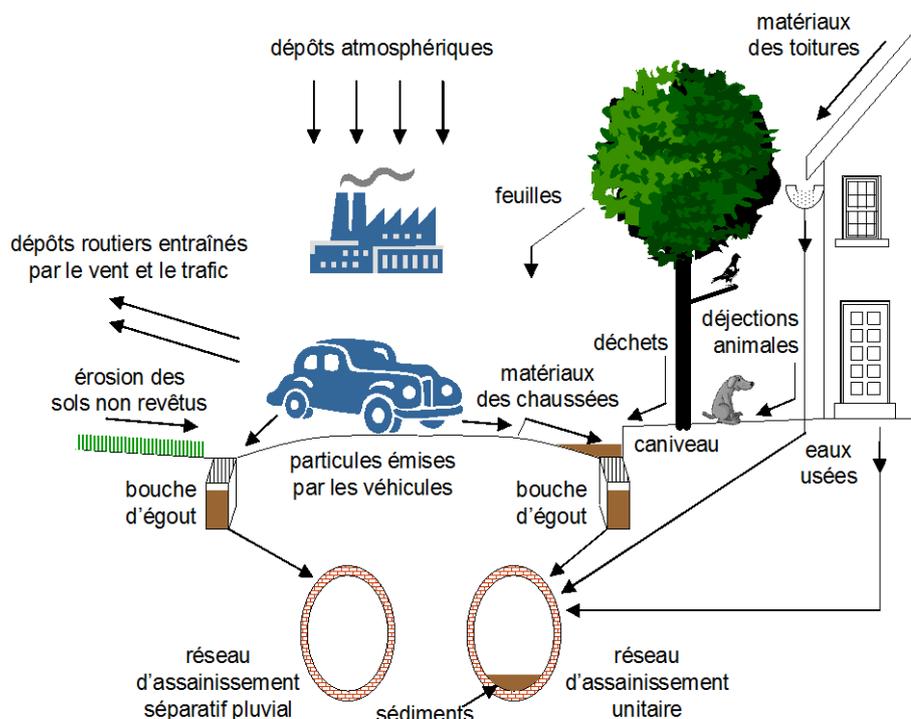


Figure 1: Pollution des eaux pluviales (Chocat,2007)

Une étude bibliographique, détaillée dans le livrable de la Tâche 1.2 Description des sources et inventaires des leviers d'action, étude de la source pluviale (Ref.: WTR/ BB/079_2016), a mis en relief le fait que les micropolluants se trouvaient sous forme dissoute ou particulaire, que leurs concentrations dans les eaux pluviales étaient variables et que cette variabilité s'expliquait par des facteurs multiples : intensité de pluie, imperméabilisation des surfaces urbaines, types de matériaux, usages et activités ayant lieu sur la surface, etc...

Il n'est pas toujours possible de contrôler cette pollution à la source, les leviers d'action amont, basés par exemple sur des changements de pratiques d'acteurs et d'usagers multiples, étant la plupart du temps limités ou difficiles à mettre en œuvre.

Dans le cas des réseaux unitaires, connectés à une station d'épuration, les eaux pluviales subissent un traitement avant rejet à hauteur du débit accepté par la station.

Dans le cas des réseaux séparatifs, les eaux sont en général rejetées sans traitement (ou avec traitement sommaire pour diminuer la fraction particulaire) en milieu récepteur. Un traitement « in-pipe » peut s'avérer nécessaire pour limiter les flux de micropolluants déversés à l'exutoire du réseau séparatif. Il est à noter que les nouveaux aménagements de réseaux d'assainissement se font actuellement majoritairement en réseaux séparatifs, rendant la problématique du rejet de la pollution contenue dans ces eaux pluviales en milieu récepteur d'autant plus importante.

Dans le but d'identifier une solution de traitement des micropolluants des eaux pluviales sur un réseau séparatif et de la mettre en œuvre sur un site pertinent, une étude préliminaire avait aussi été réalisée dans le livrable de la Tâche 1.2 Description des sources et inventaires des leviers d'action, étude de la source pluviale (Réf. : WTR/ BB/079_2016), consistant à :

- Effectuer une **revue des procédés** pour le traitement des micropolluants dans les eaux pluviales afin de sélectionner la technologie la plus appropriée
- Établir le **cahier des charges** d'un pilote de traitement
- Choisir et caractériser le **site d'implantation** du pilote sur le territoire de Bordeaux Métropole.

Ainsi, l'ouvrage situé sur le site de Bois Gramond (Bordeaux Métropole) a été sélectionné comme site d'implantation de la solution de traitement. Il s'agit d'un ouvrage faisant office de dégrilleur / dessableur sur le collecteur séparatif Rocade Nord et situé en amont de l'exutoire du collecteur (Jalle de Blanquefort).

Le procédé sélectionné est un filtre à bande, de marque Salsnes, couplé à une coagulation / floculation permettant une filtration des eaux pluviales sur gâteau.

1.2 Objectifs

L'objectif de cette étude est la mise en œuvre d'un pilote de démonstration en vue traiter les micropolluants des eaux pluviales d'un réseau séparatif, avant rejet en milieu naturel sensible, dans le but de répondre aux questions-clés suivantes :

- ➔ Quelle est l'efficacité de traitement de la technologie sélectionnée vis-à-vis de micropolluants cibles pour les eaux pluviales ?
- ➔ Quelles sont les limites d'application de cette technologie pour le traitement des eaux pluviales en réseau séparatif ?

2. Méthodologie

2.1 Sélection du site : dégrilleur/dessableur de Bois Gramond

Le collecteur Rocado nord est le réseau de type séparatif retenu comme cas d'étude pour un traitement « in-pipe » des eaux pluviales dans le projet REGARD et ce, pour les raisons suivantes :

- Possède plus long linéaire de collecteurs amont parmi les 10 exutoires pluviaux étudiés dans le projet (84 km de long)
- Draine la plus grande surface de bassin versant (1 167 ha),
- Dont le bassin versant a la plus grande longueur et surface de voirie, y compris de voirie de catégorie 1 (respectivement 105 km de long et 104 ha de surface) et dont la surface du bassin versant est occupée à la fois par de l'urbain mais aussi par de l'industriel en quantité importante
- Rejette le plus gros volume annuel parmi les 3 principaux exutoires pluviaux se rejetant dans la Jalle (cf. Figure 2).

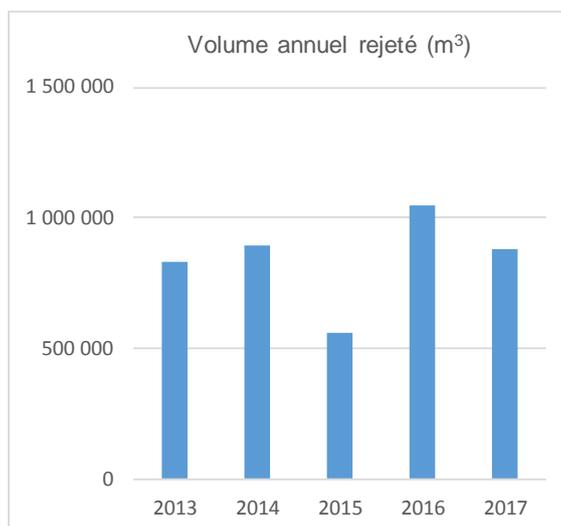


Figure 2: Volumes annuels rejetés par le Collecteur Rocado Nord dans la Jalle de Blanquefort (Chocat, 2007)

Cet exutoire pluvial collecte les eaux de voirie du nord de la rocade, une partie des eaux pluviales de l'aéroport de Bordeaux-Mérignac et des eaux de ruissellement provenant de zones urbaines (habitations, industries, etc.).

Le site de Bois Gramond (Figure 3), ouvrage situé sur le collecteur Rocado Nord, à Eysines, à quelques kilomètres en amont de l'exutoire vers la Jalle a été retenu comme site d'implantation du pilote de démonstration pour le traitement des eaux pluviales. Il s'agit d'un dessableur / dégrilleur offrant les avantages suivants :

- Pourvu d'un accès sécurisé,
- Se trouvant à l'aval des principaux apports polluants,
- Possédant une armoire électrique à proximité (dégrilleur avec racleur automatique),
- Possédant un espace disponible pour installer un préleveur et un débitmètre et avec dalle en béton pour installer le pilote



Figure 3: Site de Bois Gramond, lieu d'installation du pilote de traitement des eaux pluviales

Néanmoins, Bois Gramond est un site compliqué :

- 1) pour des raisons de sécurité car l'accès au site se fait via la bande d'arrêt d'urgence de la rocade, et parce que des interventions dans des gros collecteurs d'eaux pluviales représentent toujours un risque.
- 2) pour des raisons de configuration du fait de deux arrivées d'eau avant le dégrilleur (Figure 3), une amenant les eaux de la rocade et de l'aéroport et l'autre amenant les eaux du Limancet, un ruisseau canalisé. Cela se traduit par un apport d'eau continu, même par temps sec. En termes de débit, l'entrée « Limancet » ne compte que pour 0,2% du débit total en sortie du bassin.

2.2 Caractérisation de la pollution en micropolluants des eaux pluviales

Au-delà de critères favorables à la mise en place d'un pilote de démonstration et des volumes d'eaux pluviales déversées dans le milieu naturel, les concentrations et flux en micropolluants transitant sur le site de Bois Gramond ont été évalués dans la 1^{ère} phase du projet REGARD. Cette caractérisation du site est détaillée dans les livrables de la tâche 1.3 Recherche de substances et caractérisation de l'impact, sous-tâche 1.3.1 pour les substances organiques et 1.3.2 pour les substances inorganiques.

2.2.1. Micropolluants organiques

Du fait de l'apport d'eau continu, des campagnes de prélèvement ont été effectuées aussi bien par temps sec (au nombre de 3) que par temps de pluie (au nombre de 4). En résumé (cf. Figure 4) :

- Les eaux collectées par temps sec sont caractérisées par une forte proportion de pharmaceutiques (80% en moyenne), dont la présence est due à de mauvais raccordements du réseau d'assainissement. Les flux totaux sont de l'ordre de quelques g/j.
- Par temps de pluie, les concentrations des pharmaceutiques sont plus faibles dû à un probable effet de dilution alors que celles des pesticides et des HAP augmentent, certainement en raison du lessivage de sols contaminés et du drainage des eaux de ruissellement de la rocade. Les flux totaux sont de l'ordre de quelques dizaines de g/événement par temps de pluie. La majorité du flux est donc apportée par l'entrée dite « aéroport + rocade ».

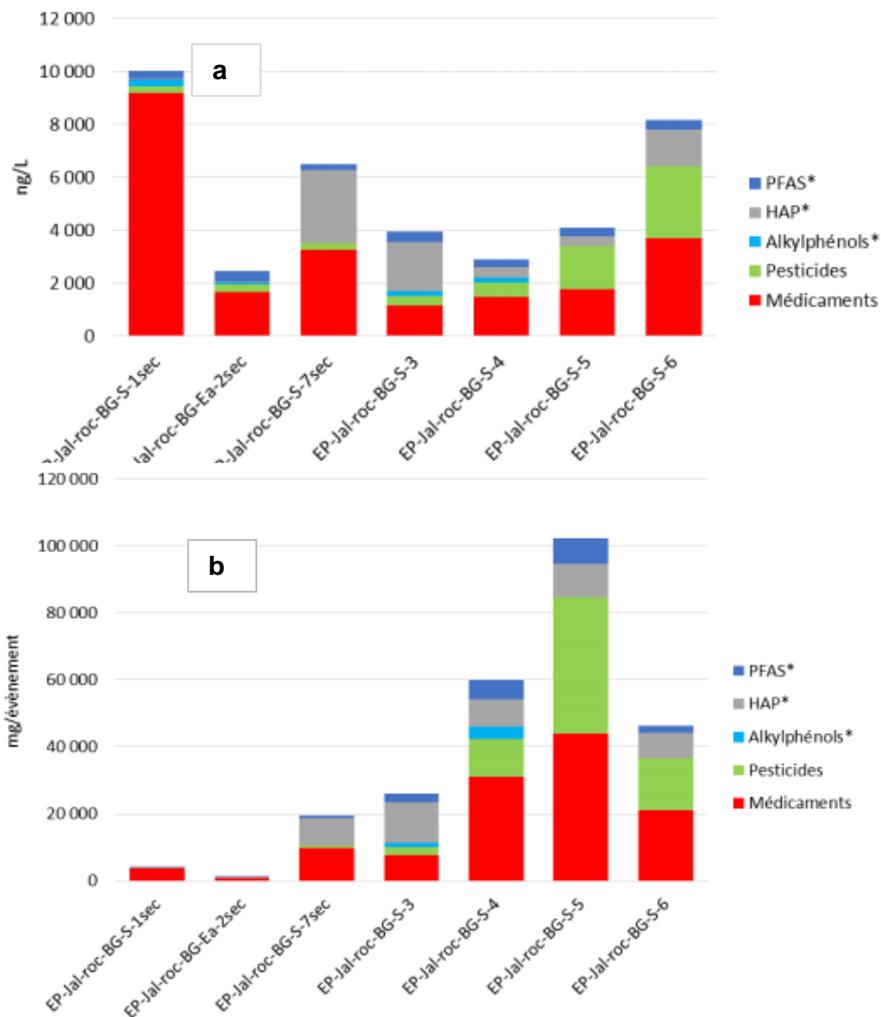


Figure 4: Concentration (a) et flux (b) en micropolluants sur le site de Bois Gramond par temps sec (identifié par « sec ») et temps de pluie (* : molécules recherchées phase dissoute et particulaire). Source : livrable REGARD tâche 1.3

2.2.2. Micropolluants inorganiques

Les micropolluants inorganiques, de type ETM (Eléments Trace Métalliques) ont de même été analysés sur le site de Bois Gramond par temps sec et par temps de pluie (cf. Figure 5).

En résumé, on retiendra que :

- Les cumuls des concentrations totales ne sont que légèrement supérieurs aux cumuls des concentrations dissoutes, à la fois par temps sec et temps de pluie.
- Par temps de pluie, le strontium Sr et le Ba voient leurs concentrations diminuer, probablement par effet de dilution. En revanche, les teneurs totales en Cu, Zn et Pb sont plus importantes par temps de pluie probablement en lien avec le lessivage des routes.

Une étude à haute fréquence temporelle a par ailleurs mis en évidence une forte variabilité des concentrations sur un même épisode pluvieux, avec des concentrations plus élevées en début d'évènement, notamment pour la phase particulaire qui suit, pour la plupart des éléments, les variations de concentrations en MES. Ce point sera discuté plus en détail par la suite.

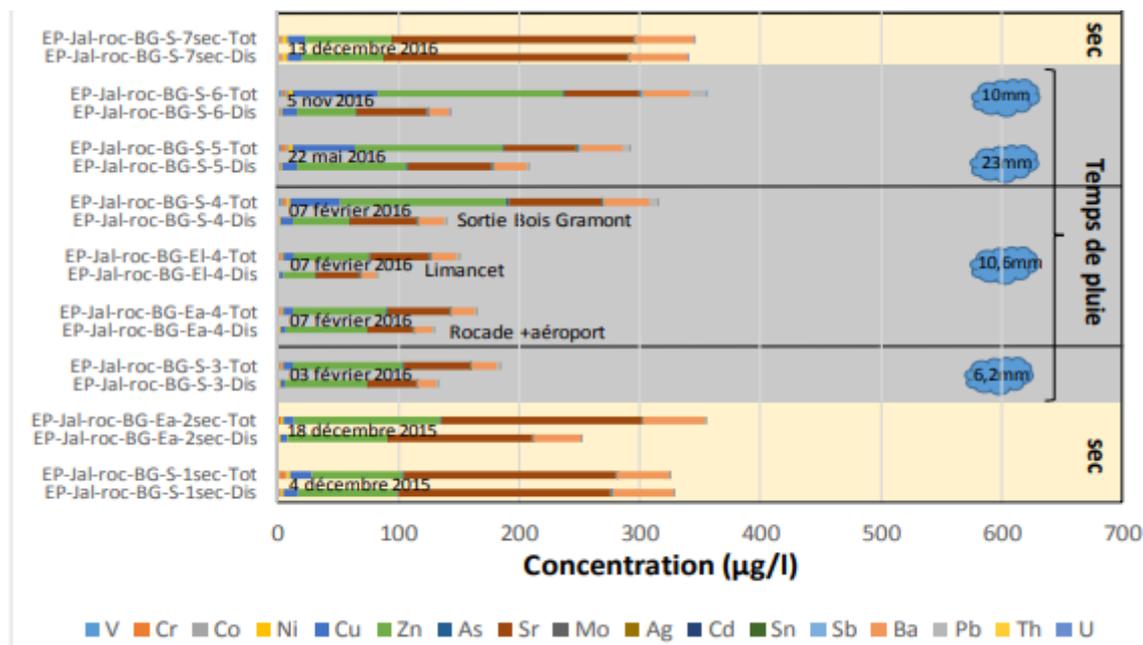


Figure 5: Concentration en Eléments Trace Métalliques totaux et dissous sur le site de Bois Gramond par temps sec et temps de pluie (Ea=entrée aéroport, El=entrée Limancet, S=sortie). Source : livrable REGARD tâche 1.3.

2.3 Pilote de traitement des eaux pluviales

Les flux de micropolluants mesurés sur le site de Bois Gramond justifient d'une part le choix de ce site comme site d'étude et d'autre part la mise en place d'une technologie de traitement dans le but de limiter les apports de micropolluants au milieu naturel.

2.3.1 Choix de la technologie

Le choix de la technologie est détaillé dans le livrable de la tâche 1.2 Description des sources et inventaires des leviers d'action, étude de la source pluviale (Réf. : WTR/ BB/079_2016).

La technologie devait répondre aux contraintes suivantes, constituant le cahier des charges du pilote de démonstration, à savoir :

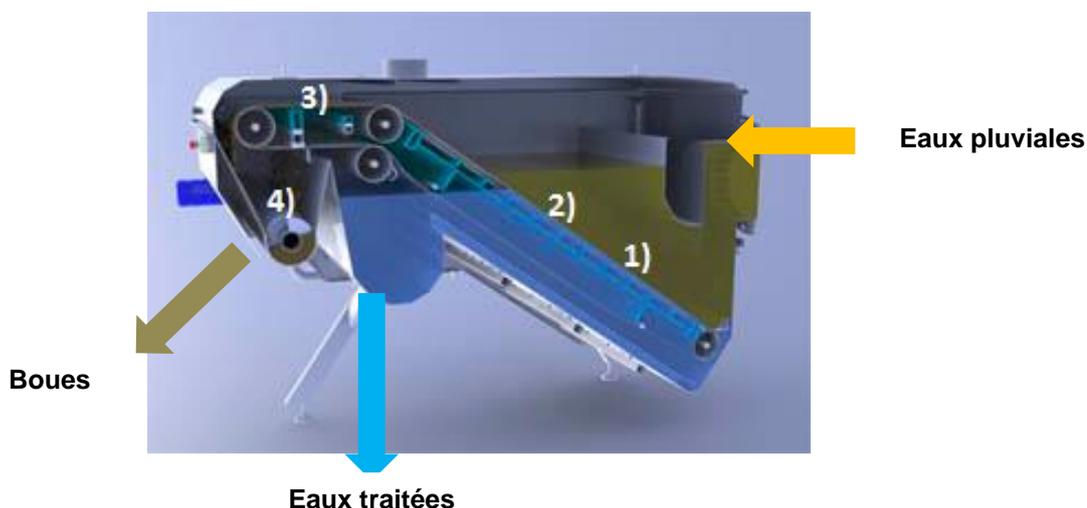
- pas d'apport d'eau pendant de longues périodes
- fonctionnelle malgré d'importantes variations de débits
- démarrage du traitement rapide
- maintenance aisée et peu chronophage
- traitement permettant d'éliminer un large spectre de micropolluants

La revue des procédés a été limitée aux procédés de filtration, physico-chimiques, adsorption et oxydation avancée. Le choix s'est porté sur **la technologie de filtration sur bande** de marque **SALSNES**.

2.3.2 Principe

Le principe du filtre SALSNES est illustré sur la Figure 6. Ce filtre permet à la fois la séparation des solides par filtration des eaux pluviales sur un gâteau formé par les matières en suspension retenues sur la bande, l'épaississement des boues retenues et leur déshydratation. Les étapes de traitement sont les suivantes :

1. L'eau à traiter passe à travers un filtre rotatif en polyéthylène. Ce filtre est en réalité une toile filtrante de maille 210 µm.
2. Les matières solides (boues à 3-8% de siccité) sont retenues sur le filtre et sont acheminées vers la chambre d'épaississement.
3. De l'air comprimé chasse les dernières matières solides du filtre.
4. Une vis presse permet la déshydratation de la boue à 20-30% de siccité.



Afin de favoriser la formation et la structuration du gâteau, l'addition de réactifs tels que coagulant et floculant peut le plus souvent s'avérer nécessaire.

2.3.3 Installation sur site

2.3.3.1 Equipements

Un pilote containerisé a été loué à la société Salsnes, basée en Norvège, sur la période janvier 2017 – juin 2018 mais n'a été opérationnel qu'à partir de janvier 2018 suite à une série de difficultés.

Le pilote est tout d'abord arrivé sans en avoir été informé au préalable. Il a dû être stocké quelques temps sur la STEP de Louis Fargues en attendant de préparer le site de Bois Gramond.

Le pilote a ensuite nécessité une série de nettoyages avec la difficulté d'accès à l'eau sur le site ainsi que le remplacement de certaines pièces endommagées.

Initialement, il avait été envisagé de connecter le pilote à un groupe électrogène, la puissance disponible dans le local électrique du site étant trop faible par rapport aux informations données par le fournisseur. Au final, les informations étaient erronées et la puissance nécessaire s'est avérée compatible avec celle pouvant être fournie par le local électrique. La connexion local/pilote a été faite en cours d'année 2017.

L'installation et la connexion du pilote ont nécessité (cf. Figures 6 et 7) :

- La mise à plat du terrain et l'installation des bastings de bois pour surélever le container et éviter qu'il ne prenne l'eau si le bassin venait à déborder
- Un raccordement au local électrique avec augmentation de la puissance du compteur EDF à 36 KVA
- Une alimentation en eau à partir de l'eau du forage de Bois Gramond avec vérification au préalable que cette eau ne contenait pas de micropolluants

- L'installation d'une pompe immergée de marque Grundfos et d'un variateur de fréquence près de la sortie de l'ouvrage de Bois Gramond pour l'alimentation du pilote lors des évènements pluvieux
- L'approvisionnement en réactifs chimiques (Chlorure ferrique et polymère) avec obtention d'une habilitation pour manipuler des produits chimiques pour les intervenants sur le pilote et sur le site
- Une canalisation pour l'évacuation des eaux traitées par le pilote
- Le montage d'une injection de coagulant (chlorure ferrique) en ligne en complément de la seule injection de polymère fournie avec le pilote



Figure 6: Implantation du pilote de démonstration sur le site de Bois Gramond. (Source : LyRE)

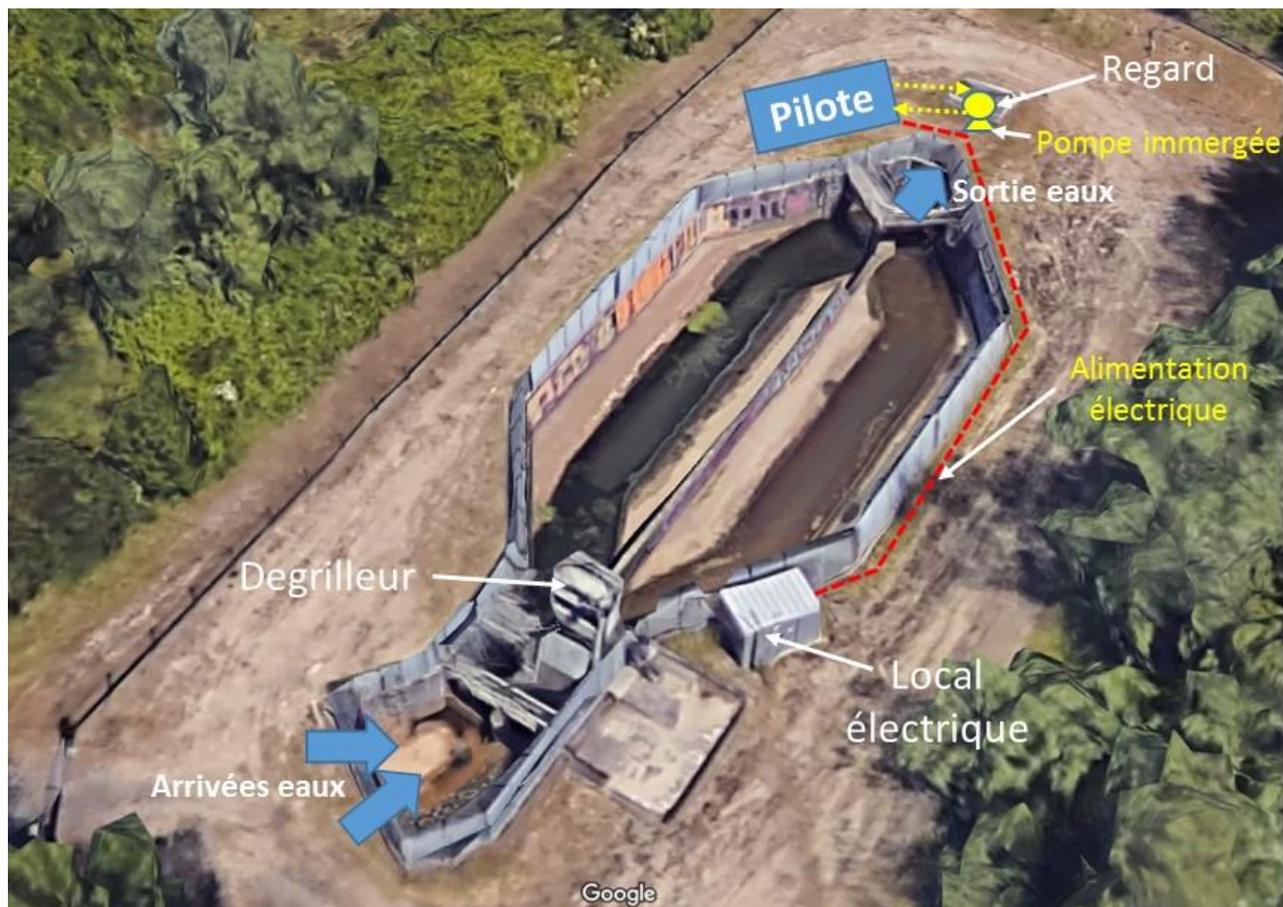


Figure 7: Connexion du pilote de démonstration sur le site de Bois Gramond.

La filière de traitement, installée dans le container, est constituée d'un poste d'injection en ligne de coagulant (chlorure ferrique), d'un poste de préparation et d'injection de polymère et du filtre lui-même (toile filtrante de maille 210 μm). Cette filière comporte 3 point de prélèvements : les eaux pluviales brutes, les eaux pluviales traitées et les boues collectées (cf. Figure 8)

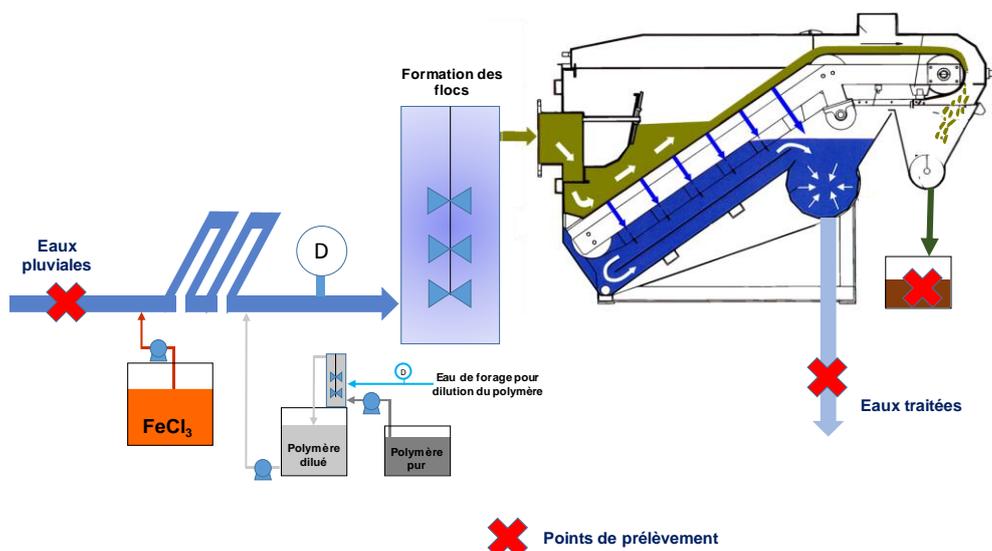


Figure 8: Filière de traitement des eaux pluviales de Bois Gramond

2.3.3.2 Choix des réactifs

La filtration sur bande peut requérir l'utilisation de réactifs chimiques permettant la coagulation et la floculation des matières en suspension et des colloïdes, les rassemblant sous forme de floc et facilitant la formation d'un gâteau de filtration sur la bande. Pour la coagulation, un sel métallique permettant de supprimer les répulsions inter colloïdales est utilisé tandis qu'un polymère (anionique ou cationique) sera utilisé pour la floculation c'est-à-dire l'agglomération des floccs.

Les réactifs chimiques à considérer vont dépendre de la matrice d'eau à traiter. C'est pourquoi des tests en laboratoire de type jar tests ont été réalisés au CIRSEE sur des prélèvements sur le site de Bois Gramond dans le but d'identifier les réactifs les plus adéquats pour leur mise en œuvre dans les campagnes terrain. Dans le Tableau 1 sont indiquées les caractéristiques des eaux brutes pour les essais en jar test.

Tableau 1: Caractéristiques des eaux brutes pour essais jar test

Paramètres	Unités	Eau brute 18/07	Eau brute 13/09
pH	-	7,5	8,2
Turbidité	NTU	83,9	28,7
MES	mg/L	104	57,8
MVS	mg/L	40	
DCO totale	mg O2/L	86	30,6
DCO soluble	mg O2/L	59,3	15,6

Deux types de polymères ont été étudiés (liste dans le Tableau 2) : des polymères polyacrylamide cationiques linéaires sous forme d'émulsion de haut poids moléculaire et des polymères polyacrylamide anioniques en émulsion. Ces derniers ont été couplés à un coagulant de type chlorure ferrique. Tous les polymères étaient de marque SNF.

Tableau 2: Polymères en émulsion testés

Type polymères en émulsion	Référence	Densité de charge
Polymère polyacrylamide cationique linéaires	SNF EM 440 CT	Elevée
	SNF EM 640 CT	Très élevée
	SNF EM 840 CT	Très élevée
	SNF EM 949 CT	Très élevée
Polymère polyacrylamide anionique	SNF EM 430	Faible
	SNF EM 532	Medium
	SNF EM 533	Elevée
	SNF EM 630	Elevée

2 séries de jar tests ont été réalisées pour chacune des 2 eaux échantillonnées afin de sélectionner les réactifs les plus adaptés à la matrice pluviale ainsi que les concentrations de ces réactifs à mettre en œuvre. Le protocole pour chaque jar test (0,5 L d'eau de Bois Gramond à traiter) a été le suivant :

- Coagulation (si polymère anionique) : chlorure ferrique de 2 à 20 % (gFe/gMES), agitation 100 t/min pendant 10 min
- Floculation : ajout polymère de 0,25 à 10 mg matière active (MA) /L, agitation 40 t/min pendant 5 min
- Filtration sur grille 158 µm et 350 µm
- Analyse des filtrats : turbidité, DCO

La figure 9 illustre les floccs obtenus par coagulation FeCl_3 à 5 % et floculation avec le polymère anionique SNF EM 630 à 0,5 mg MA/ ainsi que ceux obtenus après floculation seule avec le polymère cationique SNF EM 840 CT.

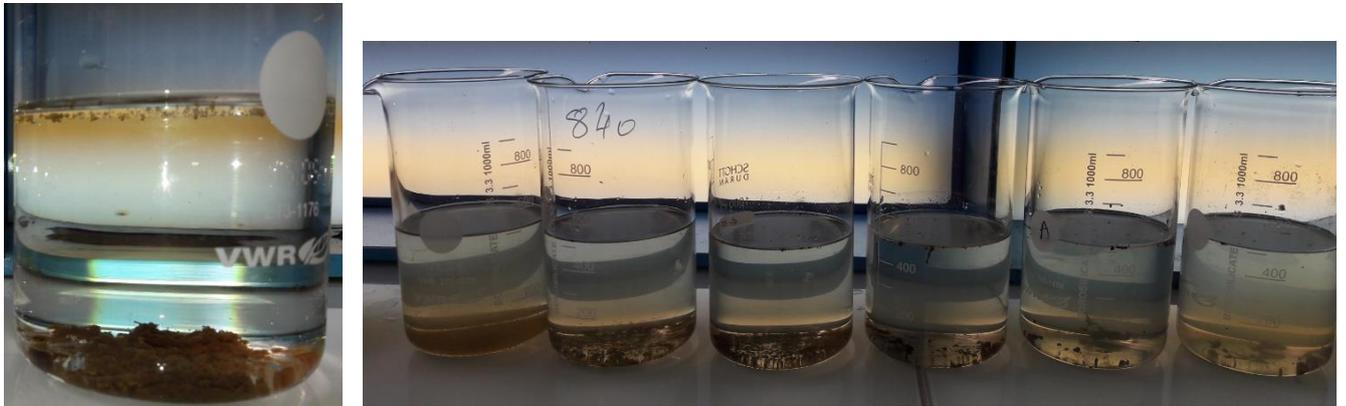


Figure 9: (a) Floccs obtenus par coagulation (FeCl_3 , 5%) et floculation polymère anionique (SNF EM 630, 0,5 mg MA/L), (b) Floccs obtenus avec concentration croissante de polymère cationique (SNF EM 840 CT)

Le choix du meilleur polymère résulte en général d'un compromis entre la qualité des floccs obtenus (taille, résistance,...), la qualité du filtrat (turbidité, DCO...) et la quantité de réactif à mettre en œuvre.

La figure 10 compare la turbidité après une filtration sur grille à $158 \mu\text{m}$ pour une coagulation à 20 % en FeCl_3 et différentes doses de polymères anioniques (de 0,25 g à 5 g MA/L). Le meilleur résultat est obtenu pour le polymère anionique SNF EM 630.

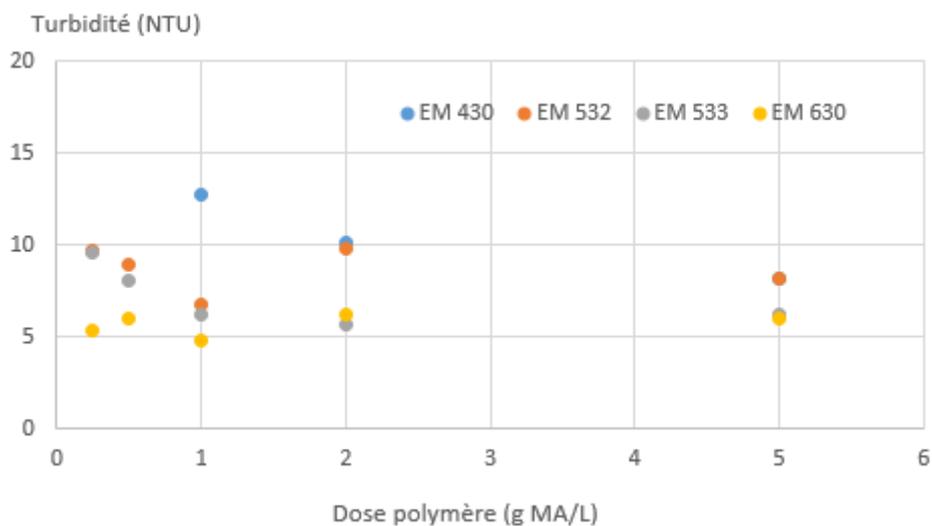


Figure 10: Evolution de la turbidité (échantillon eau Bois Gramond) après coagulation à 20% FeCl_3 en fonction de la dose de polymère anionique appliquée et pour les différents polymères du tableau 2. Résultats obtenus après filtration à $158 \mu\text{m}$.

La figure 10 représente l'évolution de la turbidité pour 2 doses du polymère anionique SNF EM 630 (0,25 et 0,5 mg MA/L) en fonction de la dose de coagulant mise en œuvre (de 0 à 20 %) et en fonction de la maille de filtration (158 ou $310 \mu\text{m}$). Elle démontre le fait que la quantité de coagulant peut être limitée à 5 % pour une dose de flocculant égale à 0,5 mg MA/L et par filtration à $158 \mu\text{m}$.

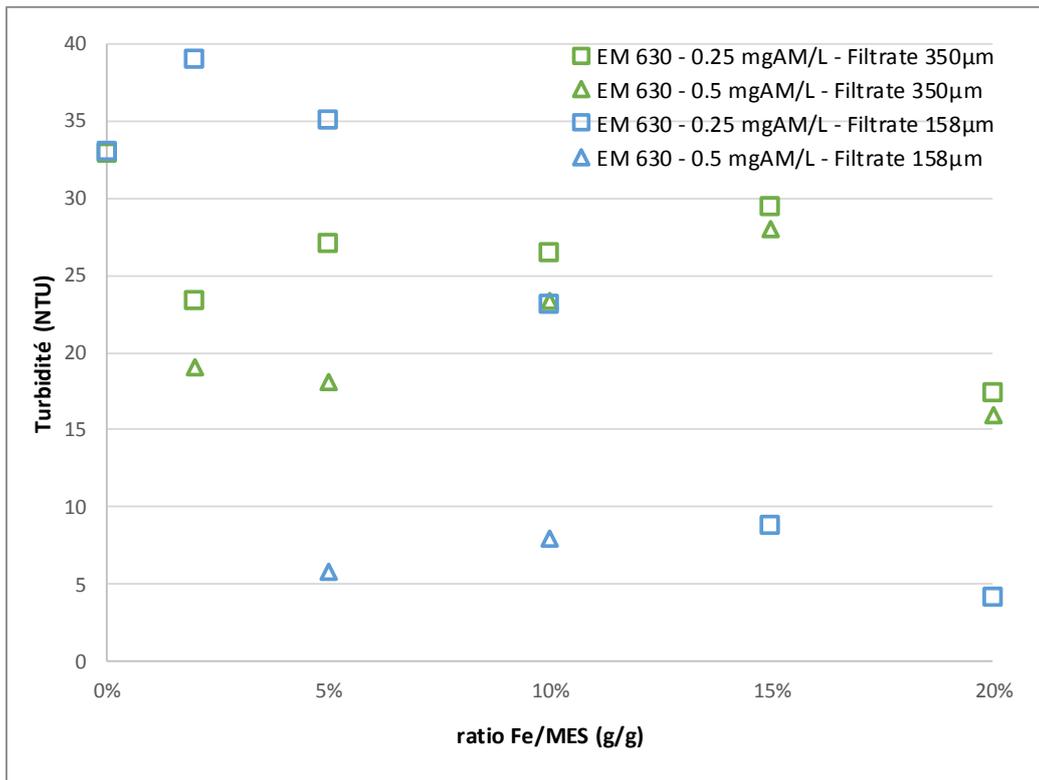


Figure 11: Evolution de la turbidité (échantillon eau Bois Gramond) en fonction de la dose de coagulant (FeCl₃) et de la maille de filtration pour 2 doses de polymère anionique SNF EM 630.

Ces jar tests ont permis de préconiser, dans le cas d'un **couplage coagulant / flocculant anionique** un dosage de coagulant (FeCl₃) de l'ordre de 5% (gFe/gMES) et un dosage du polymère anionique SNF EM 630 autour de 0.5 mg MA/L.

De même, ils ont permis la sélection, dans le cas d'un **flocculant cationique seul**, du SNF EM 840 CT à une dose de l'ordre de 1 % (gMA/gMES). Les résultats sont présentés en Annexe A.

Ces 2 configurations de réactifs seront étudiées lors des campagnes de terrain en temps de pluie sur le site de Bois Gramond.

2.4 Campagnes de temps de pluie

Après installation du pilote en 2017, la phase expérimentale terrain a démarré début 2018 pendant une période de 6 mois.

2.4.1 Recensement des campagnes

La difficulté de ces campagnes terrain réside d'une part dans le fait d'avoir des prévisions météorologiques fiables, sachant que la pluie peut être plus localisée que prévue et ne pas se traduire par une montée de niveau conséquente à Bois Gramond (cf. Figure 12) et d'autre part dans le fait que ces campagnes ne nécessitent pas des interventions de nuit ou le week-end. Il faut ainsi anticiper suffisamment pour se rendre sur le site, démarrer le pilote et la préparation des réactifs.



Figure 12: Bois Gramond par temps sec (à gauche), par temps de pluie (à droite). Source : LyRE

6 campagnes ont pu être effectuées pendant le 1^{er} semestre 2018 (cf Tableau 3):

- 2 campagnes sans réactifs
- 4 campagnes avec réactifs dont :
 - 3 avec coagulant et floculant anionique
 - 1 avec floculant cationique

Du fait du nombre limité de campagnes, les paramètres de réglage du filtre ont été identiques durant toutes les campagnes à savoir :

- Filtration sur maille 210 μm et
- Débit de filtration : 7,9 m^3/h .

Tableau 3: Campagnes de mesures effectuées de temps de pluie à Bois Gramond

Conditions expérimentales			Campagne sans réactifs 1	Campagne sans réactifs 2	Campagne avec réactifs 1	Campagne avec réactifs 2	Campagne avec réactifs 3	Campagne avec réactifs 4
Date			14/02	07/04	06/03	19/03	07/04	12/06
Précipitations	mm/h		Indisp.	8,4	2,2	6	8,4	Temps sec
Maille de filtre	μm		210	210	210	210	210	210
Filtration	Débit	m^3/h	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9
	Vitesse (@0,25 m^2)	$\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$	31	31	31	31	31	31
Coagulant	Dose visée	g Fe/g MeS	-	-	5%	5%	5%	-
Polymère	Type		-	-	anionique	anionique	anionique	cationique
	Dose visée	g MA/g MeS	-	-	0,25%	0,5%	1%	4%

2.4.2 Procédure expérimentale

Le pilote est démarré à chaque campagne de terrain selon une procédure établie et constituée des étapes suivantes :

1 –Réglage des pompes de réactifs

Pour ce faire, la turbidité de l'eau pluviale est mesurée et une concentration en matières en suspension équivalente en est déduite à partir d'un fichier Excel. Ce calcul permet de définir les conditions de production du polymère : débit de la pompe de polymère, débit d'eau de dilution, débit de FeCl₃

2 – Préparation du polymère

La production de polymère doit ensuite être lancée selon les réglages définis précédemment. Le temps de maturation après dilution est de **30 min**. 50 L au maximum sont préparés.

3 – Démarrage de la pompe d'alimentation en eaux pluviales

4 – Démarrage de la pompe de chlorure ferrique selon le réglage défini en 1.

5 – Injection du polymère dilué

6 – Après 5 min, démarrage du prélèvement des échantillons pour 1h de manip.

2.4.3 Analyses

Les points de prélèvement entrée et sortie du pilote sont indiqués sur la Figure 8. Pour chaque campagne, deux types de prélèvements ont été effectués :

- Les prélèvements permettant de suivre l'évolution de la qualité des eaux pluviales arrivant sur le pilote. Ce suivi se fait sur la base d'une mesure de la turbidité toutes les 15 minutes et d'un prélèvement ponctuel pour la mesure de MES en laboratoire.
- Les prélèvements permettant d'évaluer les performances du pilote, c'est-à-dire établir les rendements d'élimination par composé. Ceci a été réalisé en constituant des échantillons intégrés sur 1 h dans le flaconnage et la quantité requis pour chaque paramètre d'étude, comme résumé dans le Tableau 4.

Tableau 4: Suivi analytique pour chaque campagne de temps de pluie

		Eau Pluviale Poste de relevage	Eaux traitées Sortie pilote
Prélèvement		Pendant 1h	Pendant 1h
Suivi évolution	Analyse	Turbidité, MES (1L)	
	Flaconnage	Prélèvement ponctuel toutes les 15 min	
Performances sur une 1h	Analyse: Paramètres majeurs	pH, Conductivité, Turbidité, MES, COD, DCO totale, DBO, NTK	
	Flaconnage	Plastique: 1L + 500 mL + 2x250 mL (avec acide)	
	Analyse: Micropolluants	Métaux, HAP, pesticides, glyphosate	
	Flaconnage	Dissous: 3x500 ml plastique, 1x500 mL verre Particulaire: 2x40 L plastique	

La constitution d'un échantillon sur la base d'une heure permet à la fois de s'affranchir d'une évaluation de la performance de traitement sur la base uniquement d'un échantillon ponctuel, (même si le régime est rapidement établi dans ce type de traitement) et de limiter au maximum la prise en compte de variations de la qualité d'eau au cours du temps. Ce dernier point sera rediscuté ultérieurement.

2.4.4 Paramètres globaux analysés

Le tableau 5 liste les paramètres globaux analysés dans le cadre de cette étude. Ces analyses ont été effectuées par le laboratoire de la SGAC à Louis Fargues (Bordeaux) selon des normes indiquées dans le tableau 5.

Tableau 5: Paramètres globaux analysés et normes associées

Paramètre	Norme
pH	NF EN ISO 10523
Conductivité corrigée à 25 °C	NF EN 27888
COD	NF EN 1484
DBO5	NF EN 1899-1
DCO	ISO 15705
NTK	NF EN 25663
MES	NF EN 872
Turbidité	NF EN ISO 7027

2.4.5 Micropolluants organiques analysés

La liste des micropolluants organiques et inorganiques a été établie à partir de la caractérisation des eaux pluviales effectuée sur le site de Bois Gramond lors de la première phase du projet REGARD. Le tableau 6 liste les micropolluants organiques analysés dans le cadre de cette étude.

Tableau 6: Liste des micropolluants organiques analysés (* phase dissoute uniquement pour les pesticides) et limites de quantification (LOQ) associées

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)	LOQ (ng/g) particulaire	LOQ (ng/L) dissous	Pesticides *	LOQ (ng/L)
Naphtalène	10	3	1343 DCPMU	0,9
Acénaphthylène	0,4	0,5	Atrazine 2 hydroxy	0,2
Acénaphthène	0,7	0,4	Carbendazime	0,2
Fluorène	1	0,1	Diflufenican	0,3
Phénanthrène	5	0,3	Diuron	0,1
Anthracène	0,3	0,2	Hydroxy simazine	0,1
Fluoranthène	2	0,1	Metolachlore	0,3
Pyrène	4	0,1	Propiconazole	0,3
Benzo(a)anthracène	0,2	0,1	Simazine	0,3
Chrysène + triphénylène	0,2	0,1	Terbutryne	0,9
Benzo(b+j+k)fluoranthène	0,2	0,2	Terbutylazine	1
Benzo(a)pyrène	0,2	0,2		
Indéno(1, 2, 3-cd)pyrène	0,3	0,3	Glyphosate	4,3
Benzo(g, h, i)pérylène	0,2	0,3	AMPA	6

2.4.6 Eléments trace métalliques (ETM) analysés

Le tableau 7 liste les ETM analysés dans le cadre de cette étude. Ces composés ont été analysés en phases dissoute et particulaire par l'EPOC à Bordeaux.

Tableau 7: Eléments trace métalliques analysés

ETM
Vanadium, Chrome, Cobalt, Nickel, Cuivre, Zinc, Arsenic, Strontium, Molybdène, Argent, Cadmium, Etain, Antimoine, Baryum, Plomb, Thorium, Uranium

Prélèvements et conditionnement : Les échantillons ont été prélevés dans des bouteilles en polypropylène de 500 ml (pour la détermination des teneurs en matières en suspension (MES) et en métaux dissous ; n=2 par point d'échantillonnage) et des bidons de 40 l (pour les métaux particuliers ; n=2 par point d'échantillonnage). Les bouteilles et les bidons ont été préalablement décontaminées à l'acide HNO₃ pendant 72h.

Trois types de traitement ont été réalisés dès leur retour au laboratoire EPOC (Univ. Bordeaux) :

- un volume précis d'échantillon, homogénéisé, a été filtré à 0.45 µm sur filtre Whatmann GF/F pour les MES ;
- un échantillon d'eau a été filtré à 0.2 µm pour la fraction dissoute des métaux traces et éléments majeurs.
- les prélèvements d'eau brute de 80 l ont été nécessaires pour la récupération de MES en quantité suffisante pour permettre d'en déterminer les teneurs en métaux (traces et éléments majeurs). Ramenés au laboratoire de terrain, les bidons ont été centrifugés (centrifugeuse WESTFALIA avec bol en inox pour limiter les contaminations) assurant un taux de récupération de l'ordre de 99 % pour un débit de l'ordre de ~40 litres à l'heure. Les MES récupérées ont été congelées puis lyophilisées et conservées dans des piluliers à sédiments, hermétiquement étanche, à l'abri de la lumière.

Traitement et analyses pour les métaux particuliers dans les MES : Les MES ont été broyées dans un mortier en agate, avant digestion totale dans des tubes en polypropylène (DigiTUBES®, SCP SCIENCE) par une attaque tri-acide (1.5 mL de HCl (Supra pur, Merck®, 10M), 0.5 mL de HNO₃ (Supra pur, Merck®, 14M) et 2 mL de HF (Supra pur, Fisher®, 29M)) permettant une mise en solution des métaux. Ces solutions ont été conservées, au frais, dans des tubes décontaminés jusqu'à leur dosage.

Dosage des métaux traces et éléments majeurs : Les échantillons (dissous et MES) ont été analysés à l'aide d'un spectromètre de masses à plasma couplé induit (ICP-MS de type Thermo® SCIENTIFIC X-SERIES 2 pour les métaux traces et avec un spectromètre optique couplé à une torche de plasma d'argon (ICP-OES, Thermo®) pour les éléments majeurs (Fe, Al). Pour chaque métal, une droite de calibration est obtenue à l'aide de solutions standards connues. Pour éviter une dérive de sensibilité de l'appareil, un étalon de la gamme des solutions standards a été dosé tous les cinq échantillons. Le contrôle qualité de nos mesures a été réalisé par l'ajout d'échantillons d'eaux (TMRAIN-04 et SRLS-5, SLRS-6) et de sédiments (Buffalo ; CRM-TCE-Gir; RM 8704) certifiés pour lesquels les concentrations en métaux traces et éléments majeurs sont connues.

Le fer n'a pas été analysé du fait de l'emploi de chlorure ferrique comme coagulant afin de ne pas saturer les équipements analytiques.

2.4.7 Etude écotoxicologique sur organismes aquatiques

Des bivalves filtreurs d'eau douce, *Corbicula fluminea*, ont été exposés à l'eau non traitée (entrée pilote) et traitée (sortie pilote) lors des campagnes 1 (coagulant et polymère anionique) et 4 (polymère cationique), afin d'évaluer l'efficacité du traitement sur la diminution des apports métalliques et de leurs effets sur les organismes aquatiques.

Les eaux pluviales non traitées (entrée pilote) et traitées (sortie pilote) des campagnes 1 (6/03/2018) et 4 (12/06/2018) ont été récupérées et ramenées au laboratoire (UMR EPOC-EA). De la sortie du pilote et durant toute la durée des expériences menées en laboratoire, les échantillons d'eau ont été conservés à 4°C dans des touques à l'abri de la lumière pour éviter la prolifération d'espèces indésirables bactériennes ou planctoniques, et les réactions chimiques modifiant la composition des prélèvements.

Après une période de stabulation d'une semaine dans l'animalerie, les palourdes d'eau douce (*Corbicula fluminea*), provenant d'un site considéré comme peu impacté par la pollution métallique (pisciculture expérimentale de l'IRSTEA, St. Seurin sur L'Isle, Gironde) ont été exposées 5 jours en conditions contrôlées aux eaux des campagnes 2 et 6 (cf. Figure 13). Selon les disponibilités du personnel technique, les expositions ont débuté entre 12h et 72h après réception de l'eau. De plus, pour éviter un stress thermique des bivalves influençant les paramètres biologiques suivis, la température de l'eau des unités expérimentales a été maintenue au même niveau que celle de l'animalerie, à savoir 9.8°C pour la campagne 1 et 20.4°C pour la campagne 4.

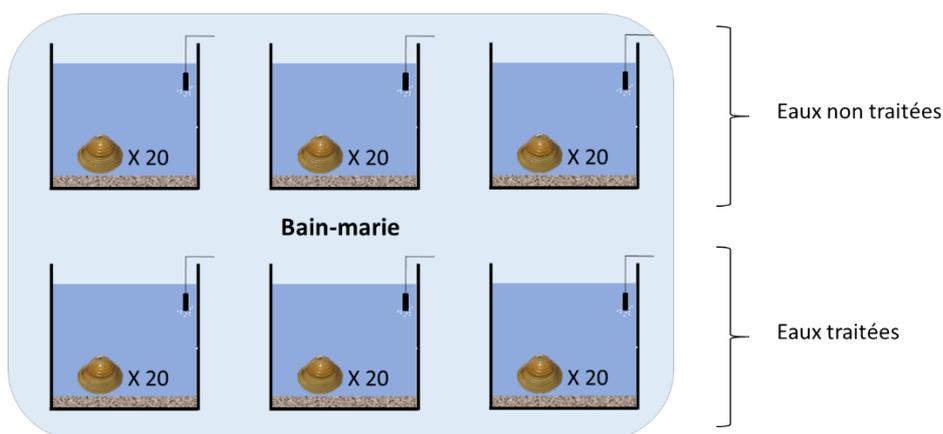


Figure 13 : Plan factoriel des expériences menées en laboratoire pour exposer les bivalves aux eaux des campagnes 1 et 4.

Pour chaque campagne, 12 corbicules (4 par bac) ont été prélevées aléatoirement par condition et par temps pour former 4 répliques de 3 glandes digestives et 3 branchies (Figure 14). Les corbicules du T0 ont été échantillonnées avant la transplantation dans les microcosmes et sont considérées comme la référence.

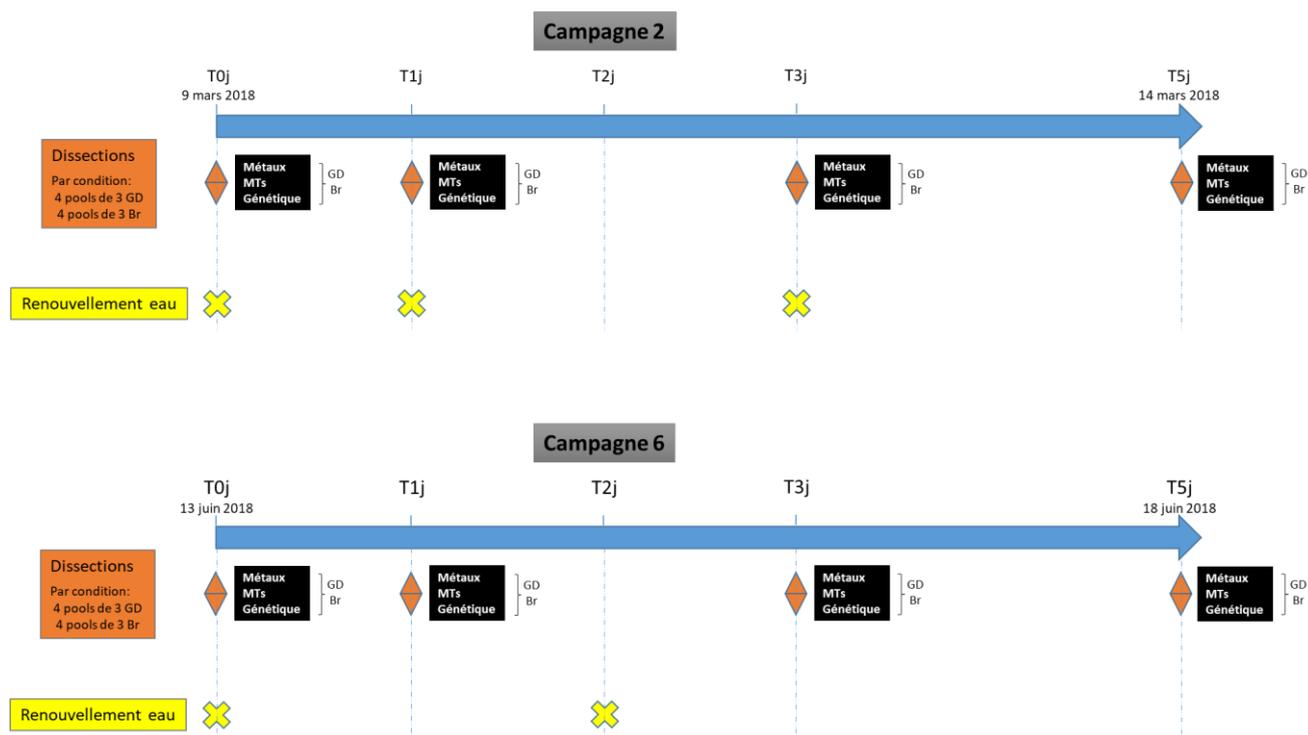


Figure 14 : Schématisation du principe d'échantillonnage (orange), des analyses prévues (noir) et du renouvellement de l'eau (jaune). GD : Glande Digestive ; Br : Branchies ; MTs : Méthallothionéines.

Les analyses prévues à chaque temps et sur les mêmes pools de glandes digestives et de branchies sont :

- (1) la quantification de 13 éléments métalliques par ICP-OES** : argent (Ag), aluminium (Al), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), fer (Fe), manganèse (Mn), nickel (Ni), plomb (Pb), sélénium (Se), vanadium (V) et zinc (Zn) (Baudrimont et al, 2016) ;
- (2) la quantification des protéines de détoxication (méthallothionéines, MTs)** marqueurs d'un stress général de l'organisme par la méthode de saturation au mercure (Baudrimont et al, 1999) ;
- (3) la quantification des niveaux d'expression de 18 gènes d'intérêt** impliqués dans plusieurs processus biologiques comme le fonctionnement mitochondrial (12S, Cox1), l'apoptose et la mort cellulaire (ATG12, ATG13, Bax, Bcl-2, p53), la détoxication et l'élimination des polluants organiques (cytochromes P450 A24 et A2, GST, MXR), la réduction du stress oxydant (CAT, SOD1, SOD2), l'immunité (C3), la réponse aux dommages à l'ADN (GADD45), aux polluants métalliques (MT) et aux œstrogènes (ER). L'expression de ces gènes a été analysée par la technique de PCR quantitative (qPCR) (Bertucci et al, 2018).

3. Résultats

3.1 Doses de réactifs

Comme décrit précédemment, une mesure de la turbidité de l'eau permet d'estimer la concentration en matières en suspension et de fixer le débit du coagulant et du polymère à injecter. La préparation du polymère nécessite un temps de maturation de 30 min avant injection.

Le début de l'expérimentation commence de façon effective 60 minutes après la détermination du dosage des réactifs.

Entre-temps la concentration en matières en suspension (MES) a tendance à diminuer ainsi que le montre la Figure 15. Le dosage des réactifs n'étant pas asservi à la turbidité (et par conséquent pas à la concentration en MES), le dosage effectif s'avère plus élevé que celui visé initialement (cf. Tableau 8).

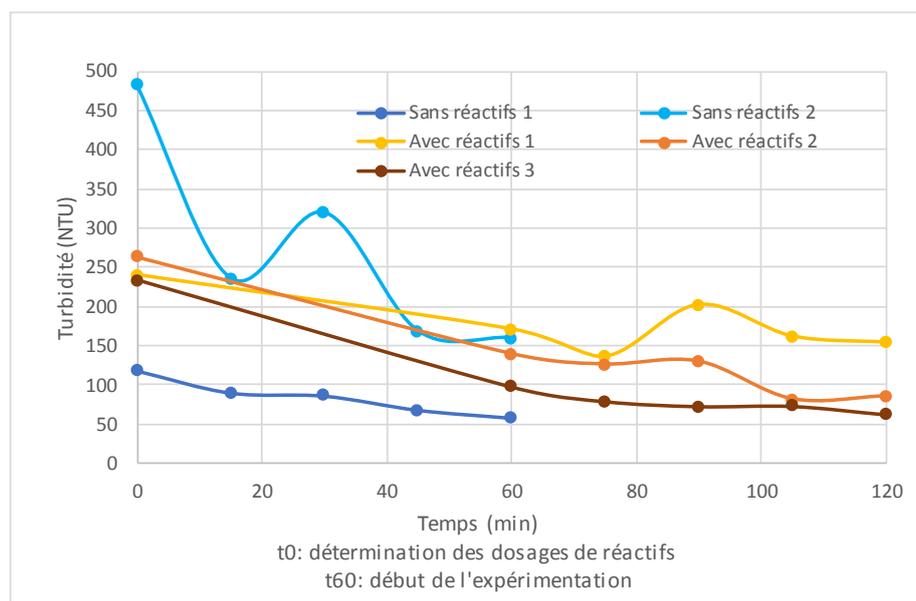


Figure 15 : Evolution de la turbidité au cours des campagnes de temps de pluie

Tableau 8 : Doses réelles de réactifs vs doses visées

Conditions expérimentales			Campagne sans réactifs 1	Campagne sans réactifs 2	Campagne avec réactifs 1	Campagne avec réactifs 2	Campagne avec réactifs 3	Campagne avec réactifs 4
Date			14/02	07/04	06/03	19/03	07/04	12/06
Coagulant	Dose visée	g Fe/g MeS	-	-	5%	5%	5%	-
	Dose réelle	g Fe/g MeS	-	-	9%	16%	21%	-
Polymère	Type		-	-	anionique	anionique	anionique	cationique
	Dose visée	g MA/g MeS	-	-	0,25%	0,5%	1%	4%
	Dose réelle	g Fe/g MeS	-	-	0,5%	1,6%	4,2%	8%

3.2 Paramètres globaux

Les concentrations en MES et Demande Chimique en Oxygène (DCO) sont représentées sur la Figure 16 pour les 6 campagnes réalisées. Ces concentrations sont variables en fonction de l'évènement de temps de pluie et restent inférieures aux gammes de concentrations moyennes des eaux usées urbaines, soit 150 à 500 mg/L pour les MES et 300 à 1000 mg O₂/L pour la DCO (Memento Degremont, 2018).

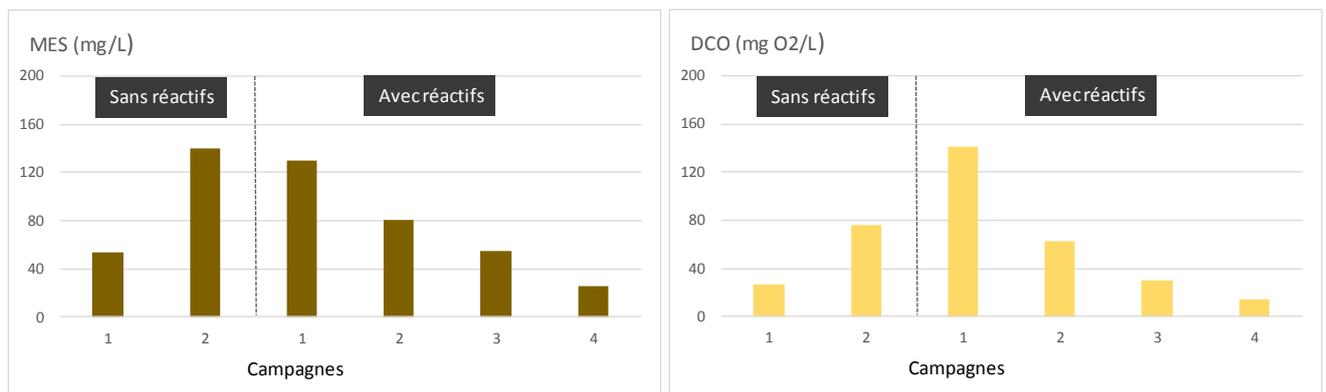


Figure 16 : Concentrations en MES et DCO des eaux pluviales en entrée du pilote de traitement pour les 6 campagnes de temps de pluie.

Les abattements en MES obtenus dans les différentes campagnes sont représentés sur la Figure 17.

En l'absence de réactifs, l'abattement est faible, voire nul. Cela s'explique vraisemblablement par le fait qu'aucun gâteau de filtration n'est formé et que le procédé s'apparente dans ce cas à un tamisage à 210 µm. Les particules de taille inférieure traversent donc le filtre et se retrouvent dans l'eau de sortie.

Les abattements en MES sont compris entre 55 % et 80 % par ajout de réactifs sauf pour la campagne correspondant aux concentrations les plus faibles en coagulant (9 %) et en polymère anionique (0,5%) et pour laquelle le rendement est même négatif.

L'abattement en MES est plus faible pour la 3^{ème} campagne avec réactifs, comparé à la 2^{nde} alors que le dosage en réactifs est plus élevé. Cette baisse de rendement est probablement due à une eau pluviale moins chargée en MES (concentration 30 % plus faible). Une autre hypothèse pourrait être la formation d'un gâteau non homogène laissant passer par moment les petits floccs comme dans le cas des essais sans réactifs.

Un abattement de l'ordre de 80 % a toutefois été obtenu dans 2 cas, l'un avec coagulant et polymère anionique, l'autre avec polymère cationique seul.

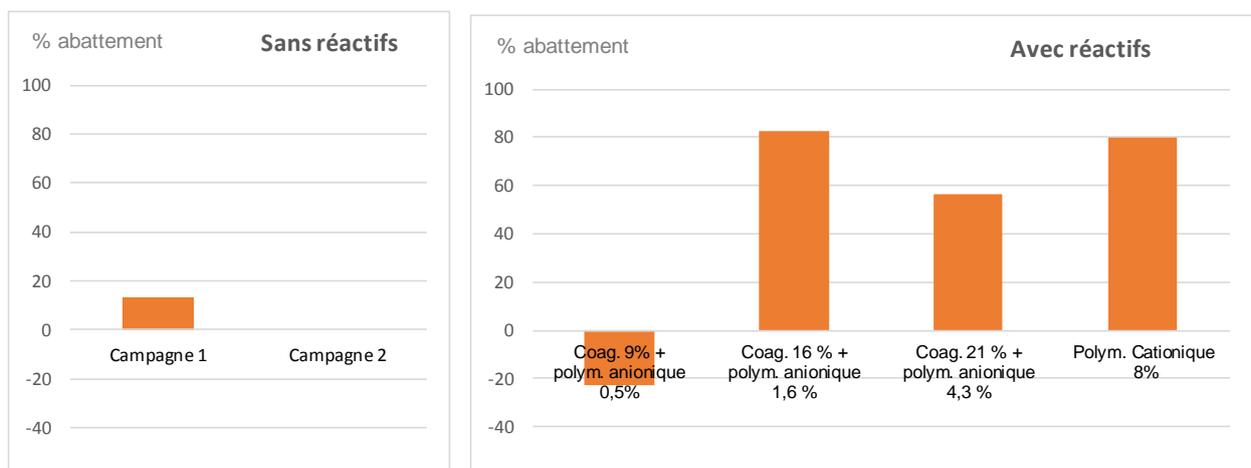


Figure 17 : Abattement des MES entrée/sortie du pilote de traitement pour les 6 campagnes terrain, sans (figure gauche) et avec réactifs chimiques (figure droite)

Les rendements d'élimination de la DCO et de la DBO5 ne sont pas discutés ici. Ils présentent des fluctuations non corrélées au facteur dilution seul. Peut-être s'agit-il dans ce cas d'un problème de prélèvement.

3.3 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP du Tableau 6 ont été quantifiés dans la phase particulaire et en phase dissoute pour les 6 campagnes de temps de pluie référencées (cf. Figure 18). Les concentrations dans la phase particulaire, exprimées en ng/L ont été recalculées à partir des concentrations en MES afin de pouvoir les comparer aux concentrations mesurées en phase dissoute.

Les HAP sont des composés hydrophobes qui seront préférentiellement adsorbés sur les MES, tendance bien reflétée sur la Figure 18.

Certains HAP sont présents à plus de 90 % en phase particulaire, ce qui explique que les concentrations en phase dissoute soient faibles et en général proches des limites de quantification. Il s'agit de l'anthracène, du benzo(a)anthracène, du benzo(a)pyrène, du benzo(b+j+k) fluoranthène, du benzo(g,h,i)perylène, du chrysène+triphénylène, de l'indéno(1,2,3-cd)pyrène et de l'acénaphthylène. Ces HAP en phase dissoute ne seront pas considérés dans l'évaluation de l'efficacité de la filière e traitement.

Les HAP suivants : anthracène, naphthalène, acénaphène, acénaphthylène et fluorène ont des niveaux de concentration faibles en phase particulaire et ne seront pas pris en compte dans l'évaluation de l'efficacité de la filière de traitement.

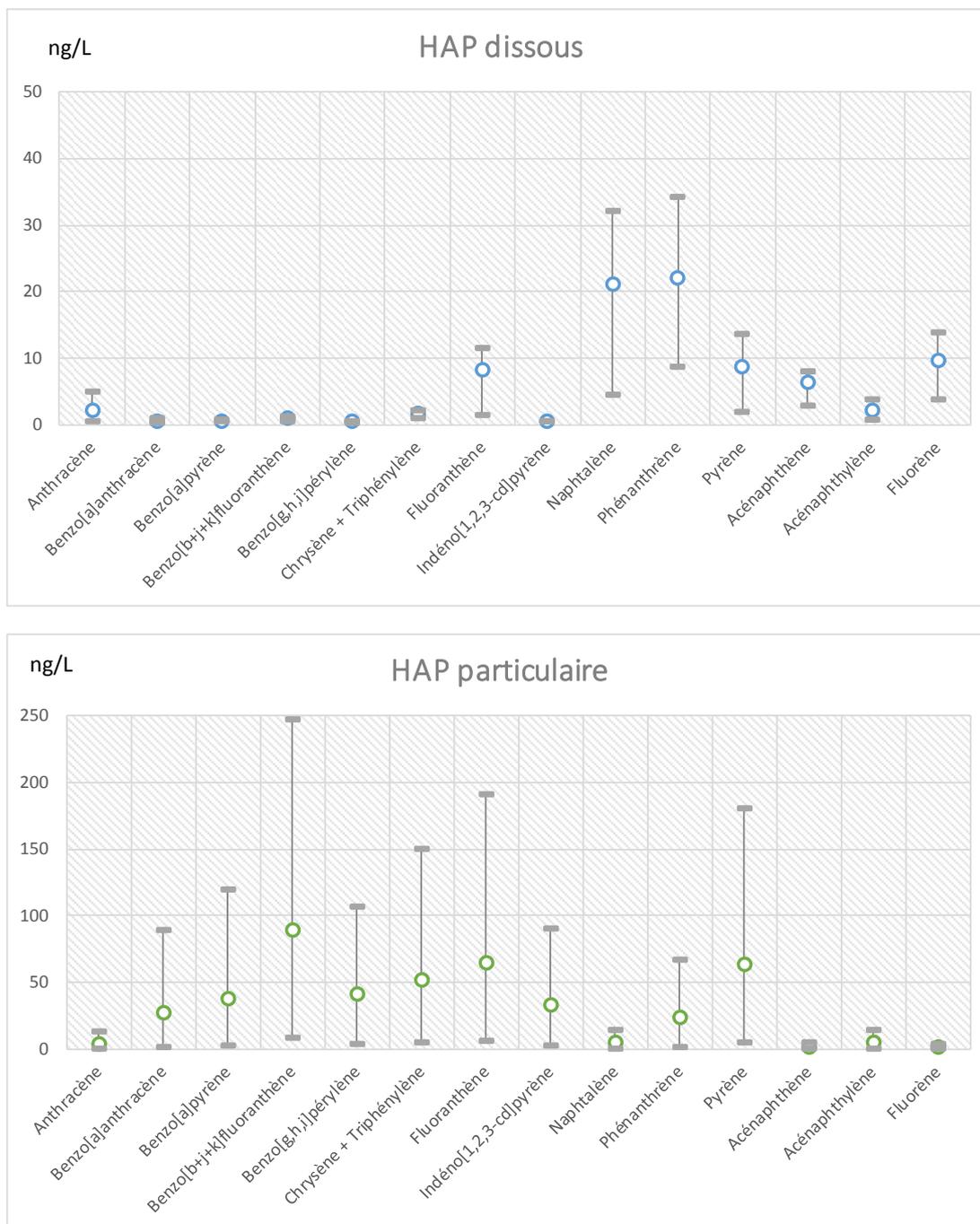


Figure 18 : Concentrations en HAP en phase dissoute (haut) et en phase particulaire (bas) pour les 6 campagnes de temps de pluie. Valeurs moyennes (marqueurs bleus et violets), min et max.

3.3.1 HAP dissous

La figure 19 représente les concentrations des HAP quantifiés dans la campagne 1 de temps de pluie en entrée et en sortie du pilote de filtration fonctionnant sans réactifs chimiques. Les concentrations obtenues dans la campagne 2 sont similaires, excepté pour le naphtalène et le phénanthrène pour lesquels les concentrations sont 2 fois plus élevées dans la campagne 2.

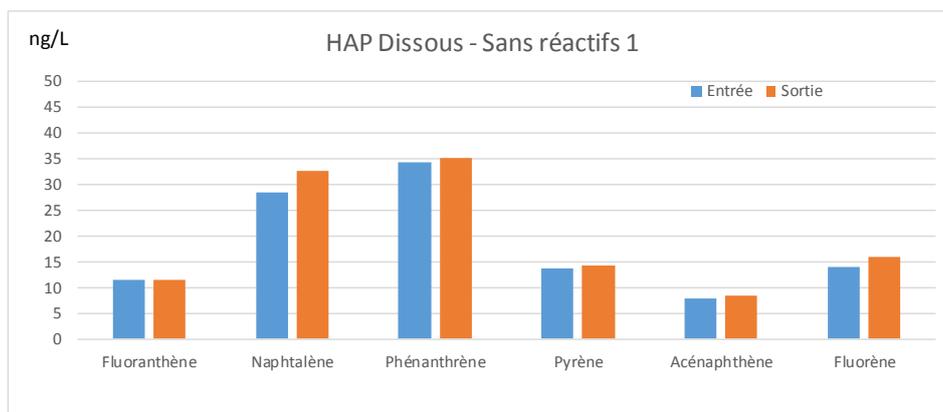


Figure 19 : Concentrations en HAP dissous en entrée/sortie du pilote. Campagne 1 sans réactifs

Les concentrations entrée /sortie pilote en HAP dissous mesurées lors des campagnes 2 et 3 avec réactifs (coagulant + polymère anionique) sont représentées sur la Figure 20. De façon non expliquée les concentrations en naphtalène, phénanthrène, acénaphthène et fluorène sont plus élevées (jusqu'à 1,5 fois) en sortie pilote qu'en entrée. Les concentrations en HAP dissous relatives à la campagne 1 avec le dosage le plus faible en réactifs sont 2 à 4 fois plus faibles que celles de la campagne 2 et n'ont pas été représentées dans la Figure 20. Les analyses relatives à la campagne 4 avec le polymère cationique sont en attente de validation.

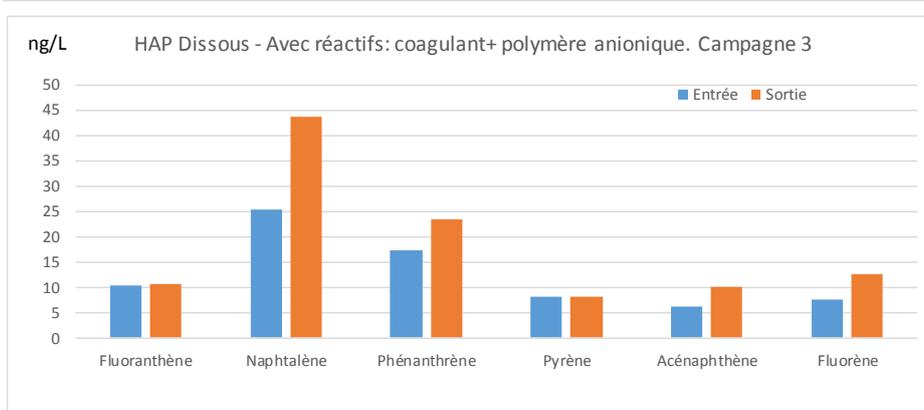
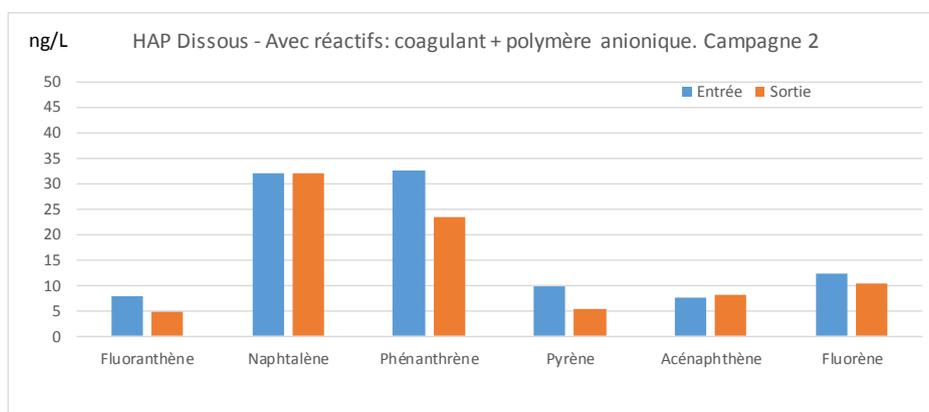


Figure 20 : Concentrations en HAP dissous en entrée/sortie du pilote. Campagnes 2 et 3 avec réactifs : coagulant et polymère anionique et doses croissantes.

Il est difficile de conclure sur l'efficacité d'élimination des HAP dissous par ce procédé de filtration : les tendances ne sont effectivement pas marquées (Figure 21). Les 2 campagnes sans réactifs affichent des abattements variables, proches de 0 % pour la campagne 1 et allant jusqu'à 35 % pour la campagne 2 pour certains HAP comme le naphthalène ou l'acénaphthène. Il en est de même pour les 3 campagnes avec réactifs avec des abattements variables : inférieurs à 20 % pour le dosage en réactifs le plus faible (campagne 1), atteignant 45 % pour certains HAP comme le pyrène dans la campagne 2 mais proches de 0 % voire fortement négatifs dans la campagne 3.

Aucune explication n'a été privilégiée : problème d'échantillonnage ? Variation de la concentration pendant la durée de prélèvement ? D'autres mesures seraient nécessaires pour établir des tendances fiables.



Figure 21 : Abattements pour les HAP dissous sur la filière pilote dans les campagnes de temps de pluie sans réactifs (haut) et avec réactifs (coagulant + polymère anionique, bas)

3.3.2 HAP en phase particulière

Les figures 22 et 23 représentent les concentrations des HAP en phase particulière quantifiées dans la campagne 2 de temps de pluie en entrée et en sortie du pilote de filtration fonctionnant sans réactifs et dans les campagnes 1 à 4 avec réactifs respectivement. Les concentrations sont exprimées en ng/gMES.

Les concentrations obtenues dans la campagne 1 sans réactifs (non représentées) sont similaires à celle de la Figure 22.

Les concentrations obtenues dans les campagnes 1 et 4 avec réactifs sont globalement 2 fois plus faibles que pour les campagnes 2 et 3.

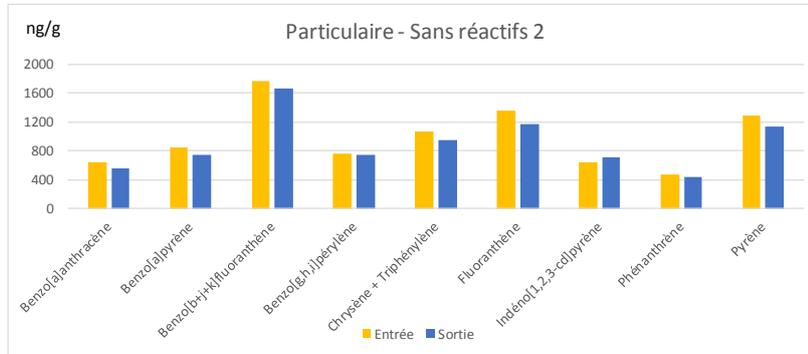


Figure 22 : Concentrations en HAP en phase particulaire en entrée/sortie du pilote. Campagne 2 sans réactifs

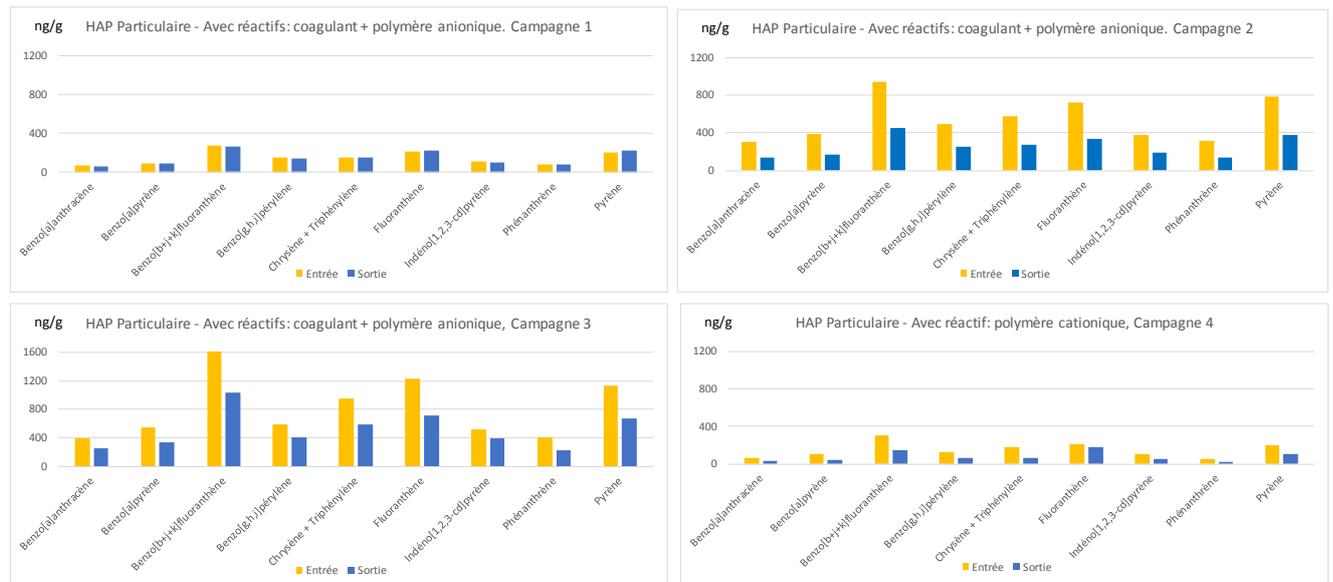


Figure 23 : Concentrations en HAP en phase particulaire en entrée/sortie du pilote. Campagnes 1 à 4 avec réactifs

Sans réactifs, l'abattement des HAP en phase particulaire par la filière de traitement reste faible, inférieure à 15 % (Figure 24). C'est aussi le cas lors du traitement avec ajout de réactif (coagulant polymère anionique) pour le dosage le plus faible.

En revanche les abattements sont de l'ordre de 50 -55 % pour la campagne 2, compris entre 30 et 40 % pour la campagne 3 et voisins de 60 % dans certains cas comme le benzo(a)pyrène et le chrysène/triphénylène dans la campagne 4 avec le polymère cationique.

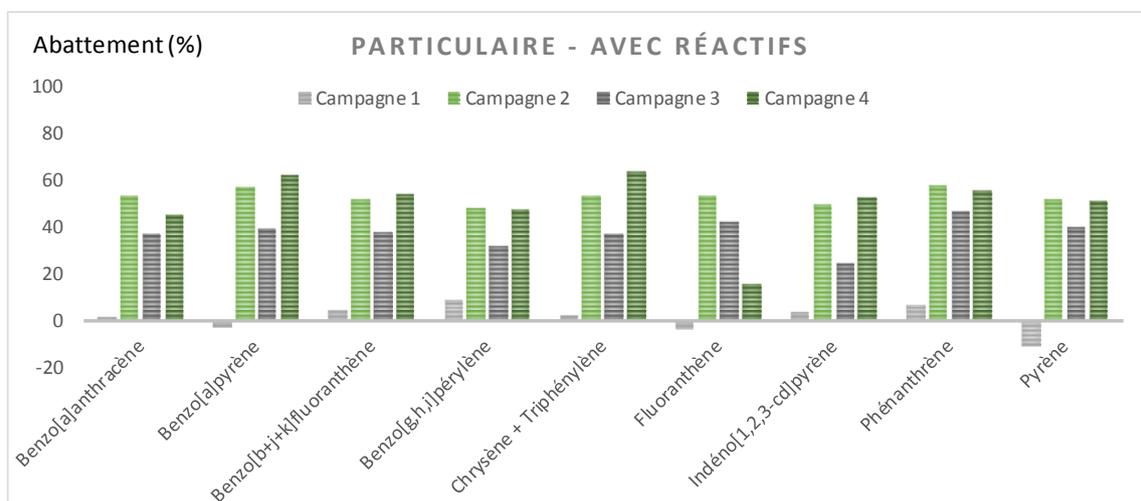
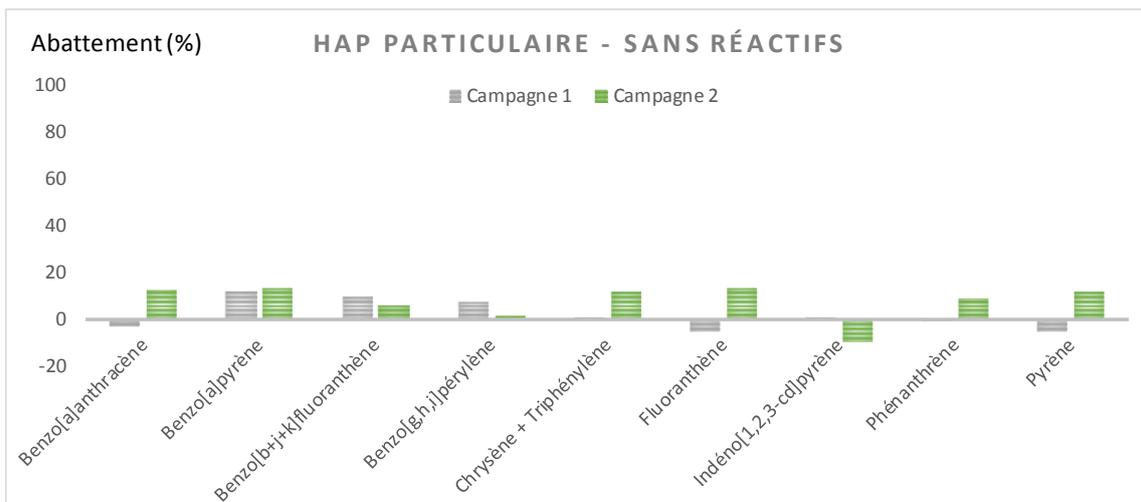


Figure 24 : Abattements pour les HAP en phase particulaire sur la filière pilote dans les campagnes de temps de pluie sans réactifs (haut) et avec réactifs (bas)

Le pourcentage d'abattement des HAP sous forme particulaire est fortement lié au pourcentage d'élimination des MES ainsi que le montre la Figure 25 pour les 5 HAP suivants : benzo(a)pyrène, benzo(b+j+k)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, chrysène + triphénylène et phénanthrène. Cette tendance est aussi confirmée pour les autres HAP en phase particulaire, quantifiés dans les campagnes 1 à 4 avec réactifs, mais non représentés dans la Figure 25.

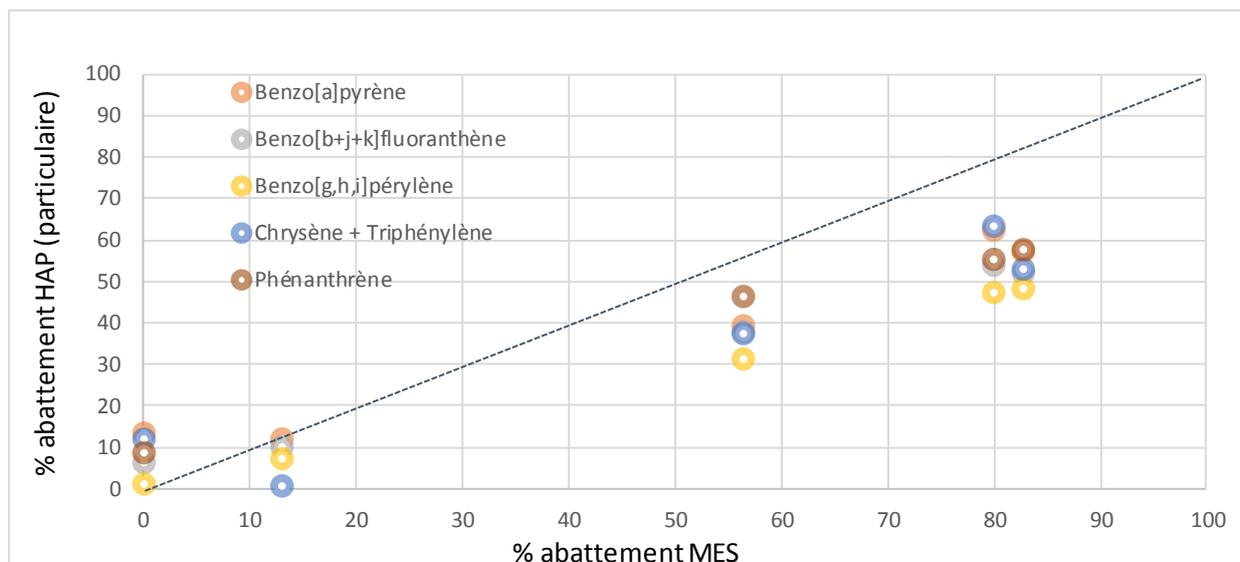


Figure 25 : Corrélation entre abattements des HAP en phase particulaire et abattements des MES.

3.4 Pesticides

3.4.1 Pesticides hors glyphosate et AMPA

Sur les 11 pesticides recherchés, hors glyphosate et AMPA, seule la terbutylazine n'a jamais été quantifiée dans les campagnes de mesure.

La figure 26 représente les concentrations des 10 pesticides quantifiés dans les 2 campagnes de temps de pluie en entrée et en sortie du pilote de filtration fonctionnant sans réactifs chimiques.

Les pesticides suivants ont été quantifiés dans les 2 campagnes : diuron, hydroxy simazine, atrazine 2 hydroxy, carbendazime, diflufenican et propiconazole. Simazine, métolachlore, 1343 DCPMU et terbutryne n'ont été quantifiés que dans une seule campagne. Le propiconazole, fongicide utilisé en agriculture, présente les concentrations les plus élevées dans les prélèvements, supérieures à 350 ng/L.

Les concentrations en entrée et en sortie du pilote de traitement sont très similaires, ce qui indique que ces pesticides dissous ne sont pas éliminés des eaux pluviales par ce type de traitement en l'absence de réactifs. Ceci est confirmé par la Figure 27 représentant les abattements moyens obtenus pour chacun des pesticides sur les 2 campagnes considérés. Les valeurs mini et maxi sont représentées dans la mesure où les substances ont été quantifiées dans les 2 campagnes.

Les abattements sont proches de 0% pour la plupart des pesticides sauf pour le diflufenican où les concentrations en sortie sont plus élevées qu'en entrée. Il s'agit peut-être d'un problème de représentativité de l'échantillonnage.



Figure 26 : Concentrations en pesticides entrée et sortie du pilote fonctionnant sans réactifs

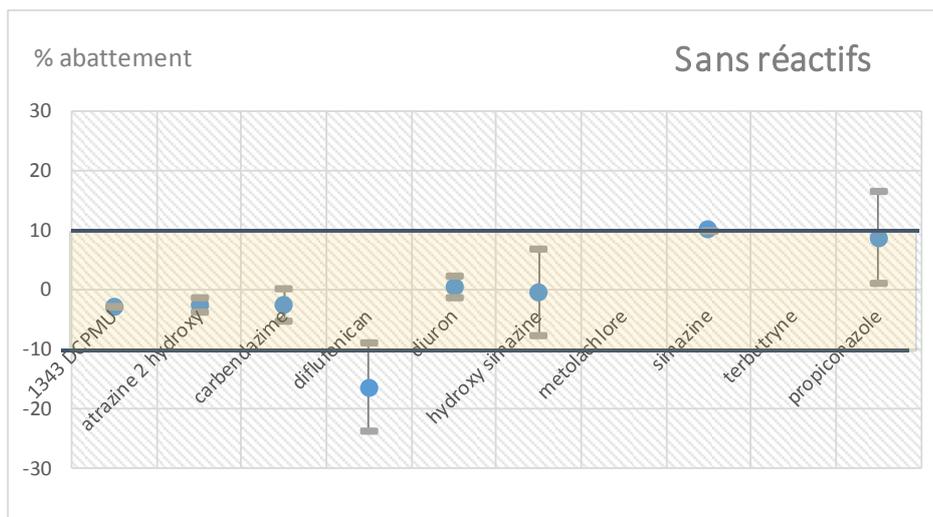


Figure 27 : Abattements moyens des pesticides entrée/sortie du pilote de traitement sans réactifs chimiques.

La figure 28 représente les concentrations des 10 pesticides quantifiés dans les 2 campagnes de temps de pluie en entrée et en sortie du pilote de filtration fonctionnant avec ajout de coagulant et de polymère anionique avec les dosages indiqués dans le tableau 3.

Les pesticides suivants ont été quantifiés dans les 2 campagnes : diuron, hydroxy simazine, atrazine 2 hydroxy, carbendazime, diflufenican et propiconazole. Simazine, métolachlore, 1343 DCPMU et terbutryne n'ont été quantifiés que dans une seule campagne. Les concentrations en certains pesticides peuvent varier fortement d'un évènement à l'autre sans que ces variations puissent être expliquées par un simple phénomène de dilution dans les eaux pluviales.

La Figure 29 représente les abattements obtenus pour les pesticides quantifiés dans les 3 campagnes considérés, c'est-à-dire : atrazine 2 hydroxy, carbendazime, diuron, hydroxy simazine et propiconazole en fonction du dosage de réactif utilisé :

- Pour le dosage le plus faible de réactifs (9 % coagulant + 0,5 % polymère anionique), il n'y a aucune élimination des pesticides. Les valeurs négatives des rendements peuvent être dues à la représentativité de l'échantillonnage et à la difficulté de prendre en compte le temps de séjour dans le pilote.
- Pour le dosage le plus élevé (21% coagulant + 4,3 % polymère anionique), 3 pesticides sont éliminés entre 25 et 35 % : l'atrazine 2 hydroxy, l'hydroxy simazine et le propiconazole.

L'augmentation simultanée du dosage du coagulant et du polymère anionique a permis d'obtenir une élimination partielle de l'atrazine 2 hydroxy, de l'hydroxy simazine et du propiconazole mais à doses employées beaucoup plus élevées que les doses visées initialement dans les campagnes de terrain.

Il peut en être conclu que l'emploi de coagulant / polymère anionique ne permet pas l'élimination des pesticides considérés à moins d'utiliser des taux de traitement très élevés, rédhibitoires d'un point de vue économique.



Figure 28 : Concentrations en pesticides entrée et sortie du pilote. Traitement avec réactifs : coagulant et polymère anionique

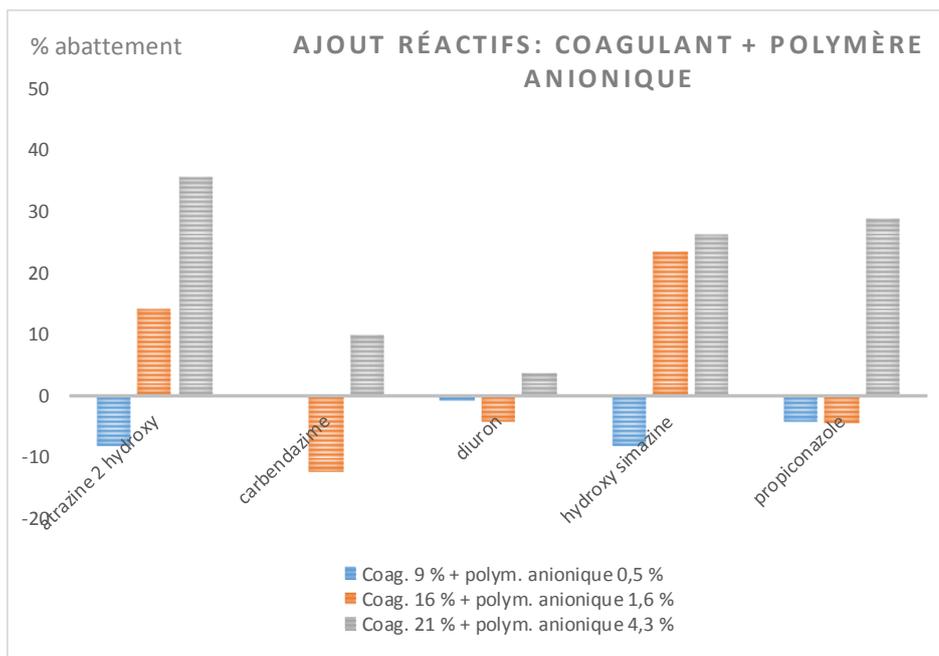


Figure 29 : Abattements des pesticides entrée/sortie du pilote de traitement en fonction du dosage de coagulant et de polymère anionique

La figure 30 représente les concentrations des pesticides quantifiés dans la campagne 4 de temps de pluie en entrée et en sortie du pilote de filtration fonctionnant avec polymère cationique. Seul le diflufenican n'a pas été quantifié. Les concentrations de propiconazole sont du même ordre de grandeur que celles de la campagne 1 avec réactifs mais beaucoup plus faibles que dans les autres campagnes.

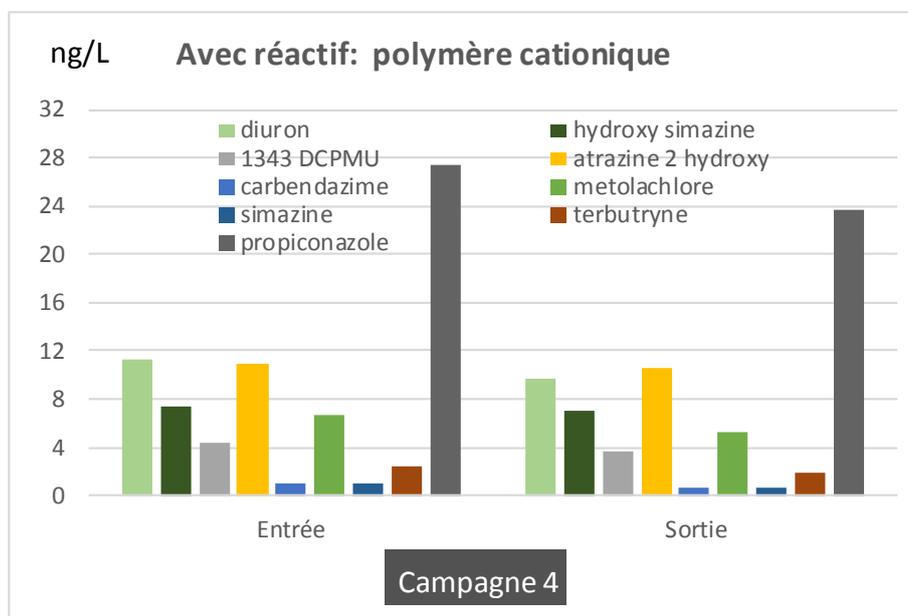


Figure 30 : Concentrations en pesticides entrée et sortie du pilote. Traitement avec polymère cationique.

La majorité des pesticides sont éliminés entre 10 et 20% (1343 DCPMU, diuron, métolachlore, terbutryne et propiconazole) (cf. Figure 31). L'atrazine 2 hydroxy et l'hydroxy simazine ne sont que

très peu éliminées (< 10 %). Les rendements sont plus élevés pour la simazine et la carbendazime (> 30 %) mais les concentrations de ces composés étaient faibles en entrée du pilote.

La dose réelle de polymère cationique employée dans la campagne 4 est supérieure à celle initialement visée (8% au lieu de 4%) mais la quantité de réactif reste, dans tous les cas, plus faible que les doses de réactifs employées au global (coagulant et polymère anionique) dans les campagnes 1 à 3. Même si les rendements d'élimination restent faibles, l'utilisation d'un polymère cationique seul semble plus efficace que la combinaison coagulant et polymère anionique. La dose employée reste toutefois élevée. Ce résultat nécessiterait d'être confirmé par d'autres campagnes.

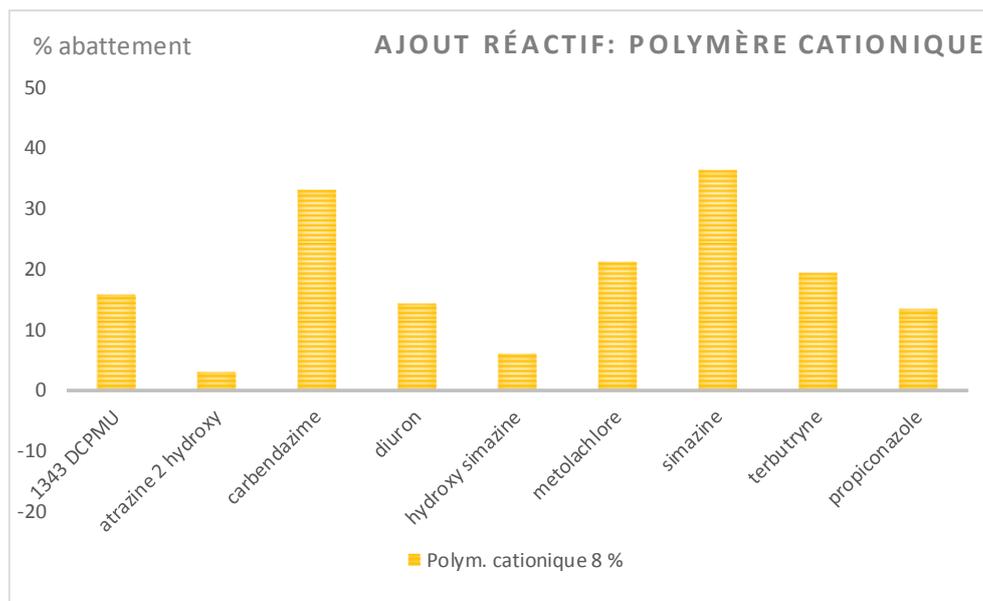


Figure 31 : Abattements des pesticides entrée/sortie du pilote de traitement avec dosage de polymère anionique

3.4.2 Cas du glyphosate et de l'AMPA

La figure 32 représente les concentrations du glyphosate et de l'AMPA quantifiés dans les 6 campagnes de temps de pluie en entrée et en sortie du pilote de filtration :

- En l'absence de réactifs, ces 2 pesticides ne sont pas éliminés des eaux pluviales. Lors de la campagne 2 sans réactifs, une augmentation inexpliquée des concentrations en sortie du pilote est même observée.
- Dans le cas de l'ajout de coagulant de polymère anionique, une forte élimination de ces 2 substances est obtenue, les concentrations en sortie étant très nettement inférieures aux conditions en entrée. La concentration en glyphosate à l'entrée du pilote est très variable avec une amplitude allant de 1 à 20. Les concentrations en AMPA sont quant à elles moins variables et sont généralement comprises entre 50 et 100 ng/L.
- Dans le cas du polymère cationique seul, les concentrations en glyphosate et en AMPA entrée et sortie pilote sont similaires. A noter la faible concentration en glyphosate à l'entrée du pilote pour cette campagne. La concentration en AMPA étant relativement élevée il ne s'agit pas d'un phénomène de dilution due à l'intensité de l'événement pluviaux.

Les rendements d'abattement du glyphosate et de l'AMPA sont indiqués sur la figure 31. Les abattements de la campagne 2 sans réactifs n'ont pas été pris en compte du fait de la concentration inexplicable de ces 2 composés en sortie du pilote. On retiendra que :

- Le glyphosate et l'AMPA ne sont pas éliminés par la filière pilote de traitement sans réactifs ni dans le cas d'un ajout de polymère cationique.
- Ils sont en revanche éliminés à plus de 60 % et jusqu'à 90 % par ajout de coagulant et de polymère anionique. Les doses de réactifs permettant d'atteindre ces rendements élevés sont elles-mêmes très élevées et ne pourront pas être mises en œuvre d'un point de vue économique.

Le pourcentage d'élimination semble en fait lié à la concentration en coagulant (chlorure ferrique) ainsi que le souligne la figure 34, sans qu'aucune explication n'ait pu être apportée à ce stade.

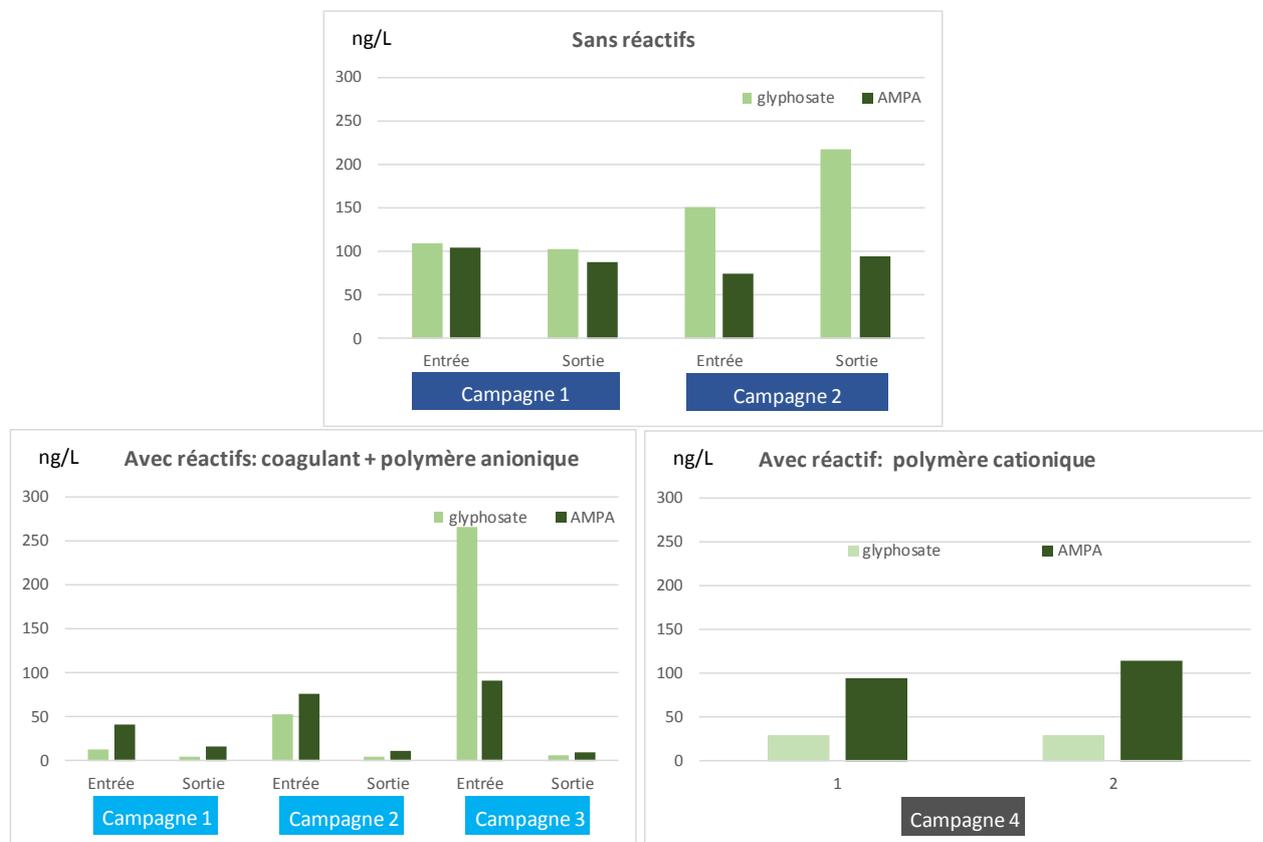


Figure 32 : Concentrations en glyphosate et AMPA en entrée et sortie pilote pour les 6 campagnes de temps de pluie.

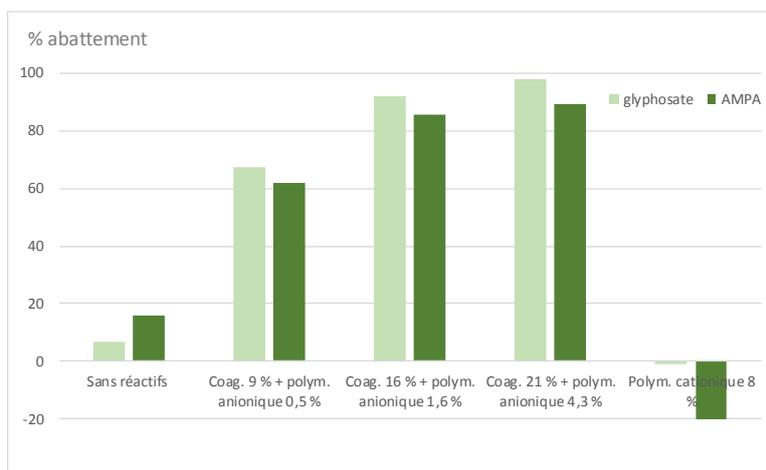


Figure 33 : Abatement en glyphosate et AMPA sur la filière pilote avec ou sans réactifs.

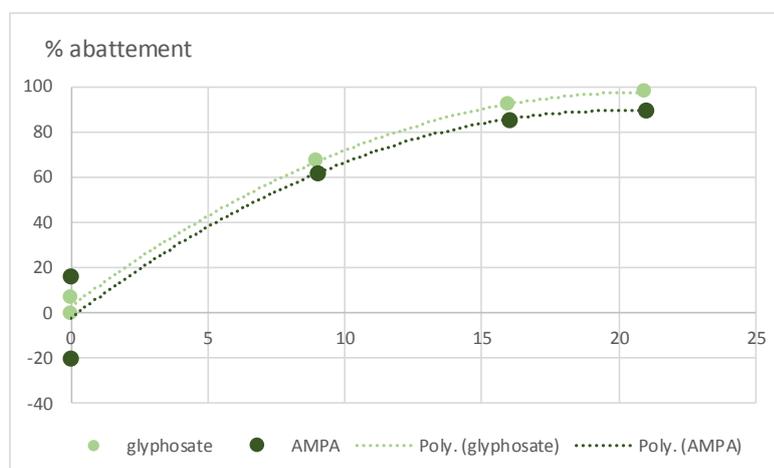


Figure 34 : Rendement d'élimination du glyphosate et l'AMPA en fonction du dosage (%) de coagulant (chlorure ferrique)

3.5 Métaux

Les métaux du Tableau 7 ont été quantifiés dans la phase particulaire et en phase dissoute pour les 6 campagnes de temps de pluie référencées. Certains métaux se retrouvent quasi exclusivement dans la phase particulaire. C'est le cas de l'étain, du thorium, du plomb, du vanadium (pour une des campagnes sans réactifs), du chrome et du cobalt.

Les concentrations de 8 de ces métaux en entrée et en sortie du pilote pour les 2 campagnes de temps de pluie sans réactifs sont reportées sur la Figure 35. Parmi ces 8 métaux, 3 se retrouvent quasi exclusivement dans la phase particulaire (étain, plomb, chrome), les 5 autres sont partitionnés entre les phases dissoute et particulaire (cobalt, cuivre, zinc, nickel, arsenic) selon des proportions variables. Les concentrations dans la phase particulaire relevées dans la campagne 2 sont 2 à 3 fois plus élevées que dans la campagne 1. En revanche, les concentrations dans la phase dissoute sont similaires pour les deux campagnes.

Les concentrations de ces 8 métaux en entrée et en sortie du pilote pour les 4 campagnes de temps de pluie avec réactifs (coagulant + polymère anionique ou polymère cationique seul) sont quant à elles reportées sur la Figure 36.



Figure 35 : Concentrations en éléments traces métalliques entrée et sortie du pilote fonctionnant sans réactifs

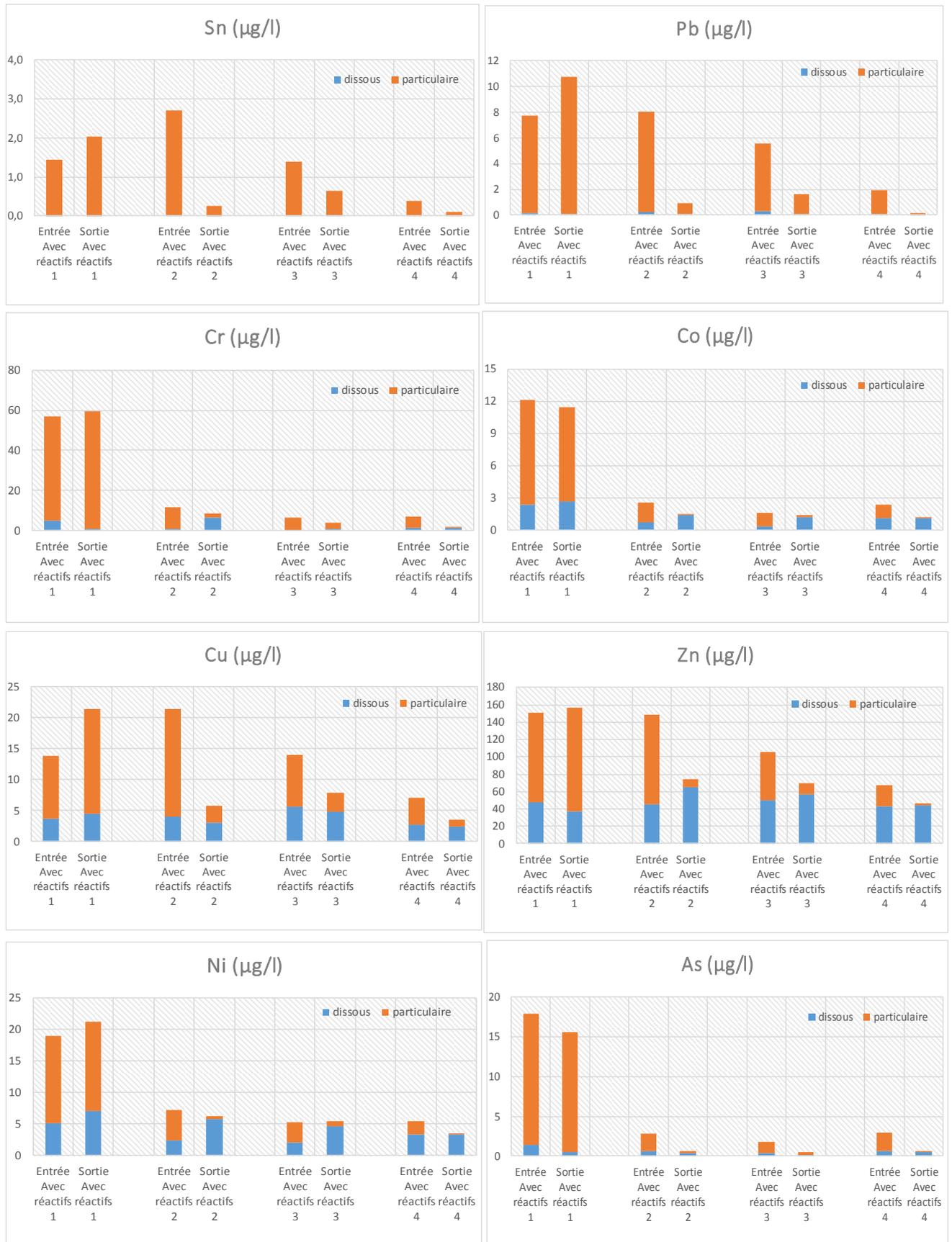


Figure 36 : Concentrations en éléments traces métalliques entrée et sortie du pilote fonctionnant avec réactifs (Campagnes 1 à 3 : coagulant + polymère anionique ; Campagne 4 : polymère cationique)

La Figure 36 met en évidence des disparités dans les concentrations en métaux dans les eaux pluviales. La campagne 1 affiche des concentrations plus élevées en entrée pilote pour le chrome, le cobalt, le nickel et l'arsenic. Un simple effet de dilution des eaux ne semble pas être une explication suffisante, la concentration en zinc restant par exemple du même ordre de grandeur dans les différentes campagnes.

Les concentrations en métaux dans la phase particulaire diminuent fortement après traitement avec réactifs de l'eau pluviale dans le pilote comme le souligne la Figure 38, à l'exception de la campagne 1 avec le dosage de réactifs le plus faible. A noter qu'il s'agit aussi de la campagne avec les concentrations en métaux les plus élevées et que, dans ce cas, le dosage en réactifs a pu s'avérer insuffisant. En revanche, le relargage de cuivre, d'étain et de plomb (conduisant à des pourcentages d'abattement négatifs) n'a pas pu être expliqué.

A noter que dans le cas d'un traitement sans ajout de réactifs, l'abattement des métaux dans la phase particulaire est faible (cf. Figure 37)

Concernant la fraction dissoute des métaux, les concentrations restent relativement constantes en entrée et sortie du pilote que ce soit avec ou sans réactifs. Ce n'est toutefois pas le cas pour le cobalt, le zinc et le nickel, qui voient leurs concentrations en phase dissoute augmenter en sortie du pilote (sauf pour le zinc, campagne 1). Ce phénomène n'étant pas observé dans la campagne 4, où seul un polymère est employé, l'hypothèse d'impuretés métalliques apportées par le coagulant (chlorure ferrique) reste l'hypothèse la plus plausible. Le fer n'a pas été dosé dans les échantillons des campagnes. Une autre hypothèse serait un relargage de certaines pièces métalliques du pilote (canalisations, filtre...) mais cette hypothèse n'a pas été vérifiée.

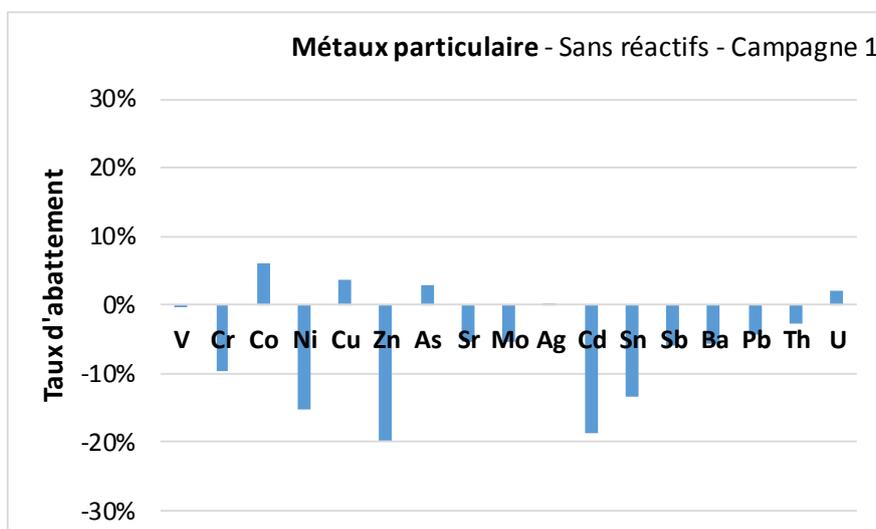


Figure 37 : Abattement des éléments traces métalliques contenus dans les eaux pluviales pour la campagne 1 sans réactifs.

Un abattement de l'ordre de 80 % des métaux sous forme particulaire a, au final, été obtenu dans 2 cas, l'un avec coagulant et polymère anionique, l'autre avec polymère cationique seul.

Cet abattement est fortement corrélé à l'abattement en MES à partir d'une dose minimale de réactifs. (cf. Figure 39).

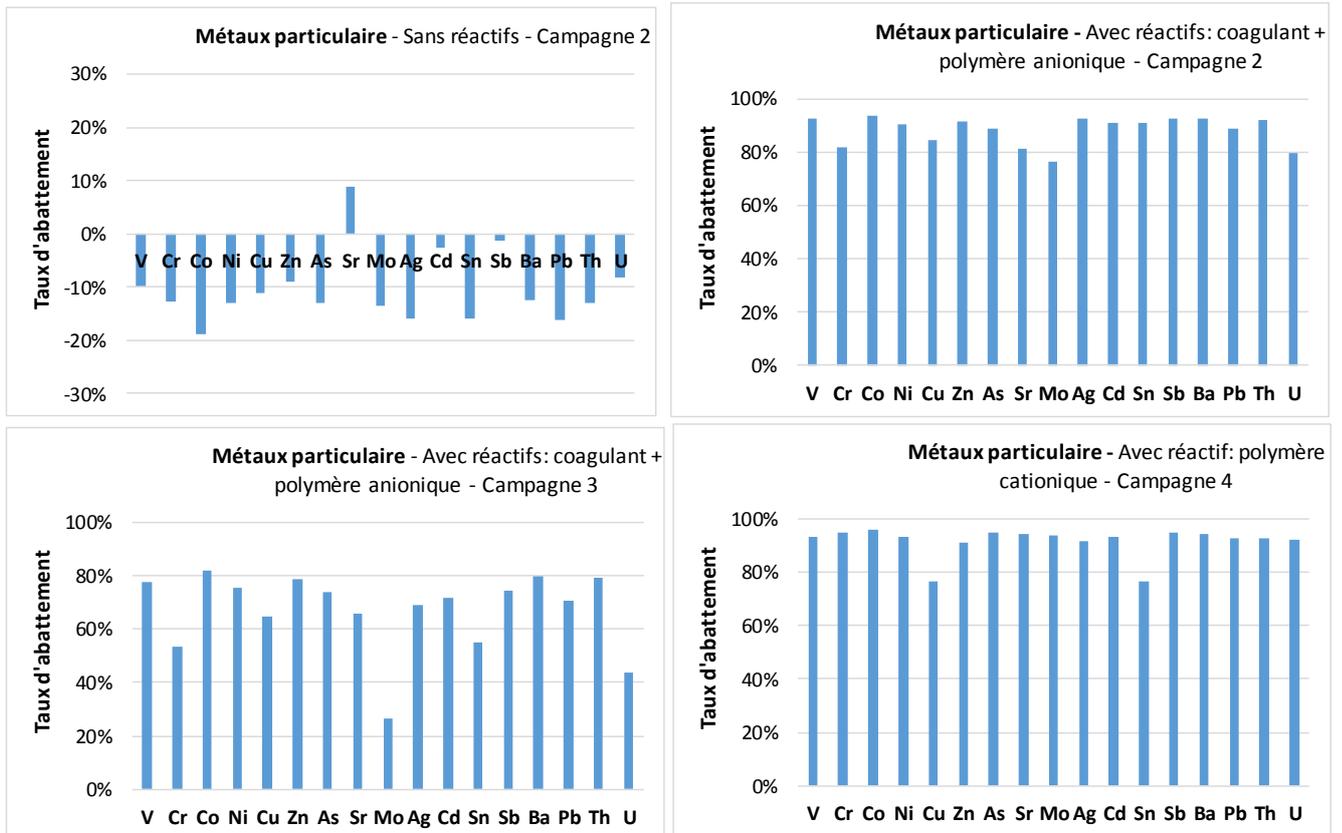


Figure 38 : Abattement des éléments traces métalliques contenus dans les eaux pluviales pour les campagne 1 à 4 avec réactifs, (Campagnes 1 à 3 : coagulant + polymère anionique ; Campagne 4 : polymère cationique)

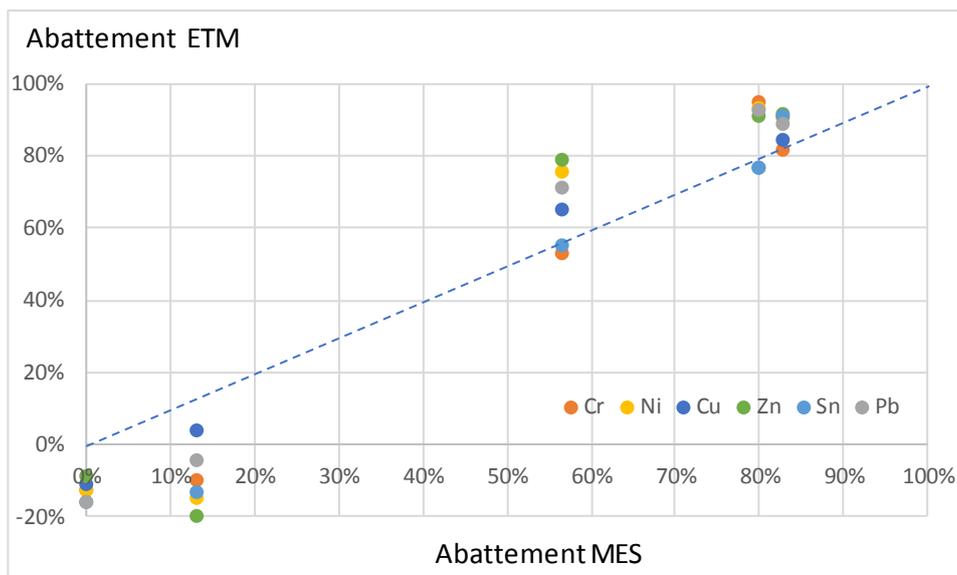


Figure 39 : Corrélation entre abattement éléments traces métalliques et abattement des MES

3.5.1 Etude écotoxicologique sur organismes aquatiques

Les résultats de cette étude sont présentés dans le *livrable 414* associé.

Accumulation des métaux

Les deux campagnes montrent d'abord que les traitements ont un effet sur l'accumulation des métaux plus marqué dans la glande digestive (organe accumulateur) que dans les branchies (organe de transition). La qualité de l'eau en sortie du pilote montre que le traitement à base de polymère cationique EM 840 CT permet d'abaisser plus fortement les teneurs en métaux (Cd, Fe, Zn) dans les bivalves sur plusieurs jours. L'efficacité moindre du couple FeCl₃ – Polymère anionique est vraisemblablement due à sa présence non souhaitée, avec les métaux associés, du fait d'un surdosage dans l'eau traitée. Dans ces conditions, il est donc difficile de donner des conclusions sur l'efficacité de ce traitement pour la campagne considérée.

Expression des gènes cibles

Les deux campagnes démontrent ensuite un effet sur l'expression de plusieurs gènes marqueurs de stress et plus particulièrement lors de la campagne avec coagulant et polymère anionique. Bien qu'après traitement des eaux pluviales l'atteinte du fonctionnement mitochondrial soit réduite, nous observons dans la plupart des cas, quel que soit l'organe, une augmentation des phénomènes d'autophagie et d'apoptose, ou mort cellulaire.

Des effets néfastes peuvent également être observés pour des gènes liés à l'immunité. L'augmentation de l'expression de gènes codant pour des cytochromes P450 suggère fortement une pollution organique dans l'eau traitée, potentiellement due à une absence de rinçage de la résine avant utilisation et pouvant relarguer du polymère. L'impact d'une pollution métallique est également envisageable pour expliquer la réponse génétique comme en témoignent les différences d'expression observées pour la métallothionéine.

Il faut bien noter, d'une part, que le **dosage réel des réactifs a été supérieur au dosage visé** dans toutes les campagnes. Cela a notamment été le cas dans la 1^{ère} campagne couplant coagulant et polymère anionique avec une efficacité moindre dans l'élimination des micropolluants du fait d'un gâteau de filtration non homogène et donc la possibilité d'un passage d'une partie des réactifs dans les eaux traitées comme le suggèrent les résultats sur l'expression des gènes.

D'autre part **ce procédé ne pourra pas être dimensionné**, pour des raisons économiques, **pour traiter la totalité du débit des eaux pluviales** dans la majorité des cas. Par conséquent, un effet de dilution de l'effluent serait à prendre en compte.

Ces essais démontrent l'intérêt d'une approche écotoxicologique pour qualifier les performances du procédé. Comme perspective, il serait intéressant de **quantifier l'effet de la dilution des effluents** traités sur les organismes aquatiques par divers outils écotoxicologiques comme la bioaccumulation de métaux, les niveaux d'expression de gènes cibles, la quantification de protéines détoxifiantes (MTs), ...). Il pourrait être envisagé par exemple de procéder à des dilutions successives d'effluents pour déterminer à partir de quelle dilution aucun effet écotoxicologique ne peut être détecté.

Pour conclure de façon plus définitive, il faudra aussi s'assurer que le dosage des réactifs corresponde bien aux prescriptions.

4. Bilan

4.1 Elimination des micropolluants

Les 6 campagnes de temps de pluie effectuées au 1er trimestre 2018 ont permis d'évaluer l'efficacité d'élimination des micropolluants par filtration sur bande des eaux pluviales du Collecteur séparatif Rocade Nord. Un pilote de marque Salsnes a été à cet effet installé sur le site de Bois Gramond, en dérivation du dégrilleur / dessableur du site.

Ce traitement par filtration sur maille 210 μm peut être précédé ou non d'une injection de réactifs chimiques (combinaison de coagulant (chlorure ferrique) et de polymère anionique ou polymère cationique seul) afin de permettre la formation d'un gâteau de filtration à travers lequel l'eau pluviale sera filtrée (cf. Figure 38).

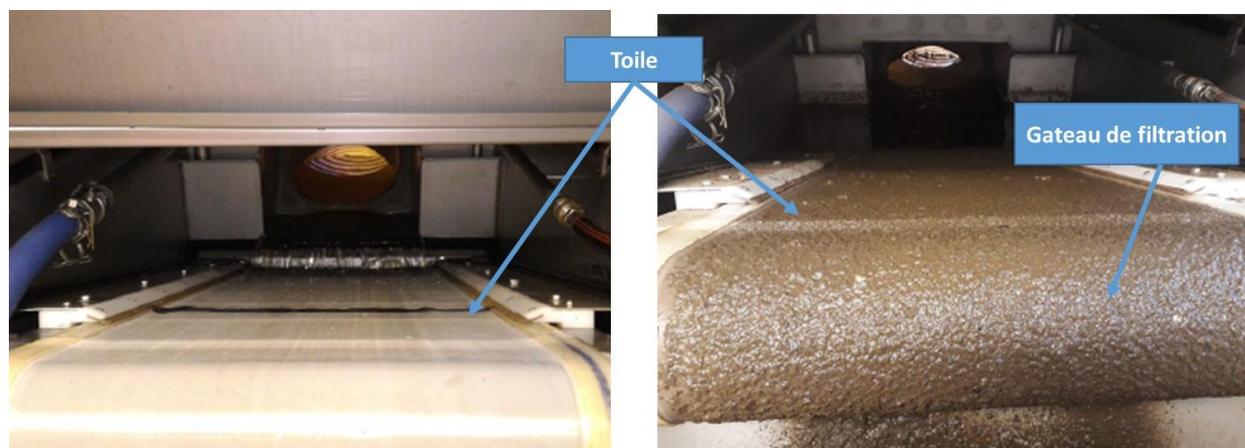


Figure 40 : Fonctionnement du filtre sans réactifs (gauche), avec réactifs (droite) de type coagulant et polymère.

Les conclusions à retenir de ces campagnes sont les suivantes :

- **Nécessité d'employer des réactifs (coagulant, flocculant) pour le traitement** : en l'absence de réactifs, l'abattement des paramètres globaux (MES, DCO,..) et des micropolluants est faible, voire nul. Cela s'explique vraisemblablement par le fait qu'aucun gâteau de filtration n'est formé et que le procédé s'apparente dans ce cas à un tamisage à 210 μm . La grande partie des matières en suspension traversent donc le filtre et se retrouvent dans l'eau de sortie.
- Les polluants sous forme particulaire : **MES, HAP et éléments trace métalliques** sont **bien éliminés** (cf. Tableau 8) **en présence de réactifs** - coagulation / floculation ou floculation seule préalable –
 - L'élimination de ces composés nécessite un dosage seuil des réactifs en lien avec la formation du gâteau de filtration.
 - Le pourcentage d'abattement devient plus faible dans le cas des eaux pluviales plus faiblement chargées en MES.
 - Le pourcentage d'élimination des HAP et des métaux est directement corrélé au pourcentage d'abattement des MES.

- Une efficacité équivalente a été obtenue en utilisant soit une combinaison de coagulant (chlorure ferrique à 16%) et polymère anionique SNF EM 630 à 1.6% soit le polymère cationique SNF EM 840 CT seul à 8%.
- Les micropolluants présents sous forme dissoute : **métaux, HAP et pesticides**, sauf glyphosate et AMPA, **ne sont pas ou sont peu éliminés des eaux même en présence de réactifs.**
 - Les métaux ne sont pas éliminés par le traitement. La concentration peut toutefois augmenter en sortie du pilote, comme pour le cobalt, le zinc et le nickel, probablement du fait d'impuretés apportées par le coagulant.
 - Il est en fait difficile de conclure sur l'efficacité d'élimination des HAP dissous : les tendances ne sont effectivement pas marquées avec des rendements assez variables.
 - Pour les pesticides, même si les rendements d'élimination restent faibles, l'utilisation d'un polymère cationique seul semble plus efficace que la combinaison coagulant et polymère anionique. La dose employée reste toutefois élevée. Les rendements peuvent atteindre 30 % pour la simazine et la carbendazime.
- Cas particulier du glyphosate et de l'AMPA :
 - Ils ne sont pas éliminés par ajout de polymère cationique
 - En revanche, **glyphosate et AMPA sont éliminés à plus de 60 % et jusqu'à 90 %** par ajout de coagulant et de polymère anionique.

Le Tableau 9 résume les meilleures performances obtenues sur l'unité pilote.

Tableau 9 : Meilleures performances sur le pilote de traitement des eaux pluviales

Polluant ou Micropolluant	Phase	Performance	
		Chlorure ferrique 16 % + polymère anionique SNF EM 630 à 1.6%	Polymère cationique SNF EM 840 CT à 8%
MES	Particulaire	80 %	80 %
HAP	Particulaire	50 – 55 %	55 – 60 %
HAP	Dissoute	Pas d'abattement	Pas d'abattement
Métaux	Particulaire	80 – 85 %	85 – 90 %
Métaux	Dissoute	Pas d'abattement	Pas d'abattement
Pesticides	Dissoute	0 - 20 %	0 - 30 %
Glyphosate, AMPA	Dissoute	90 %	Pas d'abattement

4.2 Éléments économiques

Le **dimensionnement** d'une installation pour traiter les eaux pluviales **dépend des objectifs fixés** sachant que :

- le débit et la fréquence des événements de temps de pluie sont variables
- d'un point de vue économique il ne sera pas possible de traiter le débit max. de temps pluie
- les contraintes foncières peuvent limiter la superficie disponible pour l'unité de traitement

Le dimensionnement doit donc faire l'objet d'un **compromis entre coût et bénéfices obtenus**, dépendant du site considéré et nécessitant une caractérisation hydraulique du site en amont de

l'établissement du cahier des charges. Au-delà des coûts de l'installation (CAPEX et OPEX) il faudrait aussi pouvoir monétariser les impacts environnementaux évités du fait d'un flux plus faible de micropolluants rejetés dans le milieu naturel.

Dans le cadre de cette étude, seule une **1^{ère} évaluation technico-économique** a été réalisée sur la base :

- d'un débit à traiter
- du calcul des CAPEX associés et de l'emprise au sol
- d'une estimation des OPEX

Les débits de rejets théoriques d'eaux pluviales à l'exutoire du Collecteur Rocade Nord (Bruges) ont été calculés dans une étude de Safège en 2012 :

Nom du collecteur	Débit en m ³ /h			
	Pluie 1 mm	Pluie 10 mm	Pluie de fréq. quinquennale	Pluie de fréq. décennale
Rocade (Bruges)	247	2 467	15 145	18 130

A noter que les calculs théoriques sous-estiment les débits car ils ne prennent pas en compte les apports de temps sec.

Les caractéristiques du filtre SF6000 Salsnes considéré sont les suivantes (base du dimensionnement):

- vitesse pour les eaux pluviales : 80 m/h
 - surface de toile : 2.2 m²
 - emprise au sol : 2.8 m (longueur) x 2.4 m (largeur)
- } → 180 m³/h

Un **exemple de design** sur la base de 3 filtres SF600 Salsnes **avec bâtiment** est donné dans le tableau 10.

Tableau 10 : Exemple de design

Coûts	3 filtres Salsnes avec bâtiment
Equipements (€ HT)	570 000 €
Génie civil (€ HT)	60 000 €
Total (€ HT)	630 000 €
Coagulant	0,03 € /m ³
Autres	
Empreinte au sol	~ 50 m ²
Débit traité	540 m³/h

Le poste « Equipements » comprend :

- l'ensemble des équipements nécessaires : filtre, surpresseur, réservoir d'eau chaude et panneau de pilotage
- ingénierie, installation (connexions, canalisations), électricité et mise en route

Ce débit traité correspond à :

- 100 % d'une pluie 2 mm
- 20 % d'une pluie 10 mm

La consommation en coagulant a été évaluée sur la base d'un dosage de FeCl_3 à 5 % en g Fe/ g MES et de 200 mg/l en MES. Cette concentration en MES peut évoluer en cours du temps et le dosage devra être adapté.

Ces filtres pourraient être installés, par exemple, en dérivation sur l'ouvrage de Bois Gramond comme schématisé sur la figure 41.



Figure 41 : Exemple d'implantation d'une installation de traitement des eaux

4.3 Limites de l'étude

Pour ces essais sur site, il a fallu faire face aux problème / limitations suivantes :

- Des prévisions météorologiques locales pas toujours fiables : les sites de prévision météorologiques ne sont pas toujours précis surtout sur un périmètre géographique très local d'où difficulté de planning pour les essais et de prise de décision concernant le démarrage du pilote (avec contrainte de ressources, de préparation des réactifs...)

- Un nombre limité de campagnes de temps de pluie pertinentes (intensité de pluie, durée...) et donc de conditions expérimentales testées sur la période. Sachant que les eaux pluviales peuvent présenter de fortes variations en termes de concentrations d'un événement à l'autre, la fiabilité des conclusions peut s'en trouver réduite.
- Pas d'asservissement du dosage de réactifs à la turbidité en entrée du pilote d'où globalement un surdosage des réactifs au cours du temps dû au fait que les concentrations en matières en suspension et en polluants diminuent au cours du temps. Ce surdosage, outre le fait qu'il génère une augmentation des OPEX, pourrait entraîner le relargage de composés métalliques contenu dans le chlorure ferrique commercial.

Il serait souhaitable pour valider les tendances observées d'avoir d'autres jeux de données et de mieux maîtriser les conditions opératoires au cours du temps.

5. Conclusions

L'objectif de cette étude était la **mise en œuvre d'une technologie de traitement des micropolluants des eaux pluviales d'un réseau séparatif**, avant rejet en milieu naturel sensible, basée sur une filtration sur bande couplée à une injection de réactifs (coagulant / floculant).

- ➔ **Quelle est l'efficacité de traitement de la technologie sélectionnée vis-à-vis de micropolluants cibles pour les eaux pluviales ?**
- En **l'absence de réactifs**, l'**abattement** des paramètres globaux (MES, DCO,..) et des micropolluants est **faible**, voire nul.
- Les **polluants sous forme particulaire** : **MES, HAP et éléments trace métalliques** sont **bien éliminés** (cf. Tableau 8) **en présence de réactifs** - coagulation / floculation ou floculation seule préalable. Le pourcentage d'élimination est alors directement corrélé au pourcentage d'abattement des MES.
- Les **micropolluants** présents **sous forme dissoute** : **métaux, HAP et pesticides**, sauf glyphosate et AMPA, **ne sont pas ou sont peu éliminés** des eaux **même en présence de réactifs**
 - Le **glyphosate et l'AMPA sont éliminés à plus de 60 % et jusqu'à 90 %** par ajout de coagulant et de polymère anionique. Le floculant cationique est inefficace

Les **meilleures performances** obtenues sur l'unité pilote sont les suivantes :

Polluant ou Micropolluant	Phase	Performance	
		Chlorure ferrique 16 % + polymère anionique SNF EM 630 à 1.6%	Polymère cationique SNF EM 840 CT à 8%
MES	Particulaire	80 %	80 %
HAP	Particulaire	50 – 55 %	55 – 60 %
HAP	Dissoute	-	-
Métaux	Particulaire	80 – 85 %	85 – 90 %
Métaux	Dissoute	-	-

Pesticides	Dissoute	0 - 20 %	0 - 30 %
Glyphosate, AMPA	Dissoute	90 %	-

- ➔ **Quelles sont les limites d'application de cette technologie pour le traitement des eaux pluviales en réseau séparatif ?**

Cette technologie peut s'appliquer pour **diminuer de façon significative la charge de micropolluants** rejetées dans le milieu récepteur, notamment celle correspondant aux micropolluants sous forme particulaire tels que métaux et HAP dans une limite de débit qui doit correspondre à un compromis entre coûts (CAPEX et OPEX) et bénéfices. Un **ensemble de 3 filtres**, installés en dérivation de l'ouvrage, nécessitant une surface de de l'ordre de 50 m² **permettrait de traiter 550 m³/h**, soit une **pluie de 2 mm sur 24 h** pour l'exutoire du Collecteur Rociade Nord considéré dans l'étude.

Les essais n'ont pas permis d'optimiser les doses de réactifs injectées, optimisation nécessaire pour une étude technico-économique plus précise.

Il serait aussi souhaitable pour valider les tendances observées d'avoir d'autres jeux de données et de mieux maîtriser les conditions opératoires au cours du temps.

6. Remerciements

L'auteur tient à remercier tout particulièrement les équipes du LyRE (Marion-Justine Capdeville, Christophe Chauvin, Rémi Pico) pour la réalisation des campagnes de terrain et leur forte implication dans l'étude, les équipes des laboratoires EPOC (LPTC : Hélène Budzinski, TGM : Alexandra Coynel et Antoine Lerat) pour toutes les analyses effectuées et pour leur contribution à la préparation de ce rapport ainsi qu'Ywann Penru de la DIE de Suez.

7. Références

LIVRES ET AUTRES MONOGRAPHIES

Mémento Degremont. Estimation de la pollution des eaux de temps sec.
<https://www.suezwaterhandbook.fr/eau-et-generalites/quelles-eaux-a-traiter-pourquoi/les-effluents-urbains/estimation-de-la-pollution-des-eaux-de-temps-sec>

Chocat B. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Hermès-Lavoisier. 2007.

ANNEXES

Annexe 1 : Sélection du flocculant cationique

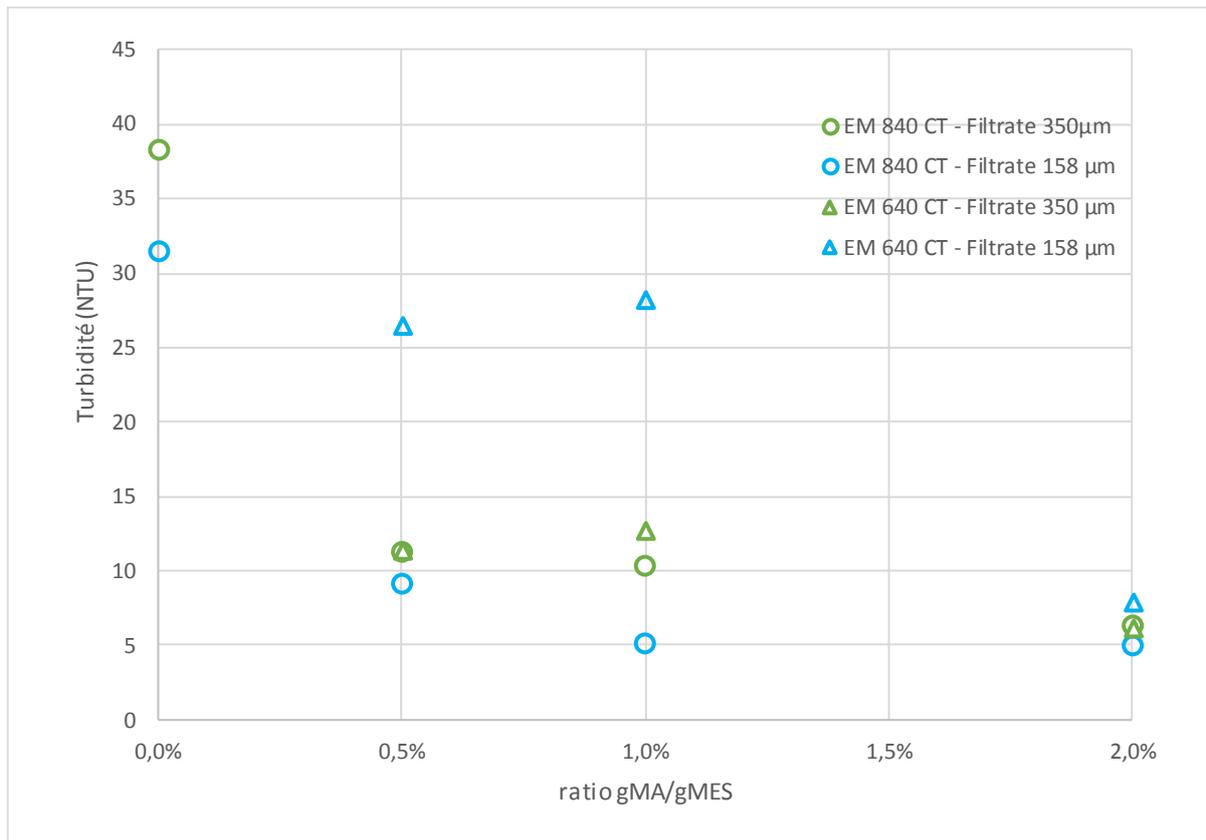


Figure A1 – 1 : Evolution de la turbidité (échantillon eau Bois Gramond) en fonction du polymère cationique, de la dose utilisée et de la maille de filtration.

