

Titre: Optimisation de la filtration directe aux usines Atwater et Charles-J.
Title: Des Baillets

Auteur: Sara Kazza
Author:

Date: 2015

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Kazza, S. (2015). Optimisation de la filtration directe aux usines Atwater et Charles-J. Des Baillets [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
Citation: PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/2032/>

Document en libre accès dans PolyPublie

Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/2032/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Benoit Barbeau
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

OPTIMISATION DE LA FILTRATION DIRECTE AUX USINES ATWATER ET
CHARLES-J. DES BAILLETS

SARA KAZZA

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
DÉCEMBRE 2015

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

OPTIMISATION DE LA FILTRATION DIRECTE AUX USINES ATWATER ET
CHARLES-J. DES BAILLETS

présenté par : KAZZA Sara

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

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

Mme PRÉVOST Michèle, Ph. D., présidente

M. BARBEAU Benoit, Ph. D., membre et directeur de recherche

Mme CARRIÈRE Annie, M. Sc. A., membre

REMERCIEMENTS

Je tiens à présenter mes remerciements à toute personne qui a aidé et participé à la réalisation de ce mémoire.

Je voudrais tout d'abord remercier mon professeur et directeur de recherche, M. Benoit Barbeau pour sa grande disponibilité, sa flexibilité, sa confiance, son ouverture face à de nouvelles idées et surtout ses précieux conseils. Benoit, merci de m'avoir guidée et soutenue durant ce projet, j'ai énormément appris et je suis très satisfaite de l'apprentissage que j'ai reçu durant cette maîtrise.

Je tiens à remercier aussi Mme Isabelle Papineau qui m'a beaucoup guidée durant tout le processus des travaux de recherche. Isabelle, ton aide fut très précieuse et tes conseils m'ont été très utiles. Merci pour ta grande disponibilité, ta flexibilité, tes encouragements et surtout tes judicieux conseils.

La réalisation de ce projet a nécessité beaucoup de collaboration avec les équipes des usines Atwater et Des Bailleux. Sans l'implication des employés de la ville de Montréal, ce projet n'aurait pas pu être possible. Je tiens à adresser mes remerciements à Mme Annie Carrière, M. Pierre Grimaud, M. Stéphane Schiltz, M. Daniel LeBlanc, Michel Périard, M. Frédéric Cyr et tous les opérateurs et préposés des deux installations.

Je remercie grandement l'équipe du laboratoire de Polytechnique. Jacinthe, Julie, Mireil et Yves, votre aide en laboratoire m'a été très utile et a permis d'offrir un milieu de travail constructif et stimulant.

J'aimerais remercier aussi toute ma famille, tous mes amis, les étudiants en maîtrise et doctorat et les stagiaires qui m'ont beaucoup encouragée et soutenue. Je remercie grandement Mathieu Lapointe, étudiant en doctorat, qui m'a généreusement aidée pour les jar-tests et qui était toujours présent pour répondre à mes questions.

RÉSUMÉ

Deux des usines de purification d'eau de la ville de Montréal (Atwater et Charles-J. Des Bailleets) sont dotées d'un procédé de filtration directe. La qualité d'eau brute des deux installations est généralement bonne. Cependant en période de pointe de turbidité causée par les grands vents à l'automne et la fonte des neiges au printemps, la qualité d'eau brute se dégrade et la turbidité des eaux brutes augmente. Afin de rehausser les performances des filtres en période de pointe, les deux usines ont intégré un procédé de coagulation avant l'étape de filtration.

L'objectif principal de ce projet de recherche est d'optimiser l'application de la coagulation en amont des filtres granulaires des deux installations. La réalisation de cette étude a nécessité des travaux à l'échelle réelle aux usines Atwater et Des Bailleets sur deux périodes (automne 2014 et printemps 2015) ainsi que des essais menés au Laboratoire CREDEAU de Polytechnique Montréal. Pour analyser les performances des différents coagulants, les paramètres suivants ont été retenus : la turbidité à l'eau filtrée, les pertes de charge à travers les filtres, les durées des cycles de filtration, l'abattement de bactéries sporulantes aérobies et la concentration d'aluminium résiduel à l'eau filtrée

À l'automne 2014, plusieurs coagulants inorganiques (l'alun, le PAX-XL6, le PASS-10 et l'AluFer) ont été testés à Atwater afin de comparer leurs performances. Il a été conclu que le PASS-10 et l'AluFer sont meilleurs que le PAX-XL6 qui est lui-même meilleur que l'alun. À Des Bailleets, une stratégie de coagulation mixte incluant un coagulant inorganique (PAX-XL6) et un coagulant organique cationique de type polyDADMAC a été étudiée. Il a été observé que les durées de cycles sont très sensibles au dosage de coagulant inorganique et que la coagulation mixte permet de réduire les turbidités à moins de 0,3 UTN (95e centile) tout en gardant des durées de cycles supérieures à 24 h.

Au printemps 2015, la performance de la coagulation durant la pointe printanière a été analysée. À Atwater, la coagulation au PAX-XL6 à des doses aussi élevées que 0,8 mg Al/L n'a pas permis de baisser la turbidité à moins de 0,3 UTN et les durées de cycles de filtration n'ont pas pu respecter 24 h en tout temps. À Des Bailleets, la coagulation au PAX-XL6 à des doses faibles (0,3 mg Al/L) a réduit de beaucoup les durées de cycles (~24h) et n'a pas permis de réduire les turbidités à moins de 0,5 UTN (95e centile). La coagulation mixte au PAX-XL6 et polyDADMAC a permis de réduire considérablement les turbidités tout en gardant les durées de cycles de filtration supérieures à 24

h. La turbidité à l'eau filtrée dépend beaucoup du dosage de coagulant organique. Un dosage de polyDADMAC supérieure à 0,20 mg sec/L a permis de réduire les turbidités à moins de 0,3 UTN.

Durant tous les essais effectués à Atwater à l'automne 2014 et à Des Bailleets au printemps 2015, l'aluminium résiduel en eau filtrée n'a pas dépassé la recommandation de Santé Canada de 0,2 mg Al/L. Alors que pour l'abattement de spores, il n'a pas été possible durant tous les essais mis en œuvre d'atteindre l'objectif d'abattement visé de 1,5-2,0 log. L'enlèvement a varié largement entre 0,06 et 2,5 log.

Les essais menés en laboratoire avaient pour but principal de développer un test de laboratoire permettant d'identifier le dosage optimal de coagulant pour la filtration directe et aussi de comparer la performance des coagulants pour l'abattement de la turbidité. Ces essais étaient réalisés en jar-tests suivi d'une filtration sur trois différentes membranes filtrantes (porosité de 0,45 µm, 3 µm ou 8 µm). Il a été démontré que les essais de filtrabilité utilisant la membrane de 3 µm de porosité peuvent être utilisés afin de déterminer le dosage optimal de coagulant pour la filtration directe à pleine échelle sur des filtres monocouches de sable de taille effective de 0,65 mm opérés entre 3 et 5 m/h.

ABSTRACT

Two of Montreal's drinking water treatment plants (Atwater and Charles-J. Baillels) are using direct filtration. The raw water quality of both facilities is generally good. However, during the turbidity peak caused by the great winds in the fall and snow melt in the spring, the raw water quality is deteriorating and turbidity increases. To improve filter performance during peak periods, the two plants have integrated a coagulation process before the filtration step.

The main objective of this research project is to optimize the application of coagulant upstream of granular filters at both plants. This study included work at full-scale at Atwater and Des Baillels during two periods (fall 2014 and spring 2015) as well as bench-scale tests in the CREDEAU Laboratory of Polytechnique Montreal. To analyze the performance of different coagulants, the parameters monitored were: turbidity in filtered water, head-loss across filters, filter run time, aerobic endospore forming bacteria removals and concentration of residual aluminum in filtered water.

In the fall 2014; different inorganic coagulants (alum, PAX-XL6, PASS-10 and Alufer) were tested at Atwater. It was concluded that PASS-10 and Alufer are better than PAX-XL6 which is itself better than alum. At Des Baillels, a dual coagulation strategy including an inorganic coagulant (PAX-XL6) and a cationic organic coagulant polyDADMAC was studied. It was observed that the filter runs are very sensitive to the inorganic coagulant dosage and that the dual coagulation reduces turbidity to less than 0.3 NTU (95th centile) while keeping filter runs greater than 24h.

In the spring 2015, the coagulation performance during the spring peak was analyzed at both plants. At Atwater, coagulation with PAX-XL6 at doses as high as 0.8 mg Al/L failed to lower the turbidity to less than 0.3 NTU, and the filter run could not stay above 24h all the time. At Des Baillels, coagulation with PAX-XL6 at low dose (0.3 mg Al / L) greatly reduced filter run time (~ 24h) and did not reduce turbidity to less than 0.5 NTU (95th centile). Dual coagulation with PAX-XL6 and polyDADMAC significantly reduced turbidity while keeping filtration run time around 24h. Turbidity in filtered water depends greatly on the organic coagulant dosage. A dosage higher than 0.20 mg dry/L of PolyDADMAC reduced the turbidity to less than 0.3 NTU (95th centile).

During all the full-scale tests, the residual aluminum level in the filtered water did not exceed Health Canada recommendation of less than 0.2 mg Al/L for direct filtration plants. For the aerobic

spores removal, it was not possible to reach the goal of 1.5-2.0 log reduction (a variation between 0.06 and 2.5 log).

The main goal of the laboratory tests was to develop a simple and rapid procedure to identify the optimal dosage of coagulant to use in direct filtration and to compare the performance of several coagulants to reduce turbidity. These tests were done using jar-tests followed by filtration on three different membrane filters with a porosity of 0.45 μm , 3 μm or 8 μm . It was shown that the filterability tests using the 3 μm porosity membrane can be used to determine the optimal dosage of coagulant for direct filtration using monomedia sand filters with an effective size of 0.65 mm and superficial velocities of 3 to 5 m/h.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	VI
TABLE DES MATIÈRES	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XI
LISTE DES FIGURES	XIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XVI
LISTE DES ANNEXES.....	XVII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1. Mise en contexte.....	1
1.2. Organisation du rapport.....	2
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	3
2.1 Coagulation	3
2.1.1 Les réactifs chimiques de coagulation	3
2.2 Filtration directe	6
2.2.1 Objectifs du traitement	7
2.2.2 Applicabilité de la filtration directe	8
2.2.3 Critère de conception de la filtration directe	9
2.2.4 Choix des types de coagulant et des dosages typiques.....	14
2.2.5 Pertes de charge.....	18
2.2.6 Élimination des parasites.....	19
2.3 Rappel historique.....	20
CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE RECHERCHE.....	27

3.1	Objectifs	27
3.2	Hypothèses de recherche	27
CHAPITRE 4 MÉTHODOLOGIE EXPÉRIMENTALE		29
4.1	Essais d'optimisation à l'échelle réelle	29
4.2	Essais en Laboratoire	35
4.2.1	Essai de filtrabilité	35
4.2.2	Caractérisation de la distribution de taille des flocs	36
4.2.3	Impact de la turbidité sur la dose de coagulant	37
4.3	Analyse statistique des données	37
CHAPITRE 5 RÉSULTATS DES ESSAIS À L'ÉCHELLE RÉELLE AUX USINES ATWATER ET DES BAILLETS		38
5.1	Résultats des essais réalisés à l'été et l'automne 2014 – Comparaison de différentes stratégies de coagulation	38
5.1.1	Usine Atwater - Comparaison des performances des différents coagulants inorganiques	38
5.1.2	Usine Des Baillets – Validation d'une stratégie de coagulation mixte incluant un coagulant inorganique et un coagulant organique	45
5.2	Résultats des essais réalisés au printemps 2015 – performance de la coagulation durant la pointe printanière	50
5.2.1	Usine Atwater	50
5.2.2	Usine Des Baillets	55
5.3	Synthèse des essais d'optimisation réalisés à l'échelle réelle	62
CHAPITRE 6 RÉSULTATS DES ESSAIS AU LABORATOIRE		64
6.1	Développement d'un test de laboratoire permettant de déterminer le dosage optimal ..	64
6.1.1	Essais préliminaires avec les membranes 0,45 µm et 8 µm	64

6.1.2 Efficacité d'une membrane de 3 µm	67
6.2 Comparaison des différents coagulants à l'aide de l'essai de filtration sur une membrane de 3 µm.....	70
6.3 Analyse de la stratégie de coagulation appliquée à l'usine Charles-J. Des Bailleets au printemps 2015.....	71
6.4 Impact de la turbidité sur la dose de coagulant	75
CHAPITRE 7 ANALYSE HISTORIQUE	76
CHAPITRE 8 DISCUSSION ET CONCLUSION GÉNÉRALE.....	80
RÉFÉRENCES	90
ANNEXES	95

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Caractéristiques de quelques coagulants inorganiques	5
Tableau 2.2 : Densité de charge de certains polymères organiques cationiques (Bolto and Gregory 2007).....	6
Tableau 2.3 : Résumé des normes de turbidité à respecter en sortie des filtres pour la filtration directe avec ou sans coagulation (Gouvernement du Québec, 2001)	7
Tableau 2.4 : Crédits d'enlèvement des parasites par la filtration directe selon la turbidité obtenue à l'eau filtrée (MDDELCC, 2012a)	8
Tableau 2.5 : Critères de conception des filtres à lavage intermittent pour la filtration directe (MDDELCC, 2012a):.....	12
Tableau 2.6 : Caractéristique d'un lit filtrant mixte et bicouche idéale pour la filtration directe (Culp, 1977).....	13
Tableau 2.7 : Dosage des coagulants utilisé dans la littérature en filtration directe	16
Tableau 2.8 : Rappel historique des essais pilotes effectués par la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable.....	21
Tableau 4.1: Caractéristiques des produits chimiques testés	29
Tableau 4.2 : Critères de performance de la filtration et objectifs attendus.....	30
Tableau 4.3: Périodes d'essai de chaque coagulant à Atwater sur le train 1	31
Tableau 4.4 : Paramètres de contrôle et leur fréquence d'analyse à Atwater	32
Tableau 4.5 : Périodes des différents essais menés à l'usine Des Bailleets (automne 2014)	33
Tableau 5.1 : Résumé de la qualité d'eau brute à Atwater du 21 juillet au 1 ^{er} septembre 2014.....	39
Tableau 5.2 : Concentrations d'aluminium résiduel d'eau l'eau filtrée	45
Tableau 5.3 : Qualité d'eau brute à Des Bailleets en Automne 2014.....	46
Tableau 5.4 : Durée des cycles pour chaque essai à Des Bailleets en automne 2014.....	47
Tableau 5.5 : Résumé des résultats de turbidité à l'EF et des durées de cycles pour les différents essais menés aux usines Atwater et Des Baillets	62

Tableau 6.1 : Turbidité obtenue au laboratoire vs celle produite à l'usine Atwater le 22 juin 2015

..... 69

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1 : Schéma de coagulation usine Atwater (juillet et août 2014)	32
Figure 4.2 : Schéma de coagulation à l'usine Des Bailleets.....	33
Figure 4.3 : Schéma de coagulation usine Atwater (Printemps 2015)	35
Figure 4.4 : Assemblage de l'équipement de filtration pour les essais de filtrabilité	36
Figure 4.5 : Montage pour la production de l'eau concentrée	37
Figure 5.1 : Comparaison des deux trains - turbidité et pertes de charge (juillet - août 2014)	40
Figure 5.2 : Comparaison des différents coagulants - Pertes de charge (août - septembre 2014) .	41
Figure 5.3 : Les pertes de charge obtenues avec le PAX-XL6 sur le train 2 (août - septembre 2014)	42
Figure 5.4 : Turbidité de l'eau filtrée pour chaque cycle dans le train 1 (juillet - septembre 2014). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5 ^e et 95 ^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum	43
Figure 5.5 : Turbidité de l'eau filtrée pour chaque coagulant dans les trains 1 et 2 (août - septembre 2014). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5 ^e et 95 ^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum	43
Figure 5.6 : Abattement de BSA pour chaque cycle (août – septembre 2014). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 25 ^e et 75 ^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum. Les encadrés de couleur visent à identifier la performance du coagulant de référence (le PAX-XL6) par rapport aux trois autres produits testés	44
Figure 5.7 : Turbidités à l'eau filtrée à Des Baillets (septembre 2014 - janvier 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5 ^e et 95 ^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum	48
Figure 5.8 : Abattement de BSA à Des Baillets (janvier 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 25 ^e et 75 ^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum.....	49

Figure 5.9 : Turbidité et température de l'eau brute à l'usine Atwater pendant la période de fonte des neiges de 2015.....	51
Figure 5.10 : Pertes de charge maximale et durée de chaque cycle pour les filtres 101, 598 et 716 à Atwater (mars – mai 2015).....	52
Figure 5.11 : Durées de cycle de filtration en fonction de la dose moyenne appliquée par cycle-filtre 101 (mars – mai 2015).....	53
Figure 5.12 : Turbidité à l'eau filtrée et à l'eau brute pour chaque cycle du filtre 101 à Atwater (mars – mai 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5 ^e et 95 ^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum	54
Figure 5.13 : Turbidité à l'eau filtrée durant toute la période d'essai pour les filtres 101, 508 et 716 à Atwater (mars - mai 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5 ^e et 95 ^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum.....	55
Figure 5.14 : Turbidité et température à l'eau brute à Des Bailleets durant le printemps 2015.....	56
Figure 5.15 : Pertes de charge et durées des cycles pour les filtres S02 et S16 à Des Bailleets (mars - mai 2015)	57
Figure 5.16 : Turbidité à l'eau brute et l'eau filtrée par cycle pour le filtre S02 à Des Bailleets (mars - mai 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5 ^e et 95 ^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum	58
Figure 5.17 : Abattement de BSA dans le filtre S02 et S16 à Des Bailleets durant le printemps 2015 pour des dosages variables de PAXI-XL6 et polyDADMAC C595. Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 25 ^e et 75 ^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum	59
Figure 5.18 : Abattement de BSA et turbidité à l'eau filtrée dans le filtre S2 à Des Bailleets (mars - mai 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5 ^e et 95 ^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum	60
Figure 5.19 : Aluminium résiduel à l'eau filtrée (après le filtre S02) à l'usine Des Bailleets (mars - mai 2015).....	61

Figure 5.20 : Aluminium résiduel après le filtre S02 selon le temps de filtration pour deux cycles	61
Figure 6.1 : Temps de filtration et turbidité à l'eau filtrée en fonction de la dose de coagulant en eau froide (4 °C) pour le filtre 0,45 µm (a) et 8 µm (b)	65
Figure 6.2 : Essai de filtrabilité avec différents coagulants en eau chaude 20 °C : (a) temps de filtration en fonction de la dose appliquée sur le filtre 0,45 µm. (b) turbidité à l'eau filtrée en fonction de la dose appliquée sur le filtre 8 µm	66
Figure 6.3 : Filtration des différents volumes sur la membrane de 3 µm (20°C). Le PAX-XL6 a été dilué 10 fois	68
Figure 6.4 : Comparaison en usine de la performance des filtres d'Atwater vs celles prédictes par les membranes de 3 µm	69
Figure 6.5 : Comparaison de différents coagulants par filtration sur la membrane 3 µm (T = 20°C)	71
Figure 6.6 : Distribution de la taille des particules dans l'eau coagulée et floculée	72
Figure 6.7 : Turbidité à l'EF et diamètre volumétrique moyen pour les différents dosages (T = 20°C)	74
Figure 6.8 : Distribution de la taille des particules de l'eau coagulée et filtrée sur la membrane de 0,3 µm (T = 20°C)	74
Figure 6.9 : Impact de la concentration de particule sur le dosage de coagulant (T = 20°C)	75
Figure 7.1 : L'effet de la coagulation sur l'eau traitée (a) Turbidité (b) pH (c) COT (d) Alcalinité. Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5 ^e et 95 ^e centiles pour la turbidité et les 25 ^e et 75 ^e centiles pour les autres paramètres alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum	77
Figure 7.2 : L'effet de la coagulation sur l'eau traitée lors des pointes printanières (a) Turbidité (b) COT. Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5 ^e et 95 ^e centiles pour la turbidité et les 25 ^e et 75 ^e centiles pour le COT alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum	78

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ATW	Atwater
AC	Avec coagulation
AL	Aluminium
AWWA	American Water Works Association
BSA	Bactéries sporulantes aérobies
CAB	Charbon actif biologique
COD	Carbone organique dissous
COT	Carbone organique total
CREDEAU	Centre de recherche, développement et validation des technologies et procédés de traitement des eaux
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
DB	Carbone organique dissous
d_v	Diamètre pondéré volumétrique
EB	Eau brute
EF	Eau filtrée
ET	Eau traitée
MDDELCC	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changement Climatique
MNU	Mise en norme des usines
PASS	Poly-aluminium silicate sulfate
PAX	Chlorure de poly-aluminium
SC	Sans Coagulation
UV	Ultraviolet

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Pertes de charge dans les filtres 116 et 509 à Atwater – été et automne 2014	95
Annexe B – Turbidité à l'eau filtrée aux filtres 508 et 716 à Atwater – printemps 2015	96
Annexe C – Dosage de coagulant du côté nord et sud à Atwater – printemps 2015	97
Annexe D – Turbidité et concentration de l'aluminium résiduel à l'eau filtrée du filtre S16 à Des Bailleets – printemps 2015.....	98
Annexe E – Turbidité de l'eau coagulée avec 0,25 mg sec/L de C595 et différente dose de PAX-XL6 et filtrée par la membrane de 3 µm	99

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1. Mise en contexte

Chaque municipalité est responsable de la production d'une eau propre à la consommation pour ses citoyens. Après la mise en place de la nouvelle réglementation sur l'eau potable par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC) en 2001, la ville de Montréal a entrepris des travaux de mise à niveau de ses installations dont, entre autres, les usines Atwater et Charles-J. Des Bailleets qui sont les deux plus importantes installations en termes de capacité de production. À la fin de ce processus, la filière de traitement dans les deux usines consistera en une chaîne de traitement multibarrière incluant la filtration directe rapide sur sable, l'ozonation, le rayonnement UV et une chloration. Les objectifs d'élimination des parasites sont complètement assurés par les étapes d'inactivation chimique (chlore et ozone) ou physique (UV) alors que la filtration directe a plutôt pour objectif de réduire la concentration en particule (turbidité).

Atwater et Des Bailleets puisent leur eau brute du fleuve Saint Laurent, sauf que pour Atwater, l'eau circule d'abord par le canal de l'Aqueduc avant d'attendre l'usine. Les caractéristiques générales des eaux brutes des deux usines sont très similaires, si ce n'est que le canal l'Aqueduc atténue les pointes de turbidité à l'usine Atwater. Sur l'ensemble de l'année, l'eau brute est généralement de bonne qualité, avec une faible concentration en particules, une turbidité inférieure à 5 UTN, une concentration en matière organique naturelle inférieure à 3 mg C/L et une faible couleur. Cependant en période de renversement à l'automne et durant la fonte printanière des neiges, l'eau brute se dégrade et la turbidité peut alors atteindre des valeurs supérieures à 15 UTN. Lors de telles pointes de turbidité, il peut être difficile pour les filtres au sable d'atteindre la performance recherchée (1 UTN en moyenne à la sortie des filtres). La solution mise de l'avant pour augmenter la performance des filtres en période de pointe est d'intégrer un procédé de coagulation avant l'étape de filtration.

L'introduction de la coagulation à la filière de traitement nécessite de déterminer le bon produit chimique à utiliser, son dosage optimal en fonction des caractéristiques variables d'eau brute en considérant les contraintes d'exploitation et de conception propres à chaque usine. Cette étude a pour objectif principal d'étudier la mise en œuvre à pleine échelle du procédé de coagulation aux deux usines Atwater et Charles-J. Des Bailleets. Cette étude s'est déroulée d'août 2014 à octobre 2015, période durant laquelle une série d'essais ont été menés en collaboration avec le personnel

de la Ville de Montréal. En parallèle, ce travail rapporte également les résultats liés au développement d'une méthode de laboratoire permettant d'identifier rapidement les conditions optimales d'exploitation de la filtration directe. Cette méthode a également été mise à profit afin de confirmer les conclusions tirées des essais à pleine échelle.

1.2. Organisation du rapport

Ce mémoire de Maîtrise comporte huit chapitres. Le Chapitre 2 présente une revue de littérature sur les principes de base de la coagulation et la filtration directe ainsi qu'un historique sur les essais effectués antérieurement à l'échelle pilote par la Chaire Industrielle-CRSNG en Eau Potable. Le Chapitre 3 présente les objectifs et hypothèses de recherche. Le Chapitre 4 présente la méthodologie expérimentale suivie lors de ce projet pour répondre aux objectifs. Le chapitre 5 présente les résultats des essais à l'échelle réelle aux usines Atwater et Des Bailleets. Le Chapitre 6 présente les résultats liés au développement d'une méthode de laboratoire pour optimiser la filtration directe. Le chapitre 7 présente une analyse historique concernant la performance de la coagulation sur la qualité d'eau produite à Atwater depuis l'introduction de la coagulation à cette installation en avril 2014. Enfin, le chapitre 8 présente une discussion et une conclusion générale sur les résultats de ce projet.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Coagulation

La coagulation est un procédé largement utilisé en traitement d'eau afin de déstabiliser les particules, lesquelles peuvent alors être plus facilement retenues par des procédés physiques tels que la décantation et la filtration. L'eau brute contient des particules généralement chargées négativement ce qui leur donne un caractère répulsif qui freine leur agglomération naturelle. La déstabilisation des particules peut être obtenue par plusieurs mécanismes : compression de la double couche, adsorption et neutralisation des charges, emprisonnement des particules dans un précipité, adsorption et pontage (R. Desjardins, 1997; MWH, 2005).

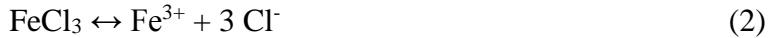
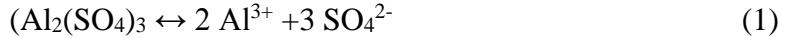
En pratique, la coagulation est réalisée en traitement des eaux par l'ajout d'un produit chimique, appelé ci-après le coagulant, en quantité suffisante dans l'eau à traiter. En production d'eau potable, les coagulants les plus utilisés sont à base de sels d'aluminium ou de fer. Le coagulant agit sur les particules et les emprisonne dans un précipité formant un floc. Les flocs sont formés par la réaction des sels de fer ou d'aluminium avec l'alcalinité de l'eau produisant des hydroxydes insolubles (i.e. des précipités) Fe(OH)_3 ou Al(OH)_3 (R. Desjardins, 1997). Il existe également des coagulants organiques qui opèrent essentiellement par neutralisation des charges (Wei, Gao, Yue, & Wang, 2009). Il est possible d'utiliser plusieurs coagulants simultanément. Cette stratégie est particulièrement répandue pour les applications en filtration directe pour les raisons dont nous traiterons plus loin.

Plusieurs paramètres tels que le pH, la température, l'alcalinité, la turbidité et les sels dissous influencent le processus de coagulation (R. Desjardins, 1997). La région de pH de précipitation optimum pour les hydroxydes d'aluminium est entre 5,5 et 7,7. Alors que pour les hydroxydes de fer, le pH optimum d'opération se situe entre 5,0 et 8,5 (MWH, 2005). Donc, le choix de coagulant dépend largement des caractéristiques de l'eau à traiter dont, entre autres, le pH et l'alcalinité.

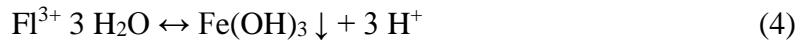
2.1.1 Les réactifs chimiques de coagulation

En traitement d'eau, plusieurs types de coagulants sont disponibles. L'alun ou le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$) est le plus utilisé en raison de son rapport coût/efficacité favorable. Pour les sels de fer, les plus communs sont le chlorure ferrique (FeCl_3) et le sulfate

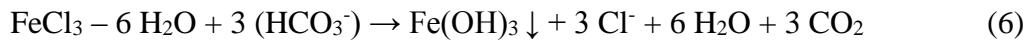
ferrique ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$). Lorsque l'alun ou le chlorure ferrique sont ajoutés à l'eau, le coagulant se dissocie d'abord pour donner des ions trivalents comme présenté par l'équation 1 et 2 ci-dessous (MWH, 2005) :



Ensuite les ions Al^{3+} et Fe^{3+} réagissent avec H_2O pour former des précipités d'hydroxyde tel que montré par les équations 3 et 4 (MWH, 2005) :



Ces réactions, dites d'hydrolyse, sont reconnues comme étant une étape limitante, particulièrement en eaux froides. Enfin, les ions d'hydrogène H^+ libérés réagissent avec l'alcalinité de l'eau pour donner les réactions finales 5 et 6 suivantes (MWH, 2005) :



Avec les sels d'Al(III) et de Fe(III), il est difficile de contrôler la formation des précipités voulus, spécifiquement en cas d'alcalinité très faible. Des coagulants pré-hydrolysés ont été développés pour accélérer la coagulation. Ils sont produits par réaction des sels de fer et d'aluminium avec des différents sels dissous, de l'eau et des hydroxydes sous des conditions contrôlées (MWH, 2005). La réaction limitante d'hydrolyse est alors partiellement complétée dans le produit ce qui permet (i) de réduire la consommation d'alcalinité et (ii) d'augmenter la cinétique de réaction (MWH, 2005). Le PASS-10 et le PAX-XL6 sont des exemples de coagulant pré-hydrolysés. Leurs caractéristiques sont présentées au tableau suivant.

Tableau 2.1 : Caractéristiques de quelques coagulants inorganiques

Coagulants	Densité (kg/L)	Basicité	Teneur en Al ou Fe (% massique)
Alun	1,34	0	3,0-4,5
Chlorure ferrique	1,32	2	11 Fe
Chlorure de poly-aluminium (e.g. PAX-XL6)	1,21	50	5,2
Poly-aluminium silicate sulfate (PASS-10)	1,34	54	5,4
AluFer 3330	1,37	N/A	3,3 Al et 3,0 Fe

Les polymères organiques cationiques de synthèse sont des molécules de longue chaîne, de masses molaires moyennes comprises entre 10^4 et 10^5 g/mole (Degrémont, 1989). En traitement d'eau de consommation, ils peuvent être utilisés comme coagulant principal ou comme aide coagulant (Degrémont, 1989; MWH, 2005), bien que ce terme puisse prêter à confusion puisqu'il ne s'agit pas de floculant tel que les polymères à base d'acrylamide. En raison de leur coût élevé, ils sont principalement utilisés en combinaison avec un coagulant inorganique pour former des flocs plus grands et plus stables (Young & Smith, 2000). Il y a trois principales familles, soient le mélamineformaldéhyde ou mélamineformol, l'épichlorhydrine diméthylamine (EPI.DMA) et les polychlorures de diallyldiméthyl-ammonium (POLYDADMAC) (Degrémont, 1989). Le tableau ci-dessous présente la densité de charge de certains polymères cationiques (Bolto & Gregory, 2007).

Tableau 2.2 : Densité de charge de certains polymères organiques cationiques (Bolto and Gregory 2007).

Polymère organique	Formule moléculaire	Densité de charge (mol %)	Densité de charge (meq/g)
PDADMAC	C ₈ H ₁₆ NCl	100	6,2
ECH/DMA	C ₅ H ₁₂ ONCl	100	7,3
CPAM	C ₈ H ₁₆ O ₂ NCl	100	5,2
CPAM	(C ₈ H ₁₆ O ₂ NCl) _{0,5} (C ₃ H ₅ ON) _{0,5}	50	3,8
CPAM	(C ₈ H ₁₆ O ₂ NCl) _{0,25} (C ₃ H ₅ ON) _{0,75}	25	2,5
CPAM	(C ₈ H ₁₆ O ₂ NCl) _{0,1} (C ₃ H ₅ ON) _{0,9}	10	1,2
Chitosan	C ₆ H ₁₁ O ₄ N.HCl	100	5,2

2.2 Filtration directe

La filtration est un procédé physico-chimique qui est utilisé pour purifier un liquide des solides qu'il contient. Elle consiste à passer le liquide à travers un milieu poreux, les matières solides sont retenues dans le milieu poreux alors que le liquide passe au travers (Degrémont, 1989; R. Desjardins, 1997). En purification d'eau, on distingue deux grandes catégories de filtration, une filtration sur lit granulaire et une filtration sur support ou membrane (Degrémont, 1989). La filtration granulaire est un des premiers procédés ayant été utilisés comme mode de traitement des eaux et elle reste encore prédominante dans l'industrie. Dans un traitement conventionnel, elle est précédée par la coagulation, la floculation et la décantation. La filtration est dite directe si le procédé exclut la décantation (Culp, 1977; Faust & Aly, 1998; MDDELCC, 2012a) ou lorsque les deux étapes de floculation et décantation sont absentes (MDDELCC, 2012a)

2.2.1 Objectifs du traitement

La filtration est une barrière importante pour la production d'eau potable sûre. Selon le type de procédé de filtration utilisé, les protozoaires, les bactéries, les virus et les particules sont enlevés par fixation sur les matériaux filtrants (Santé Canada, 2012). Les limites de turbidité en eau filtrée sont fixées afin d'atteindre les objectifs d'élimination des organismes pathogènes. Selon Santé Canada, les systèmes de filtration conventionnelle et de filtration directe doivent s'efforcer de baisser la turbidité de l'eau produite à moins de 0,1 UTN en tout temps. Si cet objectif n'est pas atteint, le niveau de la turbidité doit être toujours inférieur à 0,3 UTN avec une valeur cible de moins de 0,1 UTN (Santé Canada, 2012). Au Québec, le ministère de Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC) définit les normes de turbidité en filtration directe telles que décrites au tableau 2.3.

Tableau 2.3 : Résumé des normes de turbidité à respecter en sortie des filtres pour la filtration directe avec ou sans coagulation (Gouvernement du Québec, 2001)

Procédé	Valeur limite sur une période de 30 jours (UTN)	Valeur limite en tout temps (UTN)
Filtration directe sans coagulation	Moyenne de 1,0	5,0
Eau coagulée, filtrée et désinfectée (avec crédits d'enlèvement reconnus pour la désinfection)	0,3 dans 95% des mesures	1,0
Eau coagulée, filtrée et désinfectée¹ (sans crédits d'enlèvement reconnus pour la désinfection)	0,5 dans 95% des mesures	5,0

1 : Valeur limite lorsque les objectifs d'élimination des parasites sont assurés totalement par la désinfection en aval

Le tableau 2.4 présente les crédits d'enlèvement accordé à la filtration directe selon la turbidité à l'eau filtrée. Lorsque la filtration directe n'est pas assisté chimiquement, aucun crédit d'enlèvement des parasites ne lui accordé (MDDELCC, 2012a).

Tableau 2.4 : Crédits d'enlèvement des parasites par la filtration directe selon la turbidité obtenue à l'eau filtrée (MDDELCC, 2012a)

		Turbidité à l'eau filtrée 95% sur une période de 30 jours			
Traitement	Organisme	≤0,15¹ UTN	0,15-0,30² UTN	0,31-0,50² UTN	0,51-1,0² UTN
Filtration directe avec coagulation	<i>Giardia</i>	3,0	2,5	2,0	0
	<i>Cryptosporidium</i>	3,0	2,5	2,0	0
	Virus	1,0	1,0	1,0	0

1 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux quatre heures à l'eau filtrée combinée.

2 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux quatre heures à l'eau filtrée de chacun des filtres.

2.2.2 Applicabilité de la filtration directe

La filtration directe est plus économique que la filtration conventionnelle en termes de coûts de construction en raison de l'absence de décanteur et de frais d'exploitation en raison du faible dosage de coagulant nécessaire (J. Cleasby & Logsdon, 1999; Culp, 1977; Faust & Aly, 1998). Cependant, pour pouvoir l'utiliser, la qualité d'eau brute doit être très bonne (faibles concentration en particules, faibles valeurs de COT et de couleur) (MDDELCC, 2012a). Le MDDELCC définit dans son *Guide de conception des installations d'eau potable* (volume 1), les critères d'une eau brute admissible à la filtration directe selon les recommandations établies par l'AWWA. Ces critères sont les suivants (AWWA, 1980; MDDELCC, 2012a):

- Une turbidité inférieure à 5 UTN;
- Une couleur vraie inférieure à 40 unités de couleur;
- Une quantité d'algues inférieure à 2 000 unités d'aire spécifique/ml;

- Une concentration de fer et de manganèse inférieure à 0,3 et 0,05 mg/L, respectivement.

Il a été démontré que la filtration directe peut être utilisée même lorsque la turbidité de l'eau brute est plus élevée que 5 UTN. Quand la quantité d'algues est faible, des eaux brutes de l'ordre de 12 UTN peuvent être traitées par la filtration directe si de l'alun est utilisé comme coagulant ou de 16 UTN lorsqu'un polymère cationique est utilisé comme coagulant (Faust & Aly, 1998). Une étude menée en pilote à Vancouver a démontré que des eaux brutes de turbidité de 20 à 30 UTN ou de 40 à 60 UTN peuvent être traitées par la filtration directe lorsqu'un filtre profond monocouche d'anthracite (de 1,2 mm ou 1,5 mm de diamètre effectif et de profondeur de 2,0 m) est utilisé avec une coagulation combinée d'environ 7 mg/L d'alun, 0,26 mg/L de polymère cationique (LT31) et 0,01 mg/L de polymère non ionique (LT20) (Logsdon, Neden, Ferguson, & LaBonde, 1993). Toutefois, il est recommandé de combiner un coagulant inorganique et un polymère organique (e.g. polyDADMAC) pour assurer la qualité d'eau filtrée (Faust & Aly, 1998).

La filtration directe peut aussi être utilisée de façon saisonnière comme c'est le cas à Edmonton. En effet lorsque la qualité d'eau brute s'améliore en période d'hiver (turbidité < 2,5 UTN), l'usine de Edmonton change son précédent en filtration directe afin de réduire les coûts d'opération. La dose d'alun a été réduite de 28 à 5 mg sec/L ce qui a baissé la production de boues de 50% et a éliminé la nécessité de rehausser le pH à la valeur désirée de $7,8 \pm 0,3$ pour le réseau de distribution en fin de traitement (James, Craik, Molla, & Suarez, 2012).

2.2.3 Critère de conception de la filtration directe

Les performances de la filtration directe dépendent beaucoup de type d'eau à traiter et elles sont peu documentées. Des essais pilotes sont toujours recommandés pour déterminer les critères de conception (MDDELCC, 2012a). Afin de rencontrer la qualité d'eau désirée, il est recommandé de faire précéder les filtres par une coagulation avec des coagulants inorganiques à base de fer ou d'aluminium combiné à un coagulant organique (Faust & Aly, 1998; MDDELCC, 2012a). Les filtres peuvent être précédés par (i) un mélange rapide seulement, (ii) un mélange rapide et une flocculation ou (iii) un mélange rapide et un bassin de contact (une heure de rétention sans collecteur de boue). Ces deux dernières options sont recommandées pour un meilleur contrôle de la qualité d'eau (Salvato, Nemerow, & Agardy, 2003). En absence de flocculation, un temps de rétention pour

le bassin de mélange rapide doit être d'au moins 5 minutes (Culp, 1977; Faust & Aly, 1998; MDDELCC, 2012a).

Pertinence de la flocculation

La nécessité d'un bassin de flocculation en filtration directe a été un sujet de controverse entre plusieurs chercheurs. Des études ont généralement démontré que l'étape de la flocculation dans le procédé de filtration directe améliore la turbidité de l'eau filtrée en fin de cycle de filtration et permet de réduire l'accumulation des pertes de charge et ainsi l'augmentation des cycles de filtration (John L. Cleasby, Baumann, Dharmarajah, & Sindt, 1989; John L Cleasby, Hilmoe, & Dimitracopoulos, 1984; John L. Cleasby et al., 1992; Edzwald, Becker, & Tambini, 1987). Treweek a conclu que l'utilisation d'un bassin de flocculation avec un temps de contact adéquat (> 7 minutes) est nécessaire afin d'atteindre les objectifs de traitement en filtration directe (Treweek, 1979). D'autres études ont démontré qu'un temps de mélange rapide et flocculation de 25 minutes est nécessaire comme prétraitement de la filtration directe (Willis, 1972). Cleasby rapporte que le temps de flocculation appliqué pour la filtration directe est relativement court de l'ordre de 10 minutes avec un gradient de vitesse à l'ordre de 100 s^{-1} (J. Cleasby & Logsdon, 1999). L'expérience de la filtration directe dans l'usine au sud de Nevada à Las Vegas a démontré que le manque de la flocculation a engendré des problèmes d'opération et que l'ajout de cette étape avec une énergie de mélange de GT entre 25000 à 50000 permet de réduire la dose de coagulant nécessaire et d'augmenter les durées de cycle de filtration (Monscvitz, Rexing, Williams, & Heckler, 1978). Cependant d'autres études ont démontré qu'un bassin de flocculation n'est pas obligatoire en filtration directe. Une flocculation-filtration avec un taux de charge élevé (20 m/h) et un coagulant adéquat peut éliminer les particules sans la nécessité d'ajouter un bassin de flocculation séparé (Hutchison, 1976). Selon Culp, l'élimination du bassin de flocculation n'a pas d'effet négatif sur la qualité d'eau produite par un procédé de la filtration directe (Culp, 1977). Yeh et Ghosh ont rapporté que pour la plupart des opérations de la filtration directe, un système de flocculation lent après le mélange rapide n'est pas nécessaire, spécialement lorsque la concentration des solides en suspension est supérieure ou égale à 30 mg/L (Yeh & Ghosh, 1981). Des études de Ball sur l'optimisation de la flocculation en amont de la filtration directe ont prouvé que l'ajout d'un coagulant organique de type polyDADMAC réduit de beaucoup l'impact de la flocculation sur les performances de la filtration directe (Ball, 2008). Une des difficultés d'évaluer l'importance de la

flocculation sur la performance de la filtration directe tient au fait que la majorité des travaux ont été réalisés avec des coagulants qui n'étaient pas pré-hydrolysés. Or, de nos jours, la disponibilité de coagulants pré-hydrolysés offre un avantage important qui permet de réduire le temps de flocculation tel qu'il a été démontré lors des essais pilotes à l'usine Atwater (Barbeau, Carrière, & Prévost, 2008).

Pertinence de la pré-ozonation

Les études portant sur l'impact de la pré-ozonation sur l'abattement de turbidité et de particules sont divergentes. En filtration directe, le conditionnement chimique, les conditions de mélange, la présence ou absence de flocculation, la configuration des filtres et la température sont des facteurs déterminants pour l'effet de la pré-ozonation sur la déstabilisation des particules (Barbeau et al., 2008). Une étude menée sur l'effet de l'ozonation et de la coagulation sur les performances de la filtration directe a démontré que la pré-ozonation améliore la coagulation. La pré-ozonation à un dosage d'ozone optimal de 1,5 mg/L augmente l'enlèvement de turbidité de 30 % lorsque le dosage de coagulant est optimal et réduit la demande de coagulant de 64 % (Amirsardari, Yu, & Williams, 1997). Une autre étude a trouvé que l'effet de la pré-ozonation sur la coagulation est complexe puisqu'il dépend beaucoup du type de coagulant utilisé et du dosage appliqué (Min, Hai-Long, Dong-sheng, Boa-you, & Hong-xiao, 2006). Un examen de l'effet de l'ozone sur les paramètres affectant la déstabilisation des particules a conclu que la pré-ozonation n'a pas d'effet négatif sur la coagulation et que la diminution de pH par l'injection de l'ozone peut favoriser l'efficacité des coagulants inorganiques (Edwards & Benjamin, 1991). La pré-ozonation peut aussi diminuer la quantité de polymère cationique nécessaire pour la réduction de la turbidité (Reckhow, Edzwald, & Tobiason, 1993). La présence de calcium dans l'eau brute favorise l'effet de l'ozone sur la déstabilisation des particules (Chandrakanth & Amy, 1996). Globalement, la pré-ozonation d'eaux chargées en calcium et faiblement chargées en matière organique naturelle favorise le phénomène dit de micro-flocculation. Ce phénomène a déjà été observé sur les eaux des usines Atwater et Des Bailleets (Barbeau, Carrière, & Prévost, 2006; Barbeau et al., 2008).

Conception des filtres

Les critères de conception des filtres dépendent principalement des propriétés du matériau filtrant utilisé, ainsi que la hauteur et la configuration du lit filtrant. Le matériel des filtres peut être composé d'une mono, double ou multicouche couche de matériaux granulaires. Le sable, l'anthracite et l'ilménite sont les plus couramment utilisés en traitement d'eau (R. Desjardins, 1997). Au Québec, les filtres bicouches (sable et anthracite) sont les plus communs (MDDELCC, 2012a). Le filtre à double couche (sable et anthracite) est plus approprié lorsque la qualité d'eau brute est variable alors que le filtre monocouche (sable) est adéquat pour une qualité d'eau brute stable (MWH, 2005). Le MDDELCC définit les critères de conception des filtres comme suit :

Tableau 2.5 : Critères de conception des filtres à lavage intermittent pour la filtration directe (MDDELCC, 2012a):

	Monocouche	Bicouche	Multicouche
Milieu filtrant	<u>Sable :</u> Haut : 600 à 750 mm D_{10} : 0,4 à 0,6 mm CU : < 1,5	Hauteur minimale de 750 mm <u>Anthracite :</u> Haut : 450 à 600 mm D_{10} : 0,9 à 1,1 mm CU : < 1,5 Dureté : 2,7 à 3,0 (MOH) <u>Sable :</u> Haut : 150 à 300 mm D_{10} : 0,4 à 0,6 mm CU : < 1,5	<u>Grenat ou ilménite :</u> Haut : > 100 mm D_{10} grenat: 0,20 à 0,32 mm D_{10} ilménite: 0,15 mm CU : < 1,5 <u>Anthracite :</u> Haut : > 450 mm D_{10} : 0,9 mm CU : < 1,5 Dureté : 2,7 à 3,0 (MOH) <u>Sable :</u> Haut : > 230 mm D_{10} : 0,45 mm CU : < 1,5
Taux de filtration	5 m/h	10 m/h	10 m/h

Plusieurs auteurs recommandent l'utilisation des filtres bicouches et multicouches en filtration directe (Burns, Adams, & Maloney, 1984; Visvanathan & Aim, 1989). Un filtre monocouche de sable ne doit pas être utilisé en filtration directe à 10 m/h, un lit filtrant multicouche ou bicouche offre l'espace nécessaire pour le stockage des particules enlevées de l'eau (Culp, 1977; Faust & Aly, 1998). Selon Culp, les filtres multicouches et doubles couches peuvent produire une eau de même qualité, mais un filtre bicouche nécessite plus de dosage de coagulant et engendre plus de pertes de charge qu'un filtre multicouche, ce qui réduit les durées des cycles (Culp, 1977). Le tableau suivant présente les caractéristiques idéales d'un lit filtrant multicouche et bicouche selon Culp.

Tableau 2.6 : Caractéristique d'un lit filtrant mixte et bicouche idéale pour la filtration directe (Culp, 1977)

Lit filtrant multicouche	Lit filtrant bicouche
<p>Hauteur totale du lit de 91 cm composé de :</p> <p>1- 41 cm de charbon/anthracite de densité 1,48 et d'une granulométrie de tamis de 4 à 14</p> <p>2- 20 cm de charbon de densité 1,62 et d'une granulométrie de tamis de 9 à 18</p> <p>3- 20 cm de sable de densité 2,40 et d'une granulométrie de tamis de 30 à 40</p> <p>4- 8 cm de grenat de densité 4,20 et d'une granulométrie de tamis de 40 à 80</p>	<p>Hauteur totale du lit de 91 cm composé de :</p> <p>1- 64 cm de charbon/anthracite de densité 1,55 et d'une granulométrie de tamis de 4 à 20</p> <p>1- 28 cm de sable de densité 2,40 et d'une granulométrie de tamis de 20 à 50</p>

Les types de filtration sont différenciés selon le taux de charge (ou vitesse de filtration) appliquée aux filtres. On distingue une filtration lente (< 0.4 m/h), la filtration rapide (5 à 10 m/h) et la filtration à haute charge (> 10 m/h). Lorsque le filtre est constitué d'une seule couche de sable, la vitesse de filtration maximale est de 5 m/h (R. Desjardins, 1997; MDDELCC, 2012a). Le MDDELCC permet une vitesse de filtration maximale de 10 m/h pour les filtres bicouches et

multicouches. À cause du développement grandissant des villes, les usines cherchent toujours à augmenter leur capacité de production en augmentant la vitesse de filtration. L'ajout d'une étape de pré-ozonation à l'usine de filtration directe à Los Angeles a permis d'augmenter le taux de filtration de 12 à 15 m/h (R.D. Letterman & American Water Works Association, 1999). L'injection d'une faible dose de polymère pendant le lavage des filtres bicouches permettrait aussi d'augmenter les vitesses de filtration (Harris, 1970).

2.2.4 Choix des types de coagulant et des dosages typiques

Étant donné l'absence de décantation dans le procédé de filtration directe, celui-ci est plus sensible aux variations brusques de la qualité de l'eau brute et nécessite un contrôle plus soutenu. Une coagulation optimale est le facteur clé en filtration directe. Sans une coagulation optimale, l'efficacité de la filtration est compromise (Bellamy, Cleasby, Logsdon, & Allen, 1993; Faust & Aly, 1998). Le dosage appliqué en filtration directe est relativement faible, puisqu'il n'y a pas d'étape de décantation, le but est de former des petits flocs filtrables qu'on appelle « *pintpoint floc* ou *pin flocs* » (J. Cleasby & Logsdon, 1999; Droste, 1997). Ces flocs doivent être assez résistants pour ne pas se détruire à travers le milieu filtrant. Les coagulants principaux utilisés en filtration sont les coagulants inorganiques à base de fer ou d'aluminium et les coagulants organiques cationiques. Hutchison a rapporté que l'alun et le chlorure ferrique produisent des eaux de même qualité, mais à pH de 8,0 à 8,3 l'utilisation du chlorure ferrique est une meilleure alternative, car l'alun engendre de grandes concentrations d'aluminium à l'eau filtrée (Hutchison, 1976). Une étude a été menée afin de comparer les performances de l'alun par rapport aux divers coagulants de polychlorure d'aluminium (PACls) pour traiter une eau brute de turbidité faible (~ 1 UTN) et de pH d'environ 8. Ces études ont démontré que les PACls sont de même efficacité ou plus efficaces que l'alun en filtration directe et ne nécessitent pas d'ajustement de pH lors de la coagulation et la flocculation (Zarchi, Friedler, & Rebhun, 2013). Pour une étude de cas portée sur l'optimisation de la coagulation en eau de basse température (<10°C) et basse turbidité (1,5-8 UTN), il a été démontré que l'utilisation combinée de deux coagulants, chlorure ferrique ($FeCl_3$) et le "polymère-polyaluminium ferric chloride" (PAFC), permet de créer des flocs de structures plus compactes que lorsqu'ils sont utilisés séparément (Lou, Gong, Huang, & Liu, 2012). Lorsque la turbidité de l'eau brute est élevée (environ 8 UTN), l'alun comme seul coagulant (20 mg/L) n'est

pas suffisant pour baisser la turbidité en bas de 0,3 UTN, l'ajout de polymère cationique est nécessaire afin d'atteindre les objectifs de turbidité (Burns et al., 1984).

Les polymères anioniques sont souvent utilisés comme aide-filtrant pour réduire le dosage de coagulant principal (Burns et al., 1984). Lorsqu'un polymère organique est utilisé comme aide-coagulant, les polymères non-ioniques ou anioniques sont idéals et le dosage varie de 0,05 à 0,5 mg/L. Les polymères cationiques sont habituellement utilisés comme coagulant principal et le dosage varie de 0,1 à 5 mg/L (Culp, 1977; Leopold & Freese, 2009). Le polymère cationique permet d'obtenir un floc qui résiste plus aux forces de cisaillement créées dans le flocculateur ou dans le milieu filtrant (Kellil & Eddouaouda, 2002). En 1979, une étude portant sur l'utilisation seule d'un coagulant polyélectrolyte cationique (Cat-Floc T) a conclu que le polymère cationique polyélectrolyte peut être utilisé avec des filtres bicouches pour traiter des eaux de grande turbidité (environ 32 UTN) (Raymond D Letterman, Sama, & DiDomenico, 1979). Les coagulants organiques cationiques ne sont pas aussi efficaces que les coagulants inorganiques pour la réduction de la couleur, mais si l'objectif principal de traitement est la réduction de la turbidité, ils sont plus performants que les coagulants inorganiques (AWWA, 1980). Yeh et Ghosh ont fait une étude sur les types de polymères cationiques appropriés en filtration directe. Ils ont trouvé que les polymères cationiques avec un petit à moyen poids moléculaire (10 000 à 100 000 Da) et une grande densité de charge performent le mieux (Yeh & Ghosh, 1981). Les polymères cationiques sont dispendieux et leur utilisation comme seul coagulant augmente le coût d'opération. Généralement, un dosage combiné d'alun et de polymère cationique est utilisé pour la coagulation précédant une filtration directe et les dosages typiques sont de 2 à 10 mg sec/L d'alun plus de 0,2 à 2 mg/L de polymère cationique (Faust & Aly, 1998).

Le tableau suivant présente certains dosages de coagulants utilisés dans la littérature en filtration directe selon la turbidité de l'eau brute.

Tableau 2.7 : Dosage des coagulants utilisé dans la littérature en filtration directe

Références	Turbidité EB (UTN)	Coagulant inorganique : dosage (mg/L)	Coagulant organique : dosage (mg/L)	Turbidité EF (UTN)
(Burns et al., 1984)	8,1 13,6	Alun : 20 Alun : 8,3	- T-Chem512 ¹ : 1,5	1,10 0,16
(Wagner & Hudson, 1982)	1,8-3,5 2,9-3,3 2,1	Alun : 5,0 Alun : 20,0 Alun : 2,0	- - Catfloc T ¹ : 0,30	0,16 0,14 0,25
(Logsdon et al., 1993)	21,0 22,0 0,5	Alun : 5,9 Alun : 7,0 Alun : 4,3	LT31 ¹ : 0,22 LT31 + LT20 ² : 0,26 + 0,01 LT31 + LT20 ² : 0,26 + 0,01	0,18 0,10 0,05
(Zarchi et al., 2013)	1,23 1,23 0,97 1,30 1,09	PAX-XL19 : 0,33 Al Alun : 0,33 Al PAX-XL1 : 0,42 Al PACA 2300 : 0,43 Al PACA 1700 : 0,40 Al	- - - - -	0,10 0,10 ³ 0,13 0,12 0,12

1 : Coagulant cationique**2 : Coagulant cationique + coagulant anionique****3 : Un ajustement de pH lors de la coagulation de 7,6 à 7,1**

En conclusion l'alun est très utilisé pour son coût compétitif, mais à des pH élevés (environ 8), son utilisation nécessite un ajustement de pH pendant l'étape de coagulation. L'utilisation de coagulant à base de fer ou des coagulants pré-hydrolysés est une bonne alternative pour des eaux à pH élevé. Lorsque la turbidité de l'eau brute est élevée, un dosage combiné de coagulant inorganique et de polymère organique cationique devient nécessaire afin d'atteindre l'objectif de turbidité à l'eau traitée.

Simulation de la filtration directe en laboratoire pour déterminer le dosage de coagulant optimal

En filtration conventionnelle, la détermination de dosage optimale se fait facilement en laboratoire à l'aide des essais dits de *Jar Test* (MWH, 2005). Pour la filtration directe, la détermination de dosage optimale est plus compliquée. En effet, en absence de décantation, il est difficile de simuler les conditions de filtration en laboratoire. Généralement, les usines fonctionnant avec un procédé de filtration directe déterminent leur dosage à l'aide d'essais pilotes.

Certains auteurs proposent des essais de jar test suivis de filtration sur une membrane filtrante pour déterminer le dosage optimal de coagulant en laboratoire pour une filière de filtration directe (Dentel, 1989; Tchio, Koudjonou, Desjardins, Prévost, & Barbeau, 2003). Le choix du filtre est primordial pour les essais de filtrabilité. Un filtre de 0,45 µm de porosité de type AcetatePlus™ (Fisher, Quebec, Canada) a été utilisé pour déterminer la filtrabilité d'une eau décantée (C. Desjardins, Koudjonou, & Desjardins, 2002). Un filtre papier Whatman No 40 de 8 µm de porosité (Whatman International Ltd. Maidstone, U.K.) a été utilisé pour déterminer le dosage de coagulant optimal (Dentel, 1989; Wagner & Hudson, 1982). Le suivi de temps de filtration pour le filtre 0,45 µm peut nous indiquer la dose pour laquelle des flocs commencent à se former (Tchio et al., 2003). Le suivi de turbidité de l'eau filtrée par le filtre 8 µm peut nous indiquer la dose de coagulant optimale pour un filtre monocouche à sable de diamètre effectif de 1,2mm (Degrémont, 1989; Tchio et al., 2003). Un filtre en fibre de verre de porosité 1,5 µm (Whatman® glass microfiber filters, Grade 934-AH®) a été utilisé après un *jar test* pour déterminer le dosage optimum de polymère cationique en filtration directe (Edzwald et al., 1987). Il n'y a donc pas de consensus au sujet du type de filtre à utiliser.

Yeh et Ghosh ont utilisé un *jar test* avec les conditions suivantes afin de déterminer le dosage de polymère cationique optimal en filtration directe : mélange rapide à 85 rpm pendant 1 minute, mélange lent à 25 rpm pendant 20 minutes et une période de décantation de 30 minutes. Cependant, ils proposent également un *jar test* modifié avec une grande intensité de mélange (G de 300s^{-1} à 650s^{-1} pendant 3 à 8 minutes) suivi immédiatement par une analyse de distribution de floc comme méthode plus précise pour le choix du type de polymère cationique et son dosage optimum en filtration directe (Yeh & Ghosh, 1981).

Plusieurs auteurs ont utilisé des *Jar-filtration* test pour déterminer le dosage des coagulants pour des eaux de faible turbidité (D.R. Brink, 1984; Brink, Choi, Al-Ani, & Hendricks, 1988; Choi, 1983) Ndiongue a utilisé un *Jar-filtration* test afin de comparer les performances des coagulants en filtration directe. Le test consiste en une coagulation dans des flocculateurs de laboratoire (béchers de 1,5 à 2 L) avec une vitesse d'agitation de 100 rpm pendant 2 minutes suivi d'une décantation de 30 minutes. Ensuite l'échantillon est filtré sur une colonne de 30 cm de sable propre et de 3 cm de diamètre (Ndiongue, Desjardins, & Prevost, 2000). Ce test peut être utilisé pour la comparaison des performances de différents coagulants. Cependant ce test est limité par l'épaisseur du milieu filtrant (30 cm) et les durées de filtration courtes qui se situent dans la période de maturation des filtres industriels. De plus, les manipulations au laboratoire nécessitent beaucoup de temps en raison du lavage du milieu filtrant nécessaire après chaque test effectué.

2.2.5 Pertes de charge

Les pertes de charge à travers un filtre sont un paramètre important pour l'opération des filtres. Lorsque le filtre est propre, les pertes de charge sont de l'ordre de 50 à 75 cm. Au fur et à mesure que le cycle de filtration avance, les particules retenues par le milieu granulaire s'accumulent et encrassent le filtre, engendrant alors l'augmentation des pertes de charge (R. Desjardins, 1997). Afin d'obtenir un fonctionnement optimal du filtre, il faudrait l'opérer de sorte que la turbidité à l'effluent et les pertes de charge totales atteignent leur limite maximale permise en même temps (R. Desjardins, 1997; MWH, 2005). En filtration directe, les flocs formés sont retenus dans le filtre, ainsi les pertes de charge augmentent vite et les durées des cycles de filtration sont réduites. Plusieurs paramètres tels que les conditions de la coagulation, flocculation et les caractéristiques des filtres affectent les pertes de charge en filtration directe. Un filtre monocouche (sable) produit plus de pertes de charge qu'un filtre bicouches (sable et anthracite) (MDDELCC, 2012a). Alors qu'un

filtre bicouche engendre généralement plus de pertes de charge qu'un filtre multicouche (Culp, 1977). Une étude comparant les pertes de charge de différents milieux filtrants a trouvé que lorsque le diamètre effectif du matériau filtrant profond est petit, les pertes de charge initiales et le taux d'accumulation des pertes de charge sont élevés (Tate, Lang, & Hutchinson, 1977). Une période de flocculation permet de baisser l'accumulation des pertes de charge à travers le filtre et d'augmenter les cycles de filtration (Edzwald et al., 1987). L'augmentation de dosage d'alun nécessaire en période de pointe de turbidité en filtration directe réduit de beaucoup les durées des cycles. L'ajout d'un polymère cationique permet de baisser les doses de l'alun et d'augmenter les durées des cycles de filtration (Burns et al., 1984). De plus, les coagulants inorganiques produisent des flocs prenant beaucoup d'espace dans le milieu filtrant ce qui augmente de beaucoup les pertes de charge, alors que les polymères cationiques produisent des flocs déformables ce qui augmente les durées des cycles de filtration (Bolto & Gregory, 2007). Il a été démontré aussi qu'un dosage contrôlé selon la turbidité désiré à l'eau filtrée permet d'obtenir des cycles de filtration plus longs qu'un dosage constant de coagulant (Onat & Dogruel, 2004).

2.2.6 Élimination des parasites

L'élimination des parasites de l'eau se fait conjointement par la filtration et la désinfection. En production d'eau potable, les oocystes de *Cryptosporidium* et les kystes de *Giardia* font l'objet d'un intérêt particulier en raison de leur résistance au traitement chimique lors de la désinfection (Barbeau, 1996; MDDELCC, 2012a). Plusieurs études ont été menées pour déterminer l'efficacité de la filtration directe sur l'élimination des parasites. Certains ont démontré que la filtration directe optimisée peut éliminer de 2 à 4 log d'oocystes de *Cryptosporidium* et de kystes de *Giardia* (Brown & Emelko, 2009; Nieminski & Ongerth, 1995; Ongerth & Pecoraro, 1995). Des observations en usine pleine grandeur et en usine pilote ont indiqué que lorsque la turbidité de l'eau traitée est de 0,1 à 0,2 UTN, les crédits d'abattement d'oocystes de *Cryptosporidium* et de kystes de *Giardia* sont d'environ 3 log (Nieminski & Ongerth, 1995). Brown et Emelko ont montré que lorsque la coagulation est optimale (turbidité de l'EF moins que 0,1 UTN), un enlèvement de 4 log d'oocystes de *Cryptosporidium* peut être atteint, alors qu'une coagulation sous-optimale (dose de 50%, 0,2-0,3 UTN à l'EF) a entraîné une réduction de 2-3 log d'oocystes de *Cryptosporidium* (Brown & Emelko, 2009). Des corrélations entre l'enlèvement de la turbidité et l'enlèvement des oocystes/kystes de *Cryptosporidium* et de *Giardia* de l'ordre de $R = 0,77$ et $R = 0,78$ ont été

respectivement trouvées (LeChevallier & Norton, 1992). D'autres études ont montré que lorsque la turbidité à l'eau filtrée est inférieure à 0,10 UTN, l'enlèvement de *Cryptosporidium* est supérieur à 2 log (West et al., 1994).

La méthode d'analyse et de détection de ces micro-organismes est fastidieuse, coûteuse et nécessite de l'expertise. De plus, souvent leur concentration est faible à l'eau filtrée, donc un volume important doit être analysé afin de pouvoir les détecter (Hijnen et al., 2000). Par ce fait, d'autres méthodes indirectes de détection d'élimination de ces micro-organismes sont développées.

Les bactéries sporulantes aérobies (BSA) ne présentent aucun risque sanitaire pour la santé et sont présentes en grand nombre dans les sols. L'analyse de BSA est un bon indicateur pour évaluer la performance d'une filière de traitement en matière d'élimination des parasites (Emelko, 2001; MDDELCC, 2012a). De plus, leur présence en grand nombre dans les eaux brutes facilite leur quantification à l'eau filtrée (Galofr, Israel, Dellund, & Ribas, 2004). Ces micro-organismes présentent plusieurs avantages pour l'indication de la qualité microbiologique de l'eau traitée : (i) ils sont connus pour leur résistance à des milieux environnementaux défavorables; (ii) ils ne se multiplient pas dans les usines de traitement des eaux; (iii) il est possible de les suivre à toutes les étapes de traitement et (iv) il est difficile de les détruire par la désinfection (Rice, Fox, Miltner, Lytle, & Johnson, 1996). En outre, l'enlèvement de la turbidité, des comptes de particules et des BSA reflètent les mêmes tendances lors de la variation de dosage de coagulant. Lorsque la coagulation n'est pas optimale, la perte d'efficacité est mieux démontrée par l'enlèvement des spores (Rice et al., 1996). Des études ont montré qu'il y a un rapport d'environ 1,6 entre l'enlèvement de BSA et celui des oocystes de *Cryptosporidium* (Barbeau et al., 2006). Ainsi lorsqu'il y a un enlèvement de 1,5 log de BSA cela correspond à environ 2,5 log d'enlèvement de *Cryptosporidium*.

2.3 Rappel historique

Depuis 1992, plusieurs essais pilotes ont été effectués par la chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable aux usines Atwater et Des Bailleux afin d'étudier la performance de la filtration directe. Dans cette partie, un rappel historique des travaux liés à l'application de la filtration directe sera présenté sous forme de tableau. Le tableau 2.8 présente les principales conclusions tirées des essais

pilotes (Barbeau & Carrière, 2008; Barbeau et al., 2006, 2008; Barbeau, Morissette, & Prévost, 1999).

Tableau 2.8 : Rappel historique des essais pilotes effectués par la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable

Essai	Objectifs	Conclusions
Phase I et II Usine Atwater 1992 à 1997	<p>Amélioration de la performance des filtres de l'usine Atwater sans coagulation par :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Des filtres bicouches (Sable + Anthracite ou Sable + CAB) - Pré-ozonation ou pré-chloration 	<ul style="list-style-type: none"> - Il n'est pas facile de garantir une turbidité inférieure à 1 UTN à l'eau filtrée, car la turbidité de l'eau filtrée est fonction de la turbidité à l'eau brute. - L'enlèvement de BSA est faible, de l'ordre de 0,3 à 0,5 log. - La pré-ozonation et la pré-chloration diminuent la performance des filtres. - Un filtre bicouche avec du CAB en surface au lieu de l'anthracite apporte des améliorations modestes. - L'intégration de la coagulation à la filtration devient incontournable afin de réduire la turbidité à l'eau filtrée.
Phase III Usine Atwater 1997 à 1999	<p>Optimisation de la coagulation en amont d'un filtre bicouche (sable + CAB) opéré à grande vitesse (10 m/h)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Il est possible de maintenir la turbidité inférieure à 0,15 UTN 95% du temps. - Un meilleur enlèvement de BSA (>1 log) est obtenu. - Des doses de 5 à 15 mg/L de PACl, PASS-100, FeCl₃ ou Fe₂(SO₄)₃ sont requises pour l'enlèvement de turbidité < 0,15 UTN, mais engendrent des cycles

Tableau 2.8 : Rappel historiques des essais pilotes effectués par la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable (suite)

Essai	Objectifs	Conclusions
		<p>de filtration très courts (10-24h).</p> <ul style="list-style-type: none"> - L'utilisation de PASS-100 et de PACl à dosage élevé génère des concentrations d'aluminium résiduel élevées ($> 300 \mu\text{g/L}$). - L'utilisation conjointe d'un coagulant inorganique et de polyDADMAC permet d'obtenir des turbidités $< 0,15 \text{ UTN}$ et des durées de cycle de filtration acceptable (24-40h).
<p>Dans le cadre de projet MNU Usine Des Bailleets 2006</p>	<p>Essayer différentes solutions afin d'optimiser l'étape de filtration (obtenir une turbidité $< 0,3 \text{ UTN}$ 95% du temps tout en respectant une durée de filtration $\geq 24\text{h}$) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - L'ajout d'une étape prétraitement (filtre DynasandTM) en amont d'un filtre monocouche (sable à 5 m/h) - Filtration multicouche (ilménite + sable + anthracite) 	<ul style="list-style-type: none"> - Le prétraitement par DynasandTM ne permet pas de réduire la turbidité à l'effluent du filtre en aval, mais, il permet la réduction des pertes de charge à travers le filtre. - La filtration multicouche ne permet pas de réduire la turbidité à l'effluent comparativement au filtre monocouche en place. - La pré-ozonation à faible dose (0,3 à 1 mg/L) a permis de maintenir la turbidité à $< 0,25 \text{ UTN}$ en période de pointe (9 UTN en eau brute). - La pré-ozonation n'offre pas davantage en matière d'enlèvement de BSA.

Tableau 2.8 : Rappel historiques des essais pilotes effectués par la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable (suite)

Essai	Objectifs	Conclusions
	<ul style="list-style-type: none"> - Pré-ozonation avec un filtre monocouche - Coagulation sub-optimale avec (alun 2-4 mg/L + polyDADMAC 0,2-0,5 mg/L) filtration monocouche (sable à 7,5 m/h) et bicouche (sable + anthracite à 10 m/h) 	<ul style="list-style-type: none"> - Lors de la pointe (9 UTN en eau brute), la filtration sub-optimale permet de réduire la turbidité à < 0,3 UTN 95% de temps avec la filtration monocouche et bicouche. À de grandes vitesses de filtration, la durée de cycle de 24h est respectée seulement avec la filtration bicouche. Pour avoir des durées de filtration \geq 24h avec la filtration monocouche, il faudrait baisser la vitesse de filtration à 5 m/h. - La filtration sub-optimale offre environ 1 log d'abattement de BSA.
Phase IV Usine Atwater 2007	<p>Comparer différentes options afin d'optimiser la réduction de turbidité à 0,15 - 0,2 UTN 95% du temps :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Trois coagulants (alun, PASS100 et AluFerSP25) avec et sans ajout de polymère polyDADMAC - Trois différents polymères de type polyDADMAC (LT7995, Superfloc C592 et C595) 	<ul style="list-style-type: none"> - La turbidité ciblée < 0,3 UTN au 95^e centile peut être atteinte tout en respectant une durée de cycle d'environ 24h en période de pointe (9 UTN en eau brute) pour les filtres bicouche et monocouche. - La filtration monocouche produit une turbidité deux fois inférieure à celle de la filtration bicouche pour les mêmes conditions de coagulation. - La coagulation sub-optimale des filtres monocouche et bicouche offre un abattement de BSA de l'ordre de 1 log.

Tableau 2.8 : Rappel historiques des essais pilotes effectués par la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable (suite)

Essai	Objectifs	Conclusions
	<ul style="list-style-type: none"> - Différentes conditions de flocculation (temps de contact et énergie de mélange) - Filtration monocouche (sable à 5 m/h) et bicouche (sable-anthracite à 10 m/h) avec coagulation 	<ul style="list-style-type: none"> - En raison du pH qui favorise la présence d'aluminium dissous, la coagulation avec un coagulant à base d'aluminium (> 2 mg alun sec/L) risque d'engendrer des concentrations d'aluminium résiduel supérieures à la recommandation de Santé Canada. - Les doses de coagulant requises pour la filtration directe sub-optimale sont faibles : une dose d'alun $< 0,5$ mg/L plus une dose de polyDADMAC (LT7995) de 0,25 mg/L ont permis d'obtenir la turbidité visée. - L'utilisation de PASS-100 au lieu de l'alun permet : de diminuer le dosage nécessaire, diminuer la concentration d'aluminium résiduel et minimiser l'acidification de l'eau filtrée. - En performance, le PASS-100 et l'AluFer sont équivalents et meilleurs que l'alun. - L'utilisation de polyDADMAC permet de diminuer le dosage de coagulant requis et d'augmenter les cycles de filtration.

Tableau 2.8 : Rappel historiques des essais pilotes effectués par la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable (suite)

Essai	Objectifs	Conclusions
		<ul style="list-style-type: none"> - L'augmentation de temps de flocculation de 6 à 20 minutes double la durée de cycle moyenne (de 26 à 52h), mais il n'a aucun impact sur la turbidité de l'eau filtrée. - Pour des performances comparables, la filtration bicoche nécessite un dosage plus élevé de coagulant par rapport à la filtration monocouche (4 vs 2 mg/L d'alun). - La filtration monocouche réagit rapidement à l'arrêt et départ de la coagulation, donc une coagulation intermittente est possible.
Phase IV Usine Atwater Printemps 2008	Confirmer la performance des filières monocouche et bicoche, pré-ozonées et coagulées lors de la pointe de turbidité du printemps 2008. <ul style="list-style-type: none"> - Filtre monocouche (sable) opéré à 5 m/h - Filtre bicoche (sable plus anthracite) opéré à 5 m/h 	<ul style="list-style-type: none"> - Il est possible d'obtenir une turbidité < 0,3 UTN 95% du temps et de maintenir des cycles de filtration $\geq 24h$ avec une filière pré-ozonée et coagulée. - Les dosages de coagulant qui ont permis d'atteindre les objectifs de turbidité et de durée de cycle sont faibles (4-8 mg sec/L d'alun + 0,25-0,75 mg/L de polymère cationique). - Pour le filtre monocouche pré-ozoné, le dosage optimal se situe entre 6-8 mg/L d'alun plus 0,75 mg/L de polymère.

Tableau 2.8 : Rappel historiques des essais pilotes effectués par la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable (suite)

Essai	Objectifs	Conclusions
		<ul style="list-style-type: none"> - L'augmentation de dosage de polymère et l'abaissement du dosage d'alun permet d'augmenter les durées de cycles de filtration à plus de 24h. - Le filtre bicouche produit une turbidité inférieure à celle du filtre monocouche, et des durées de cycles supérieurs (moyenne de 48h vs 27h). - La coagulation permet d'augmenter l'abattement de BSA de plus de 1 log, d'augmenter la transmittance de l'eau filtrée d'environ 5% et d'abaisser le COT d'environ 0,5 mg/L.

CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE RECHERCHE

3.1 Objectifs

L'objectif principal de cette étude est d'optimiser l'application de la coagulation en amont des filtres granulaires des usines Atwater et Charles-J. Des Baillets de la ville de Montréal.

Les objectifs spécifiques sont :

1. Évaluer la performance de la filtration directe avec coagulation par un suivi de la turbidité de l'eau filtrée, des pertes de charge à travers les filtres, de l'aluminium résiduel à l'eau filtrée et de l'abattement de BSA.
2. Déterminer le coagulant optimal en comparant la performance de plusieurs coagulants.
3. Déterminer la dose optimale de coagulant à prévoir en fonction de la qualité des eaux brutes.
4. Étudier la performance d'un mode opératoire utilisant l'injection simultanée de deux coagulants (un coagulant organique et un coagulant inorganique).
5. Développer un test de laboratoire permettant d'identifier le dosage optimal de coagulant pour la filtration directe.
6. Évaluer les performances de la coagulation sur la qualité d'eau produite à l'aide des données de suivi historique de la Ville de Montréal.

3.2 Hypothèses de recherche

Les hypothèses spécifiques pour répondre aux objectifs mentionnés ci-haut sont :

1. En période de pointe de turbidité, une réduction de turbidité à moins de 0,15 UTN est nécessaire afin d'obtenir un abattement de BSA de l'ordre de 1,5 à 2,0 log.
2. Le coagulant PASS-10 donne de meilleures performances que les autres coagulants inorganiques.
3. En période de pointe de turbidité, une coagulation simultanée de 4-8 mg Al/L de coagulant inorganique et 0,25-0,75 mg/L de coagulant organique de type polyDADMAC est nécessaire afin de réduire la turbidité de l'eau filtrée à moins de 0,30 UTN 95 % du temps, tout en maintenant une durée de cycle supérieure à 24h.
4. L'injection simultanée de coagulants inorganique et organique améliore les performances de la filtration directe en matière de turbidité à l'eau filtrée et de durée de cycle.

5. Un essai de filtrabilité réalisé en laboratoire permet de prédire la dose de coagulant à utiliser à pleine échelle.
6. Sur la base des données de suivi de la Ville, il est possible de démontrer que l'ajout de la coagulation améliore la qualité de l'eau produite. Elle permet d'assurer une turbidité inférieure à 0,3 UTN en période de pointe et de réduire la concentration de COT des eaux filtrées. Elle aura peu ou pas d'impact sur le pH et l'alcalinité de l'eau filtrée.

CHAPITRE 4 MÉTHODOLOGIE EXPÉRIMENTALE

La réalisation de ce projet de recherche a nécessité des travaux à l'échelle réelle aux deux usines Atwater et Des Bailleets ainsi que des essais menés au Laboratoire CREDEAU de Polytechnique Montréal. La méthodologie expérimentale sera successivement présentée pour ces deux phases du projet.

4.1 Essais d'optimisation à l'échelle réelle

Pendant ce projet, plusieurs coagulants ont été testés à pleine échelle lors de deux périodes soit l'automne 2014 et le printemps 2015. Le tableau 4.1 résume les produits testés. L'alun a été choisi pour son faible coût et son utilisation fréquente. Les coagulants inorganiques pré-hydrolysé sont connus d'être plus performant en dosage faible (MWH, 2005) d'où le choix du PAX-XL6 et du PASS-10. De plus le PASS-10, nouveau nom du PASS-100, est sorti meilleur en essai pilote. L'AluFer a été choisi parce que l'eau brute présente un pH élevé, généralement favorable au fer et pour limiter l'aluminium résiduel. Le polyDADMAC a été retenu pour augmenter les durées de cycle tel que démontré lors des essais pilotes (Barbeau et al., 2008).

Tableau 4.1: Caractéristiques des produits chimiques testés

Coagulants	Densité (kg/L)	Teneur en Al / Pureté (% massique)	Lieu et date de l'essai du coagulant
Alun	1,34	4,3	Automne 2014 - Atwater
PAX-XL6	1,21	5,4	Automne 2014 et printemps 2015 - Des Bailleets et Atwater
PASS-10	1,34	5,4	Automne 2014 - Atwater
AluFer	1,37	4,4 (3,3 Al et 3,0 Fe)	Automne 2014 - Atwater
PolyDADMAC - C591	1,03	Pureté 19 %	Automne 2014 - Des Bailleets
PolyDADMAC - C595	1,03	Pureté 40 %	Printemps 2015 - Des Bailleets

Pour l'ensemble des essais menés à pleine échelle, des critères de performance ont été établis afin d'identifier les meilleures options de traitement. Ces critères sont présentés au tableau 4.2.

Tableau 4.2 : Critères de performance de la filtration et objectifs attendus

Catégories	Critères	Fréquence de mesure	Objectifs
Qualité d'eau filtrée	Turbidité	En continu	Une turbidité $< 0,3$ UTN 95 % du temps d'un cycle de filtration
	Abattement des bactéries sporulantes aérobies (BSA)	À des périodes différentes durant le cycle de filtration soit à 4, 12, 24, 48, 72 h après le début du cycle et avant le lavage du filtre	Un abattement de l'ordre de 1,5 à 2,0 log
	Aluminium total	De façon aléatoire durant un cycle de filtration ou au même moment d'échantillonnage que les BSA	L'aluminium résiduel à l'eau filtrée doit être $< 0,200 \text{ mg/L}$
Productivité	Durée de cycle	En continu	Une durée de cycle $\geq 24\text{h}$ en période de pointe

Essais réalisés à l'été et l'automne 2014

ATWATER : L'usine Atwater a testé quatre coagulants, trois à base d'aluminium soit l'alun, le PASS-10 et le PAX-XL6, plus un coagulant à base de fer et d'aluminium l'AluFer (ALS-3330). Pour mener à bien la comparaison des différents coagulants, l'usine a été divisée en deux parties (figure 4.1). Le train 2, qui inclut les galeries 5, 6 et 7, a servi de contrôle puisqu'il a été opéré en utilisant toujours le même coagulant (le PAX-XL6) durant toute la période d'essai. Le train 1, qui inclut les galeries 1, 2 et 3, a servi à tester les différents coagulants. Le train 2 est alimenté par les pompes à basse pression U. Le coagulant PAX-XL6 était injecté à la chute d'eau en fin de la galerie 4 (qui sera destiné à l'ozonation à la fin des travaux en cours). Le train 1 est alimenté par les pompes basse pression W et les différents coagulants étudiés ont été injectés juste en amont des pompes. Chaque coagulant a été utilisé pendant trois cycles de filtration. Cependant, seulement les performances des deux derniers cycles ont été suivies et seront étudiées dans le cadre du présent projet.

Le tableau 4.3 présente la période d'essai et de suivi de chaque coagulant. Les coagulants ont été testés lors des périodes différentes dans le temps et la qualité d'eau brute a changé légèrement d'un essai à l'autre, d'où le fait de choisir un train de contrôle opérant toujours au même coagulant. Afin de qualifier la performance de chaque coagulant, les filtres 101 et 116 (dans la galerie 1 soit le train 1 d'essais de divers coagulants) et les filtres 508 et 509 (dans la galerie 5 et le train 2 de contrôle) ont été suivis. Le tableau 4.4 présente les paramètres de contrôle et leur fréquence de relèvement.

Tableau 4.3: Périodes d'essai de chaque coagulant à Atwater sur le train 1

Type de coagulant	Période d'essai (2014)
PAX-XL6 ¹	21 juillet au 7 août
Alun	10 au 19 août
PASS-10	22 au 28 août
AluFer	29 août au 1 ^{er} sept.

1 : Le PAXL6 était aussi toujours en utilisation sur le train 2 pendant l'ensemble des essais

Tableau 4.4 : Paramètres de contrôle et leur fréquence d'analyse à Atwater

Paramètre	Fréquence d'analyse
Pertes de charge	Continue
Turbidité	Continue
BSA	4h, 24h, 48h et avant lavage
Aluminium résiduel	Un échantillon par cycle prélevé aléatoirement

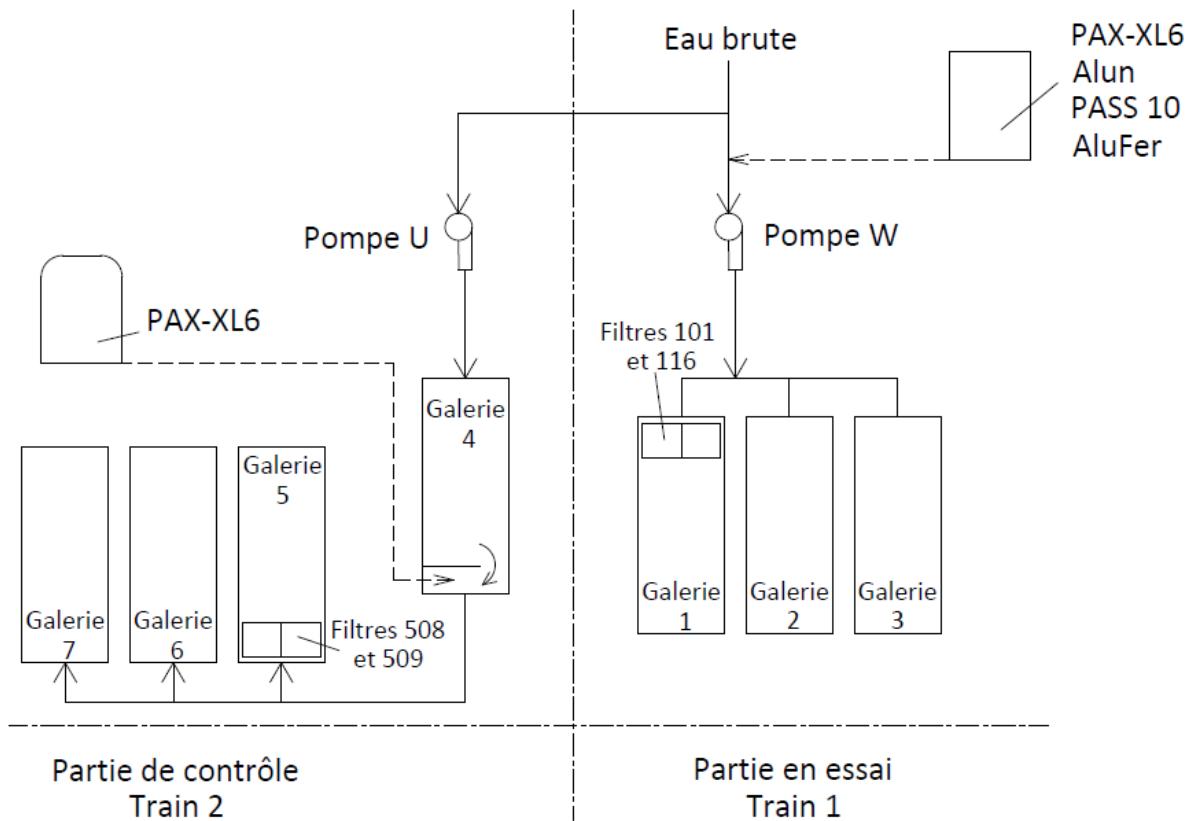


Figure 4.1 : Schéma de coagulation usine Atwater (juillet et août 2014)

DES BAILLETS : L'objectif des essais à l'usine Des Bailleets était de valider une stratégie de coagulation mixte incluant un coagulant inorganique (le PAX-XL6) et un coagulant organique (le polyDADMAC C-591). Au début de l'automne, deux cycles sans coagulation ont été suivis. Par la suite, le PAX-XL6 a été utilisé sous des régimes variables de dosages pendant quatre cycles de filtration. Enfin, le coagulant C-591 a été intégré en usage simultané avec le PAX-XL6 et deux cycles avec différentes doses ont été testés. Le tableau 4.5 présente les différents essais avec les périodes. Les coagulants inorganique et organique ont été injectés au déversoir en aval des pompes basses pression. L'eau brute se répartit de façon égale sur les quatre galeries de l'usine grâce à ce déversoir. Les filtres S2 et S16 dans la galerie sud-ouest ont été étudiés (figure 4.2). Les mêmes paramètres de contrôle à Atwater ont été relevés à Des Bailleets aussi, sauf que l'aluminium résiduel n'a pas été analysé pour ces essais. Étant donné les durées de cycles plus courtes à Des Bailleets, les BSA ont été analysées au 4, 12, et 24h après le début de chaque cycle.

Tableau 4.5 : Périodes des différents essais menés à l'usine Des Bailleets (automne 2014)

Essai	Période (2014-2015)
Aucun coagulant	21 au 30 septembre
PAX-XL6	5 novembre au 13 décembre
PAX-XL6 + C591	13 au 21 janvier

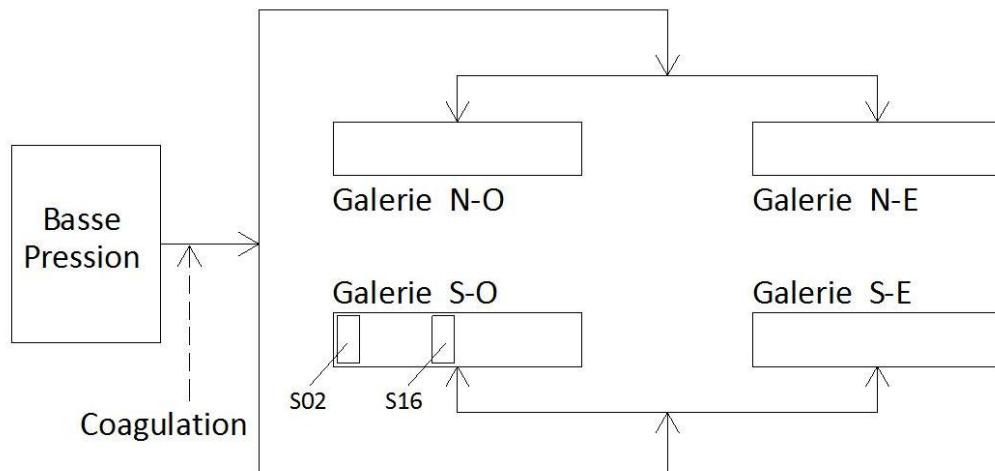


Figure 4.2 : Schéma de coagulation à l'usine Des Bailleets

Essais réalisés au printemps 2015

Lors de la période printanière de fonte des neiges, la qualité d'eau brute se dégrade ce qui est noté par une hausse significative de la concentration de particules et de la turbidité. La raison principale de recourir à la coagulation est de contrer l'effet de la pointe de turbidité observée à l'eau brute sur la turbidité de l'eau traitée. Pour cela, il est important de suivre et d'analyser les performances de la coagulation lors de cette période critique. Un suivi de performance de la filtration a donc été effectué aux deux usines du 31 mars au 12 mai 2015.

ATWATER : Pendant ces essais, l'usine Atwater a utilisé seulement le PAX-XL6 sur toute l'usine (i.e. les deux trains). Le coagulant a été injecté en un seul endroit (au déversoir à la fin de la galerie 4) à l'aide de deux rampes d'injection (soit une pour la partie Nord et une pour la partie Sud, voir figure 4.3). Trois filtres ont été suivis, soit deux filtres proches du point d'injection, le filtre 101 de la galerie 1 et le filtre 508 de la galerie 5 en plus d'un filtre loin du point de coagulation, le filtre 714 de la galerie 7. Pour ces essais, seules les pertes de charge et la turbidité ont été étudiées. Au total, les données de performance pour 28 cycles de filtration ont été récupérées.

DES BAILLETS : Au début de la période d'essais, l'usine Des Baillets a fonctionné seulement au PAX-XL6 pendant 5 cycles de filtration. Par la suite, le polyDADMAC C-595 a été dosé simultanément pendant 13 cycles de filtration. En sus des paramètres contrôlés en automne, l'aluminium résiduel a été échantillonné aux mêmes heures de prélèvement des échantillons de BSA. La même stratégie d'injection des coagulants qu'à l'automne a été utilisée (i.e. au déversoir après les pompes basse pression).

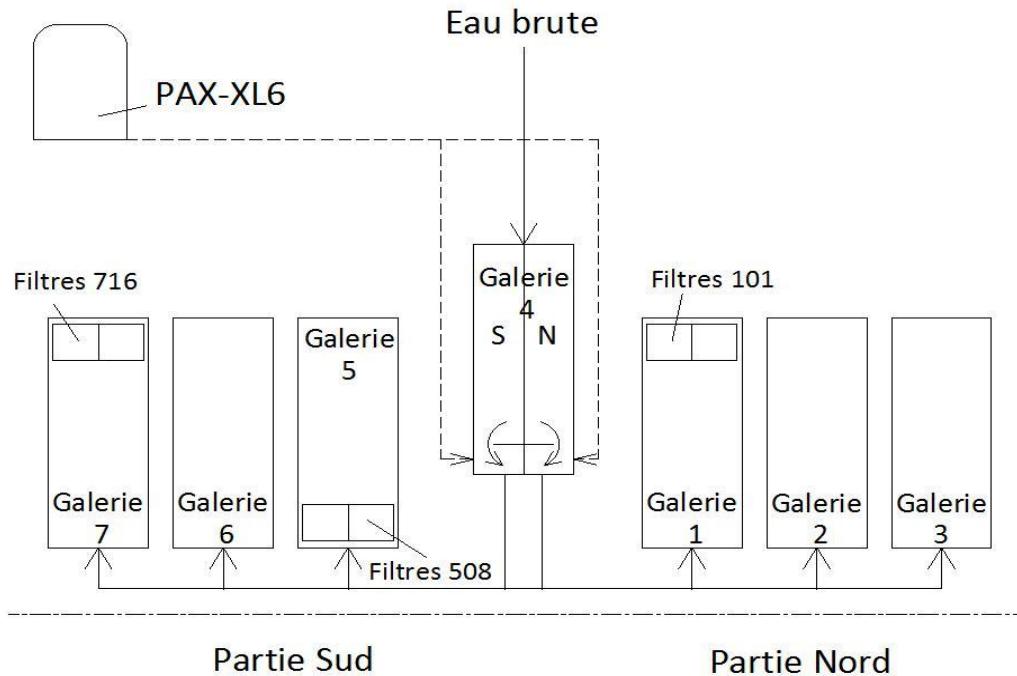


Figure 4.3 : Schéma de coagulation usine Atwater (Printemps 2015)

4.2 Essais en Laboratoire

L'objectif principal des essais en laboratoire était de développer une méthodologie simple et rapide qui permettrait d'identifier en laboratoire la dose optimale de coagulant à utiliser à pleine échelle. La méthodologie proposée s'inspire des travaux de Tchio et al. (Tchio et al., 2003) « *A practical guide for determining appropriate chemical dosages for direct filtration* » qui proposent le recours à des essais de filtrabilité.

4.2.1 Essai de filtrabilité

L'essai de filtrabilité consiste en la réalisation d'un essai en bécher (Jar Test) suivi par la suite par la filtration d'un volume spécifique de l'eau coagulée et floculée sur une membrane filtrante (Tchio et al., 2003). Les paramètres contrôlés sont le temps de filtration et la turbidité d'eau filtrée. Afin d'optimiser cette méthode, trois types de filtre membranaire ont été utilisés :

1. une membrane de filtration hydrophilique en polyéthersulfone (PES) de Pall Corporation (P/N 60173), d'une porosité 0,45 µm et d'un diamètre 47 mm;

2. un filtre papier (No 40 de Whatman), d'une porosité 8 μm et d'un diamètre 110 mm;
3. un filtre en fibre de verre (Glass Microfibre GF/D de Whatman), d'une porosité 3 μm et d'un diamètre 47 mm.

Les conditions de réalisation des *jar tests* étaient les suivantes : température de l'essai 20°C, coagulation pendant 30 secondes avec une énergie de mélange G de 270 s^{-1} et une flocculation pendant 10 minutes avec une agitation G de 100 s^{-1} . Le dispositif de filtration comprend un appareil de filtration sous vide avec un récipient collecteur et une source de vide. La source de vide du laboratoire est au maximum 14,69 psi. Le vide n'a pas été contrôlé et il a été utilisé toujours au maximum. La figure 4.4 présente une image d'assemblage de l'équipement de filtration.



Figure 4.4 : Assemblage de l'équipement de filtration pour les essais de filtrabilité

4.2.2 Caractérisation de la distribution de taille des flocs

Une caractérisation de la distribution de taille des flocs formés après coagulation/flocculation a été faite à l'aide du compteur de particules photométriques de Brightwell Technologies. L'objectif de l'essai était de caractériser les flocs qu'on peut former par une coagulation sub-optimale. L'essai consiste en la réalisation d'un *Jar Test* et l'analyse des échantillons au compteur de particule. Les conditions de *Jar Test* sont les mêmes que pour l'essai de filtrabilité. L'eau brute utilisée pour ce test a été échantillonnée lors de la pointe printanière. La turbidité de l'eau brute était de 4 UTN. Les produits chimiques utilisés pour ce test sont le PAX-XL6 et le polyDADMAC (C-595). Les

doses appliquées lors de ce test étaient identiques à celles appliquées à l'usine Des Bailleets au printemps 2015.

4.2.3 Impact de la turbidité sur la dose de coagulant

Une des difficultés de mise en œuvre de la filtration directe tient au fait que la dose de coagulant optimale est une fonction de la turbidité des eaux brutes. Afin de mieux cerner cette relation, des essais de filtrabilité ont été réalisés en utilisant deux types d'eau brute : une eau brute échantillonnée à l'usine Atwater, et la même eau brute concentrée en particules à l'aide d'une technique de microfiltration. La production de l'eau concentrée en particule a été faite par une microfiltration *cross flow* sur une membrane céramique de CÉRAMEM opérée en circuit fermé. Le taux de concentration visé était de deux fois la turbidité initiale. La figure 4.5 présente un schéma du dispositif utilisé pour concentrer l'eau.

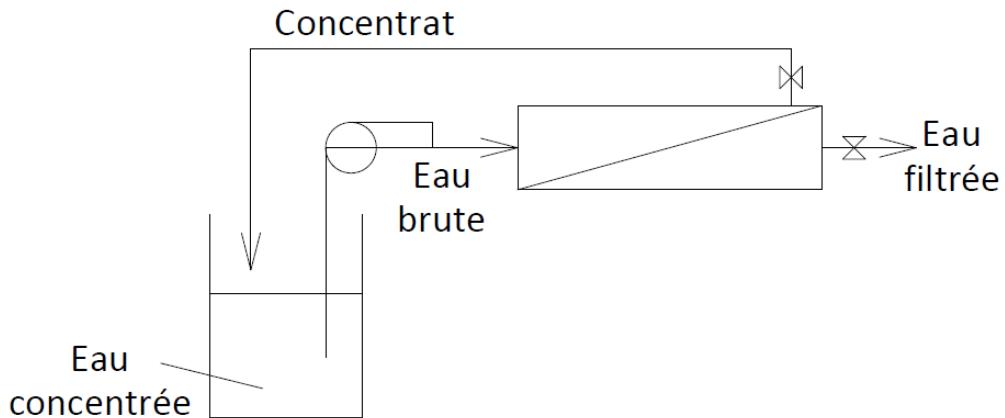


Figure 4.5 : Montage pour la production de l'eau concentrée

4.3 Analyse statistique des données

La compilation, l'analyse et l'interprétation des données ont été réalisées à la fois avec le logiciel Excel^(MD) et Statistica^(MD) (version 12.0). Les tests statistiques seront présentés en même temps que les résultats. Dans tous les cas, le seuil de signification a été posé comme étant de 5% (i.e. $p=0.05$).

CHAPITRE 5 RÉSULTATS DES ESSAIS À L'ÉCHELLE RÉELLE AUX USINES ATWATER ET DES BAILLETS

Dans ce chapitre, les résultats des essais effectués à pleine échelle à l'été et l'automne 2014 et au printemps 2015 aux deux installations principales de la ville de Montréal sont présentés. Une synthèse de ces essais sera également présentée à la fin du chapitre.

5.1 Résultats des essais réalisés à l'été et l'automne 2014 – Comparaison de différentes stratégies de coagulation

5.1.1 Usine Atwater - Comparaison des performances des différents coagulants inorganiques

Deux filtres ont été suivis dans chaque train, soient les filtres 101 et 116 dans la galerie 1 et les filtres 508 et 509 dans la galerie 5. Le dosage ciblé était de 0,40 mg Al/L pour chaque coagulant étudié. Étant donné que le train 1 (alimentant les filtres 101 et 116) fonctionnait avec une installation de dosage temporaire, il a été difficile, comme nous le verrons plus loin, de contrôler le dosage à 0,40 mg Al/L.

5.1.1.1 Qualité de l'eau brute durant la période des essais

Durant les essais menés à Atwater du 21 juillet au 1 septembre 2014, la qualité d'eau n'a pas beaucoup changée. Le tableau 5.1 présente les données moyennes de température, turbidité, pH, et COT par cycle, à l'eau brute. Les plus importantes variations sont observées pour le COT qui a varié entre 1,90 et 2,22 mg C/L. On notera par ailleurs que le pH de l'eau brute est relativement élevé et loin de la zone optimale d'opération des coagulants à base d'aluminium.

Tableau 5.1 : Résumé de la qualité d'eau brute à Atwater du 21 juillet au 1^{er} septembre 2014

		PAX-XL6 21 juillet au 7 août	Alun 10 au 19 août		PASS-10 22 au 28 août		AluFer 29 août au 1 ^{er} sept.
		Cycle 1	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 1
Température	(°C)	22	22	20	21	22	22
Turbidité	(UTN)	0,95	0,90	0,97	0,84	0,79	0,81
pH	-	8,6	8,5	8,3	8,4	8,5	8,4
COT	(mg C/L)	2,22	2,15	2,00	1,90	1,93	2,14

5.1.1.2 Impact des conditions de mélange

Pour ces essais, l'usine Atwater a été divisée en deux trains. Le train 1 a été utilisé pour essayer les différents coagulants et le train 2 a été prévu de servir comme référence en y dosant toujours le même produit, soit le PAX-XL6. Cependant les conditions de flocculation (mélange et temps de contact) des deux trains sont différentes. Au début des essais, les deux trains ont été opérés avec du PAX-XL6 afin de voir la variabilité de traitement entre les deux trains. La figure 5.1 présente les pertes de charge (formes vides) et les turbidités de l'eau filtrée (formes pleines) de chaque filtre pour un cycle de filtration. Le dosage de coagulant était d'environ 0,28 mg Al/L. L'opération était à vitesse variable (de 1,7 à 3,5 m/h), d'où les augmentations subites des pertes de charge et de la turbidité durant le cycle suite à des démarriages de pompe. Les pertes de charge sont très faibles, elles varient de 14 cm en début de cycle à environ 30 cm en fin de cycle pour les quatre filtres. Donc une augmentation d'environ 16 cm en 72 heures de filtration. Les turbidités à l'eau filtrée étaient < 0,25 UTN durant tout le cycle. Pour cet essai, les résultats obtenus en turbidité et pertes de charge sont comparables entre les 4 filtres. L'impact du mélange est donc considéré négligeable et la comparaison des produits possible. Les résultats permettent également de constater qu'il y a une variabilité "naturelle" entre les filtres qui devra être prise en compte dans l'analyse.

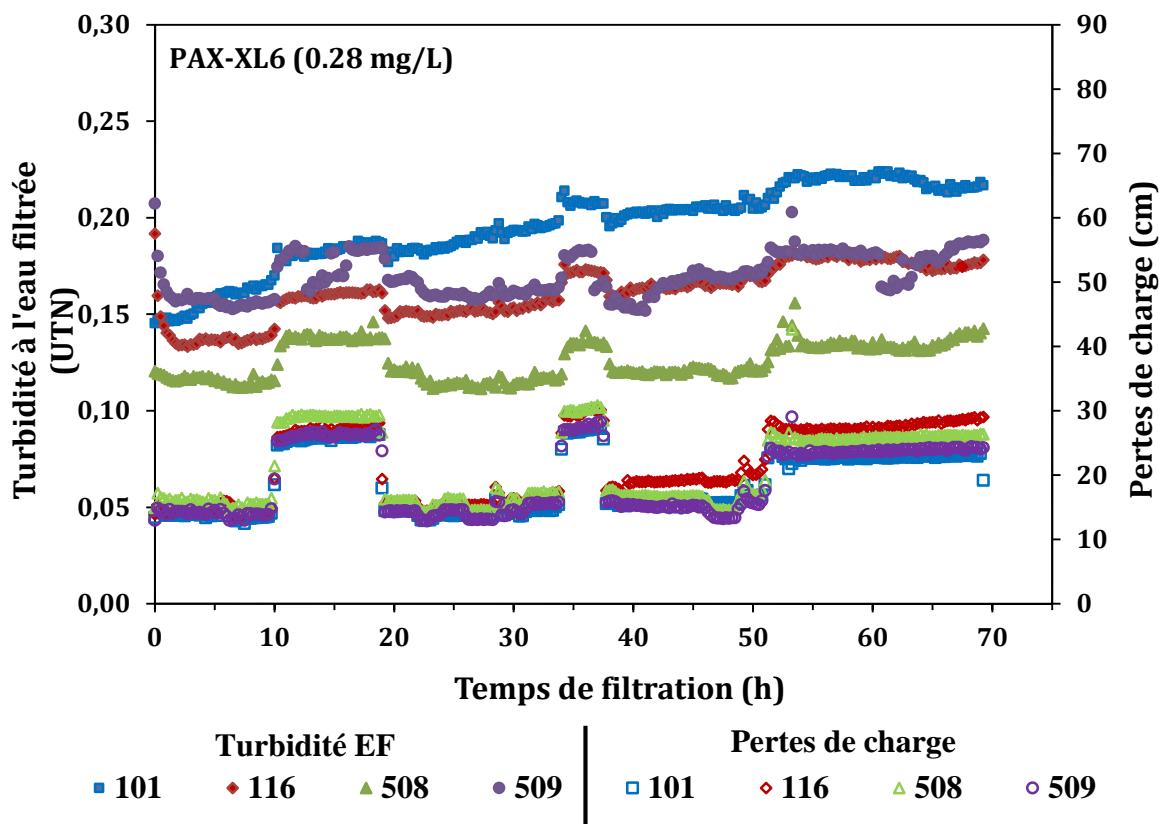


Figure 5.1 : Comparaison des deux trains - turbidité et pertes de charge (juillet - août 2014)

5.1.1.3 Pertes de charge et durée de cycle

Du point de vue opérationnel, il n'est pas recommandé d'avoir des pertes de charge très élevées qui réduisent de beaucoup les durées de cycle. Toutefois, les pertes de charge à travers un filtre reflètent l'encrassement du filtre et montrent la capacité du filtre à retenir les particules présentes dans l'eau brute. Donc, des pertes de charge très faibles indiquent un fonctionnement non optimal d'un filtre direct. Les résultats des deux filtres de la même galerie sont très similaires et répétables (voir annexe A, p. 94). Aux fins de comparaison entre les coagulants, seulement les résultats des filtres 101 et 508 seront présentés. La figure 5.2 présente les pertes de charge en fonction des temps de filtration pour l'alun, le PASS-10 et l'AluFer. L'alun et le PASS-10 ont été testés durant deux cycles sur le train 1, d'où les deux courbes disponibles de chaque coagulant. Les valeurs entre parenthèses à côté de chaque courbe indiquent la dose moyenne en (mg Al/L) appliquée par cycle. Généralement, les pertes de charge sont faibles pour les trois coagulants, un maximum de hausse de 40 cm des pertes de charge en 72h de filtration pour l'AluFer. L'alun produit les pertes de charge

les plus faibles. En effet, pour un dosage similaire à celui de l'AluFer (environ 0,38 mg A/L), nous avons obtenu seulement 5 cm des pertes de charge en 72h de filtration. Avec le PASS-10, les pertes de charge totales ont été d'environ 20 cm en 72h. En extrapolant les courbes à une perte de charge maximale de 100 cm, les durées de cycles dépassent facilement 4 jours de filtration.

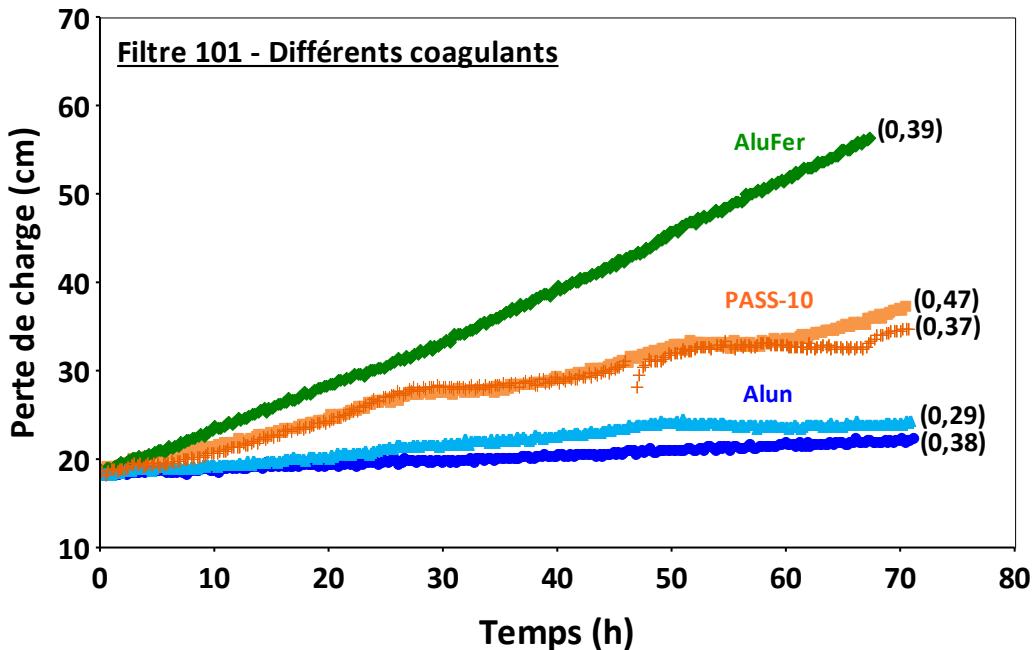


Figure 5.2 : Comparaison des différents coagulants - Pertes de charge (août - septembre 2014)

En parallèle avec les résultats précédents, la figure 5.3 présente les pertes de charge obtenues avec le PAX-XL6 sur le filtre 508 du train 2. Les valeurs entre parenthèses à côté de chaque courbe indiquent la dose moyenne par cycle en (mg Al/L). Pour un dosage similaire entre les différents essais, les pertes de charge à travers le même filtre ne sont pas semblables. En effet pour 72h de filtration, on obtient 10 cm pour un cycle (courbe la plus basse) et pour le suivant on obtient 56 cm (courbe la plus haute). Ces deux cycles correspondent au moment pendant lequel l'alun a été testé dans le train 1. En effet les variations sont très importantes, surtout lorsqu'on considère la relative stabilité des eaux brutes. Le premier cycle de PAX-XL6 mené parallèlement au PASS-10 (courbe orange pâle) présente aussi un profil anormal de pertes de charge. En effet les pertes de charge augmentent jusqu'à une valeur maximale de 58 cm, puis elles baissent à 53 cm en fin de cycle. Les mêmes variations sont aussi observées pour le filtre 509 du train 2 (voir annexe A, p. 94). Les pertes de charge initiales de chaque cycle sont semblables et varient de 21 à 24 cm, donc la raison

d'un mauvais lavage du filtre est exclue pour expliquer ces variations. Cela est peut-être expliqué par les conditions de mélange et de flocculation du train 2. Il faudrait en effet étudier plus en profondeur ces conditions au point de dosage à la galerie 4.

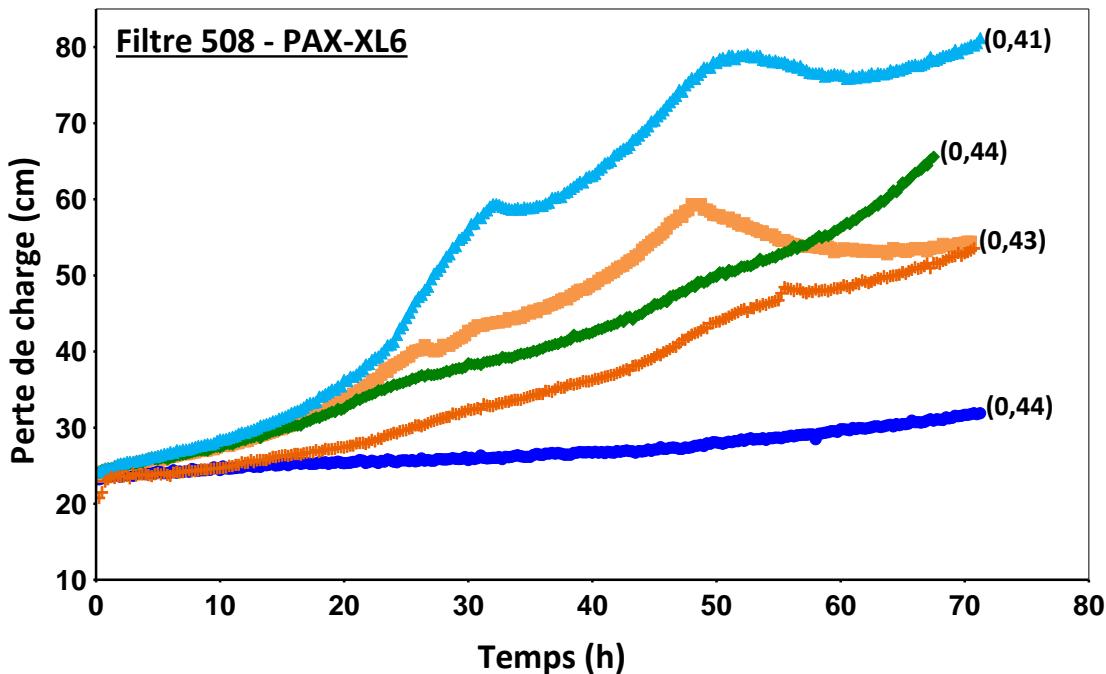


Figure 5.3 : Les pertes de charge obtenues avec le PAX-XL6 sur le train 2 (août - septembre 2014)

5.1.1.4 Turbidité à l'eau filtrée

La turbidité à l'eau filtrée est présentée pour chaque cycle avec les différents coagulants dans la figure 5.4. La turbidité est toujours inférieure à 0,3 UTN pour tous les coagulants. Cependant avec le PASS-10 et l'AluFer, l'abattement de turbidité est meilleur et le 95^e centile est proche de la valeur de 0,15 UTN.

La figure 5.5 présente les turbidités EF obtenues dans le train 1 et 2 lors du test de chaque coagulant. Les 95^e centiles varient entre 0,15 et 0,20 UTN pour tous les coagulants. En comparant le PAX-XL6 avec chaque coagulant, on observe qu'il n'y a pas de différences majeures entre les turbidités obtenues avec le PAX-XL6 et chaque coagulant à l'exception du PASS-10 qui a produit des turbidités un peu plus basses que le PAX-XL6.

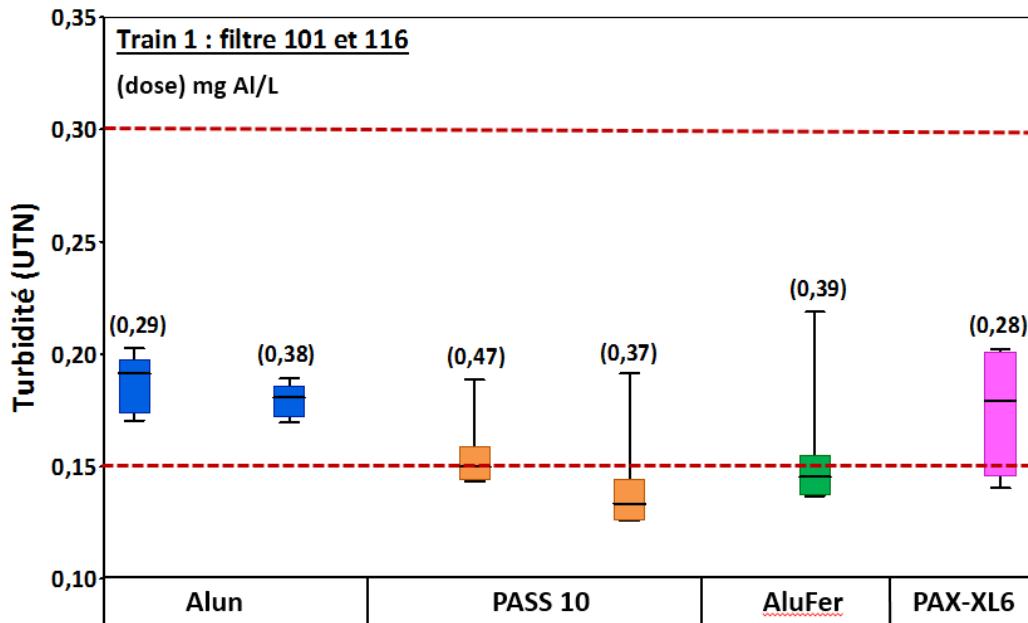


Figure 5.4 : Turbidité de l'eau filtrée pour chaque cycle dans le train 1 (juillet - septembre 2014).

Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5^e et 95^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

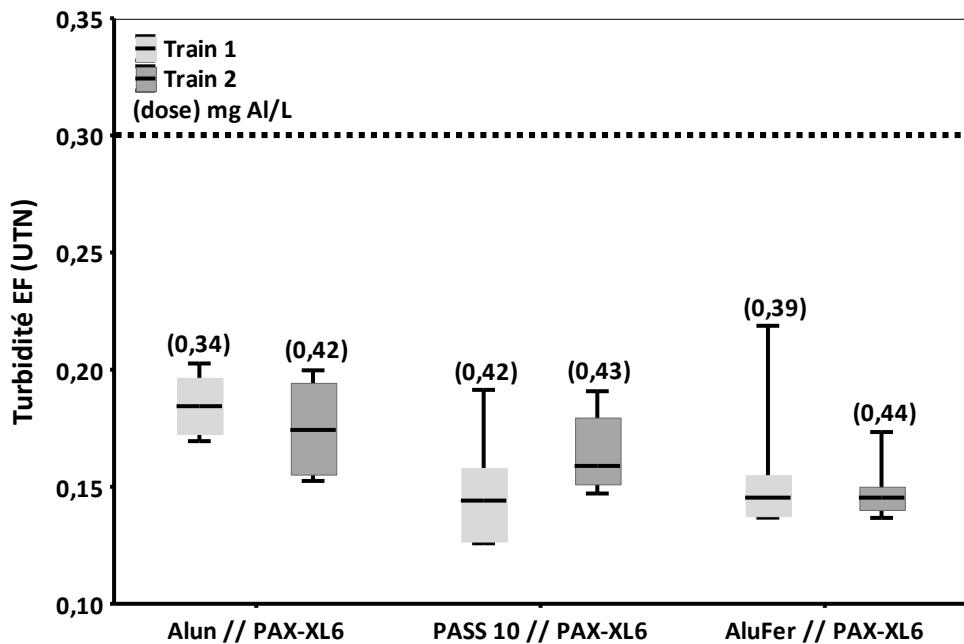


Figure 5.5 : Turbidité de l'eau filtrée pour chaque coagulant dans les trains 1 et 2 (août - septembre 2014). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5^e et 95^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

5.1.1.5 Bactéries sporulantes aérobies (BSA)

L'abattement de spores de BSA est présenté pour chaque coagulant testé à la figure 5.6. L'enlèvement de BSA est faible pour tous les coagulants et n'atteint pas l'objectif visé de 1,5 à 2,0 log d'enlèvement. Il varie largement entre 0,06 et 1,02 log. L'AluFer présente un abattement supérieur (médiane de 0,92 log) comparativement aux autres coagulants (médiane 0,32-0,70 log). Rappelons que c'est également ce produit qui générât le plus de pertes de charge. Une analyse statistique a été effectuée entre chaque coagulant du train 1 et le PAX-XL6 du train 2 pour évaluer les différences de performance du PAX-XL6 par rapport aux autres coagulants. Entre le PAX-XL6 et l'alun, il y n'a pas de différence significative (p -value > 0,32). Par contre entre le PAX-XL6 et le PASS-10 et l'AluFer (p < 0,05), il y a une différence significative en matière de performance d'enlèvement de BSA.

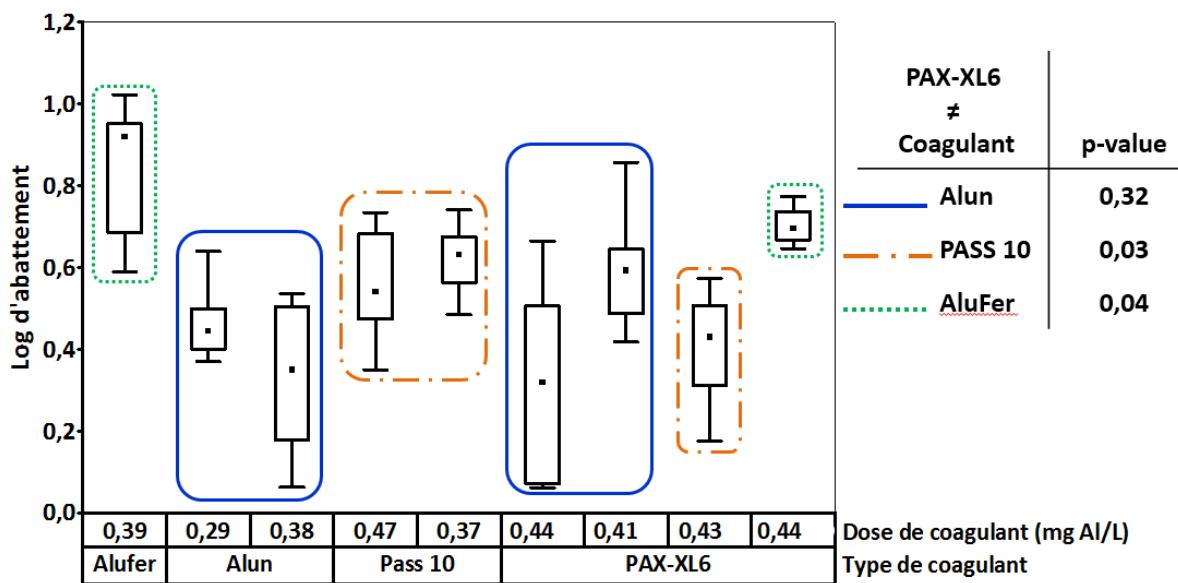


Figure 5.6 : Abattement de BSA pour chaque cycle (août – septembre 2014). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 25^e et 75^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum. Les encadrés de couleur visent à identifier la performance du coagulant de référence (le PAX-XL6) par rapport aux trois autres produits testés

5.1.1.6 Aluminium résiduel

Durant ces essais, l'aluminium total a été analysé à l'eau brute et à l'eau filtrée pour chaque coagulant (tableau 5.2). Pour tous les coagulants, l'aluminium résiduel à l'eau filtrée est inférieur

à la recommandation canadienne de 200 µg Al/L (applicable en filtration directe) (Santé Canada, 1998). L'AluFer engendre le moins d'aluminium à l'eau filtrée par rapport aux autres coagulants, soit une concentration résiduelle de 31 µg Al/L.

Tableau 5.2 : Concentrations d'aluminium résiduel d'eau l'eau filtrée

Coagulants (cycle)	Aluminium à l'EB (µg Al/L)	Dose ajoutée (mg Al/L)	Aluminium résiduel à l'eau filtrée (µg Al/L)
Alun (1)	13	0,29	59
PAX-XL6 (1)		0,44	76
PASS-10 (1)	3	0,47	88
PAX-XL6 (1)		0,43	77
PASS-10 (2)	11	0,37	63
PAX-XL6 (2)		0,43	67
AluFer (1)	8	0,39*	31
PAX-XL6 (1)		0,44	50

* : Le dosage présenté est en équivalent mg Al/L.

5.1.2 Usine Des Baillels – Validation d'une stratégie de coagulation mixte incluant un coagulant inorganique et un coagulant organique

5.1.2.1 Qualité de l'eau brute

Les essais à Des Baillels ont été réalisés du 21 septembre 2014 au 21 janvier 2015. Durant cette période, la qualité d'eau a beaucoup changé, principalement en turbidité et température. Le tableau 5.3 présente les principaux paramètres. L'eau brute est passée d'une eau chaude à 17°C au début à une eau froide à 0,5°C en fin d'essai. La turbidité de l'eau brute varie de 0,8 à 5 UTN. Certains tests ont été effectués durant la pointe d'automne avec des turbidités allant jusqu'à 5 UTN. La

variabilité de la qualité d'eau brute ne facilite pas la comparaison entre une stratégie de coagulation avec un coagulant inorganique seul et une stratégie de coagulation mixte de coagulant organique et inorganique. Tous les essais ont été menés en utilisant soit (i) aucun coagulant, (ii) le coagulant inorganique PAXI-XL6 ou (ii) un mélange de PAXI-XL6 et de polyDADMAC (C591).

Tableau 5.3 : Qualité d'eau brute à Des Bailleets en Automne 2014

		Essai sans coagulant		Essais avec coagulant inorganique (PAX-XL6)				Essais avec coagulants inorganique et organique		
Cycle	-	1	2	1	2	3	4	1	2	3
Température	(°C)	17	17	10	9	5	3	1	1	0,5
Turbidité										
Min.	(UTN)	1,7	0,9	1,3	1,6	1,6	1,2	1,2	1,1	0,8
Moy.		2,4	1,6	2,1	2,3	2,2	2,2	1,5	1,5	1,1
Max.		3,3	2,5	4,3	5,0	2,8	3,4	1,8	1,9	1,6
pH	-	8,5	8,5	8,2	8,1	-	8,1	8,1	8,1	8,1
COT	(mgC/L)	2,21	2,33	2,47	2,33	-	-	-	2,49	2,5

5.1.2.2 Pertes de charge et durée de cycle

Les limites de pertes de charge dans les filtres de Des Bailleets sont de 170 cm lorsque l'usine fonctionne à 3 pompes à la basse pression et de 120 cm lorsqu'elle fonctionne à 2 pompes. Durant ces essais, les filtres ont été opérés à vitesse variable. Pour extraire les durées de cycle de chaque essai présenté au tableau 5.4, les données de perte de charge durant un cycle ont été triées selon les vitesses de filtration (5 ou 3,3 m/h). Ensuite, les durées des cycles maximales ont été prédites en utilisant les équations des courbes de pertes de charge en fonction de temps, et en posant Y égale aux pertes de charge maximales spécifiées précédemment.

Les durées de cycles du filtre S16, situé à l'entrée de la galerie, sont plus élevées que les durées de cycle du filtre S2, situé à la fin de la galerie. En absence de coagulation, les durées de cycles sont supérieures à 70 h. Avec coagulation, les durées de cycles sont supérieures à 24h pour tous les

essais, sauf pour deux cycles avec un dosage pourtant faible d'environ 0,2 mg Al/L de PAX-XL6. Il est à noter que la turbidité de l'eau brute lors de ces deux cycles était élevée (de 1,3 à 5 UTN) par rapport aux autres cycles. Pour un dosage similaire de PAX-XL6 (0,08 et 0,09 mg Al/L), une dose de 0,05 mg sec/L de C591 additionnelle a permis d'augmenter la durée de cycle de filtration de 8 à 18h pour les filtres S2 et S16.

Tableau 5.4 : Durée des cycles pour chaque essai à Des Baillets en automne 2014

Conditions		Essai sans coagulant		Coagulant inorganique				Coagulant inorganique et organique		
Cycle		1	2	1	2	3	4	1	2	3
Dose PAX-XL6 (mg Al/L)		0	0	0,24	0,23	0,18	0,08	0,09	0,09	0,09
Dose C591 (mg sec/L)		0	0	0	0	0	0	inconnu	0,05	0,08
Durée (h)	Filtre :									
$\Delta h_{max} = 1,7\text{ m}$	S2	70h	> 96h	<u>25h</u>	<u>21h</u>	-	43h	> 96h	58h	52h
	S16	86h	> 96h	<u>30h</u>	<u>29h</u>	-	65h	> 96h	73h	68h
Durée (h)	Filtre :									
$\Delta h_{max} = 1,2\text{ m}$	S2	76h	> 96h	<u>22h</u>	<u>20h</u>	46h	39h	> 96h	55h	55h
	S16	86h	> 96h	<u>27h</u>	<u>25h</u>	50h	45h	> 96h	63h	66h

5.1.2.3 Turbidité à l'eau filtrée

La turbidité à l'eau filtrée des filtres S2 et S16 est présentée à la figure 5.7. Pour tous les essais, la turbidité produite est inférieure à 0,3 UTN - 95 % du temps. Les essais en eau chaude ($T > 10^\circ\text{C}$) présentent des 95es centiles de turbidité d'eau filtrée inférieure à 0,15 UTN. En effet, en eau chaude, un dosage de l'ordre de 0,2 mg Al/L de PAX-XL6 était suffisant pour réduire la turbidité de l'eau brute (variant de 1,3 à 5 UTN) à une valeur plus basse que 0,15 UTN. En eau tempérée ($T \approx 5^\circ\text{C}$), un dosage faible de 0,08 mg Al/L de PAX-XL6 a produit un 95^e centile de turbidité de 0,28 UTN, ce qui est très proche de la limite ciblée de 0,3 UTN. Avec des dosages de PAX-XL6

similaires (0,08 et 0,09 mg Al/L), l'ajout d'une faible dose 0,05 mg sec/L de coagulant organique (C591) a permis de réduire les turbidités produites de 40 %.

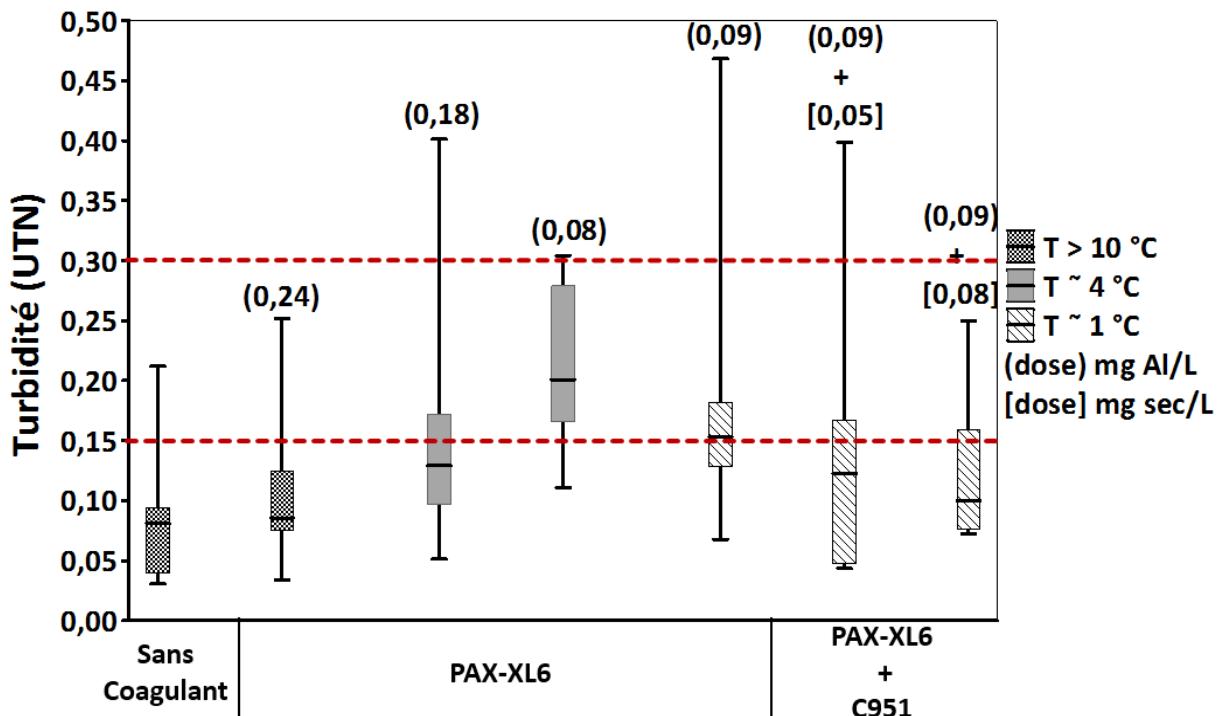


Figure 5.7 : Turbidités à l'eau filtrée à Des Bailleets (septembre 2014 - janvier 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5^e et 95^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

5.1.2.4 Bactéries sporulantes aérobies (BSA)

Les résultats d'abattement de BSA ne sont pas disponibles pour les sept essais en raison d'un point d'échantillonnage non représentatif. Seuls les résultats des deux derniers essais avec les coagulants organique et inorganique ont pu être utilisés (la figure 5.8). L'enlèvement de BSA est faible, soit de 0,4 à 0,7 log pour ces deux cycles. Une légère augmentation est observée avec le dosage de 0,08 mg sec/L de C591. Cependant, la différence n'est pas statistiquement significative. De plus, les abattements calculés sont loin de l'objectif ciblé de 1,5-2,0 log.

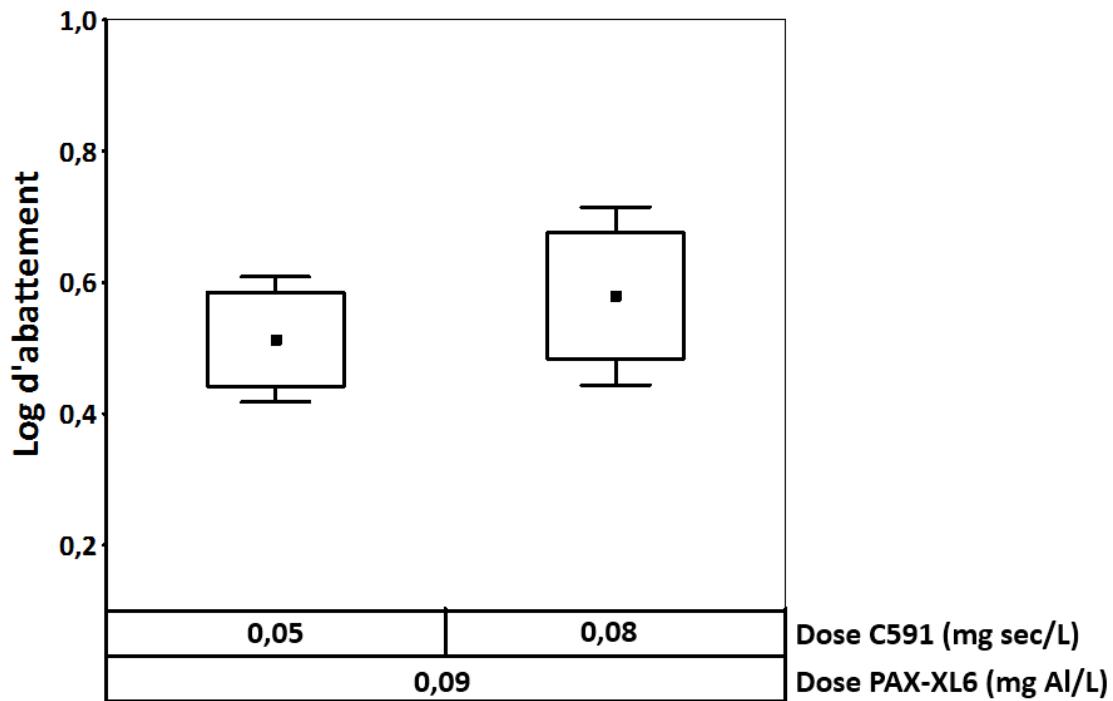


Figure 5.8 : Abattement de BSA à Des Baillets (janvier 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 25^e et 75^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

5.2 Résultats des essais réalisés au printemps 2015 – performance de la coagulation durant la pointe printanière

5.2.1 Usine Atwater

5.2.1.1 Mise en contexte des conditions d'essais

L'objectif de traitement durant cette période printanière était de contrôler la coagulation afin d'obtenir une turbidité inférieure à 0,3 UTN à l'eau filtrée en tout temps. Lorsque les pertes de charge d'un filtre dépassent 100 cm et sa turbidité produite commence à augmenter, le filtre était mis hors fonction et en attente pour un lavage. Pendant tous ces essais, la coagulation a été effectuée au moyen du PAX-XL6. Au début, le dosage était de seulement 0,2 mg Al/L, ensuite il a été augmenté au fur et à mesure jusqu'à une valeur de 0,8 mg Al/L. Afin de faciliter l'interprétation des résultats, un dosage moyen par cycle de filtration a été calculé.

L'usine Atwater a opéré à vitesse variable durant cette période. Le taux maximum et moyen de filtration était de 3,5 et 2,5 m/h respectivement. Trois filtres ont été suivis, soit les filtres 101, 508 et 716 de la galerie 1, 5 et 7 respectivement. Le dosage de coagulant s'effectue à la fin de la galerie 4 à l'aide de deux rampes d'injection, soit une du côté nord et une du côté sud de la galerie. Les galeries 1 et 5 sont situées proches du point de coagulation du côté nord et sud respectivement. Le filtre 716 est le plus loin du point de coagulation sur le côté sud. Ces filtres ont été suivis afin de vérifier (i) si la performance de traitement des galeries sud (train 2) et nord (train 1) est similaire et (ii) aussi d'évaluer l'impact d'un temps de flocculation additionnel pour les filtres loin du point de coagulation.

5.2.1.2 Qualité de l'eau brute

La figure 5.9 présente la turbidité et la température de l'eau brute durant la période d'essai. La température de l'eau brute était inférieure à 4°C jusqu'au 16 avril 2015 et elle a commencé à augmenter graduellement pour atteindre 14°C vers la fin du projet. Durant cette période la température moyenne a été de 6,3°C. La turbidité à l'eau brute a commencé à dépasser 1 UTN à partir du 8 avril; par la suite, elle a fluctué entre 1 et 3 UTN jusqu'à la fin de la période d'essai. La turbidité moyenne des eaux brutes était de 1,6 UTN et le 95^e centile, de 2,6 UTN. Une valeur

maximale de 6 UTN a été enregistrée le 16 avril. Le pH de l'eau brute a varié de 0,7 unité (7,8-8,5) durant cette période, sa valeur moyenne est de 8,3. La matière organique naturelle a varié entre 2,0 et 3,2 mg C/L avec une moyenne de 2,6 mg C/L.

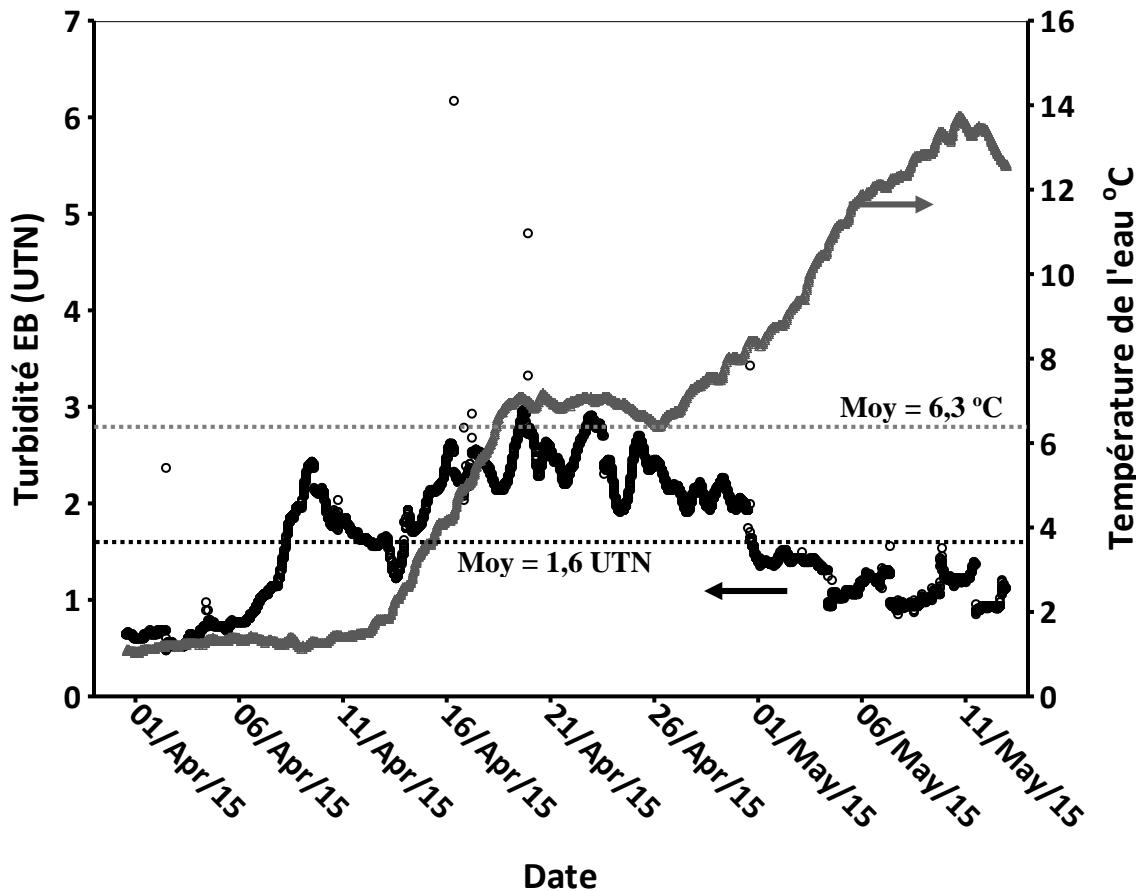


Figure 5.9 : Turbidité et température de l'eau brute à l'usine Atwater pendant la période de fonte des neiges de 2015

5.2.1.3 Pertes de charge et durée de cycle

La figure 5.10 présente la perte de charge maximale et la durée de chaque cycle pour les trois filtres suivis. À l'exception de 3 cycles pour le filtre 508 et un cycle pour les filtres 101 et 716, la perte de charge maximale de 100 cm a été dépassée pour tous les cycles. Selon ces résultats, il semble que les filtres peuvent fonctionner au-delà de la limite de pertes de charge maximale fixée de 100 cm. Rappelons qu'une perte de charge maximale de 170 cm était utilisée dans le passé lors des essais pilotes de la CICEP.

Au total la durée de cycle $\geq 24\text{h}$ n'a pas été respectée pour 3, 4 et 6 cycles de filtration pour les filtres 101, 508 et 716 respectivement. La durée de cycle de 67h au début des essais a diminué rapidement dès que le dosage de coagulant a été augmenté. La durée maximale, moyenne et minimale des filtres est de 67, 31, et 17h respectivement.

La figure 5.11 présente une régression linéaire entre la durée de cycle et la dose de coagulant. La corrélation entre les deux paramètres donne un coefficient de 0,60. Selon cette courbe, la durée de cycle est affectée par la dose de coagulant appliquée. Pour les doses supérieures à 0,5 mg Al/L la durée de cycle fluctue entre 19 et 40h.

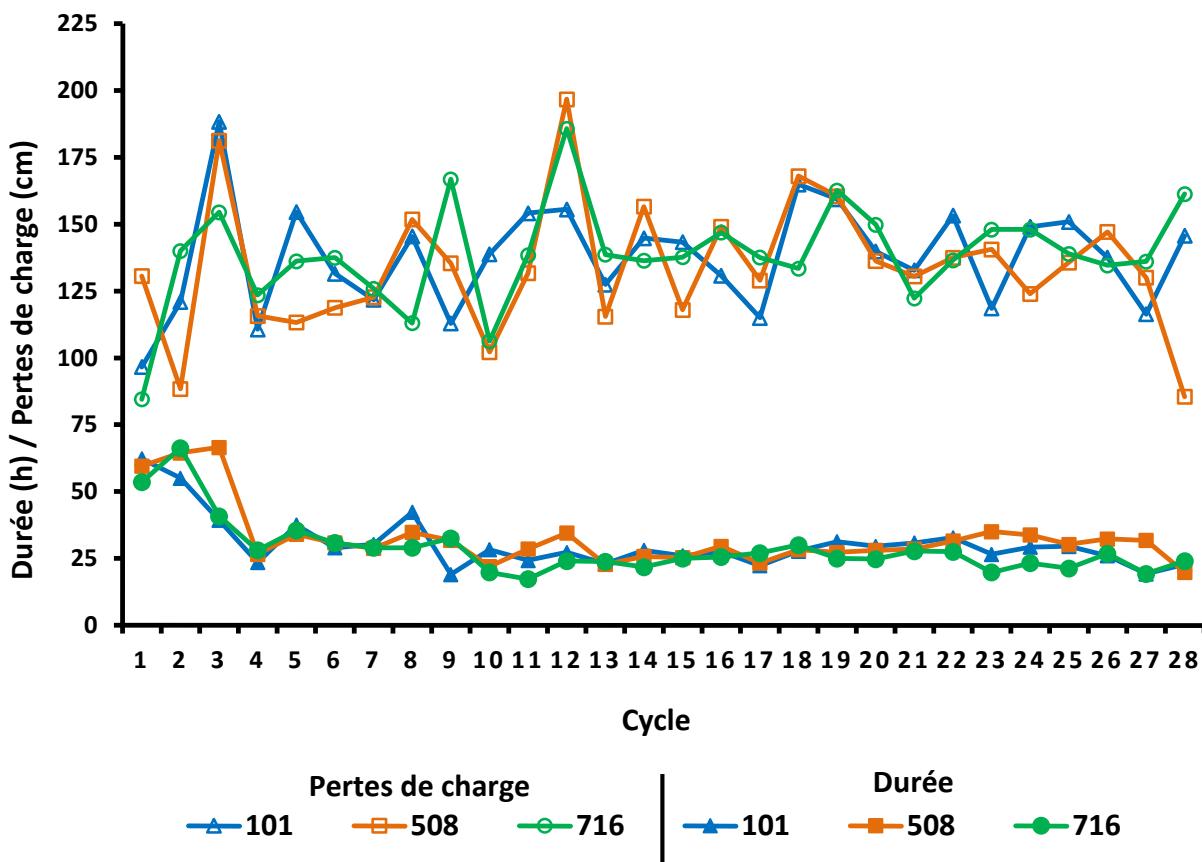


Figure 5.10 : Pertes de charge maximale et durée de chaque cycle pour les filtres 101, 598 et 716 à Atwater (mars – mai 2015)

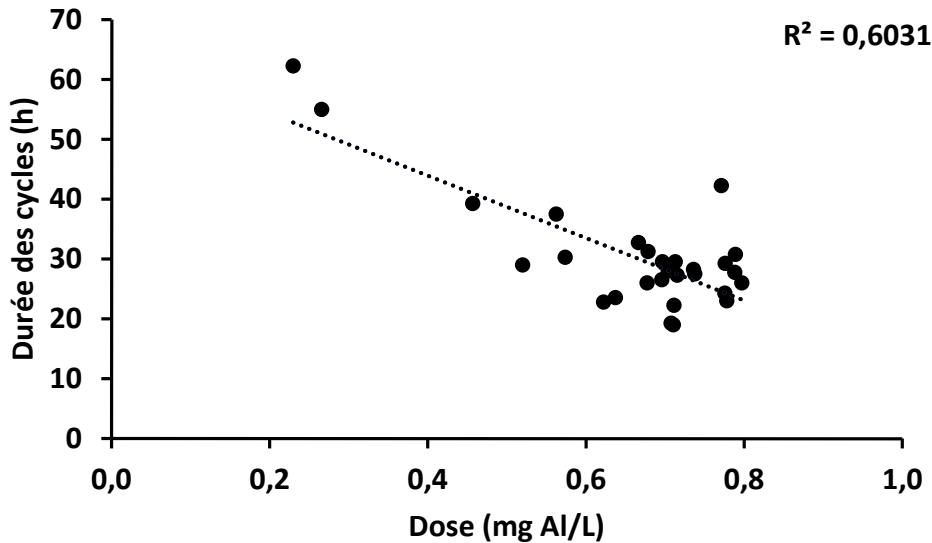


Figure 5.11 : Durées de cycle de filtration en fonction de la dose moyenne appliquée par cycle-filtre 101 (mars – mai 2015)

5.2.1.4 Turbidité à l'eau filtrée

Le graphique de la figure 5.12 présente les résultats de turbidité à l'eau filtrée (boîte à moustaches) et la turbidité moyenne des eaux brutes (points en forme de triangle) pour chaque cycle de filtration du filtre 101. Les turbidités produites pour chaque cycle ont été colorées selon le dosage de coagulant moyen appliqué pendant le cycle. La turbidité à l'eau filtrée augmente au fur et à mesure que la turbidité d'eau brute s'amplifie. Sur 28 cycles, 7 n'ont pas atteint l'objectif de 0,3 UTN - 95% du temps, soit 25 % du temps. Pour ces cycles la durée d'opération varie de 19 à 30 h. L'augmentation de dosage de coagulant à environ 0,8 mg Al/L n'a pas été suffisante afin de respecter l'objectif de turbidité. Cependant la limite de 0,5 UTN 95% du temps exigé par le ministère, a été respectée pour tous les cycles. Les mêmes observations sont aussi notées pour les filtres 508 et 716 présentés en Annexe B (voir annexe, p. 95). Pour les filtres 508 et 716, 3 et 2 cycles n'ont pas atteint l'objectif de turbidité de 0,3 UTN - 95% du temps respectivement.

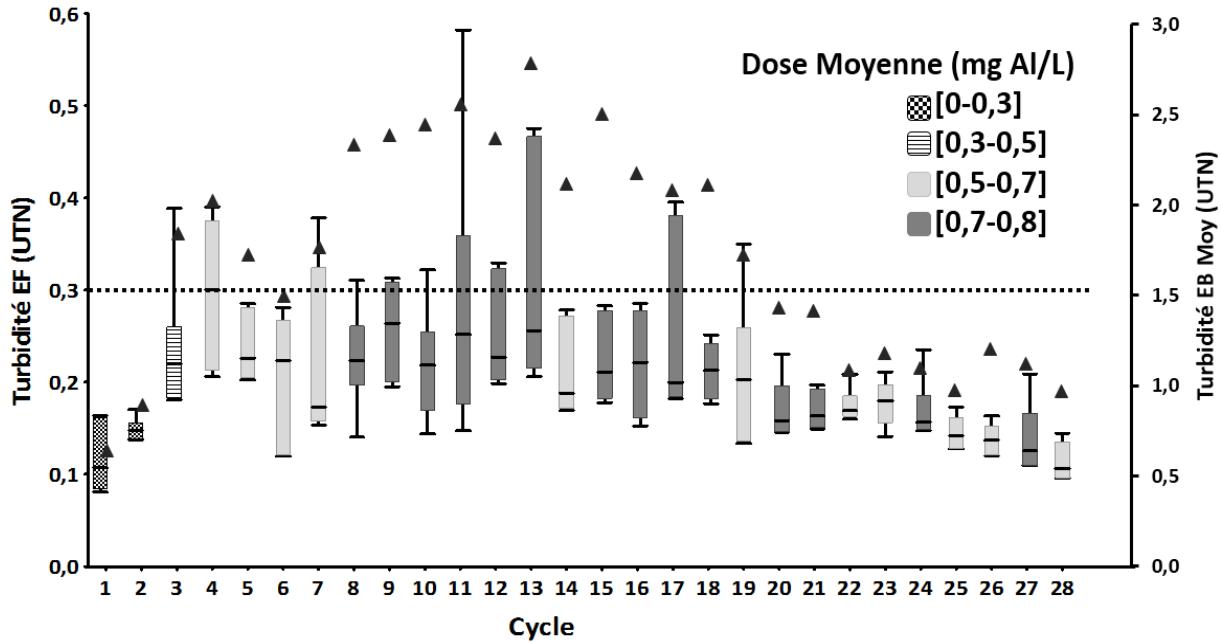


Figure 5.12 : Turbidité à l'eau filtrée et à l'eau brute pour chaque cycle du filtre 101 à Atwater (mars – mai 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5^e et 95^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

5.2.1.5 Comparaison entre les filtres

La figure 5.13 présente la turbidité de l'eau filtrée pour chacun des trois filtres pour toute la période d'étude, soit du 31 mars au 12 mai 2015. Durant l'opération, il a été noté par les exploitants qu'il fallait doser plus du côté nord de la galerie 4 par rapport au côté sud afin que les filtres de la galerie 1, 2 et 3 du train 1 puissent rencontrer les mêmes limites de turbidité que les filtres des galeries 5, 6 et 7. Cependant durant cette période, lorsqu'il y a des différences de dosage du côté sud et nord, elles ne sont pas majeures, de l'ordre de 0,05 mg Al/L (voir annexe C, p. 96). Le dosage moyen durant toute la période du côté sud et nord est similaire, soit de 0,57 et 0,59 mg Al/L, respectivement. Les valeurs des 95es centiles des filtres 101, 508 et 716 furent de 0,28, 0,25 et 0,26 UTN respectivement. L'objectif de turbidité a donc été atteint pour les trois filtres durant cette période. Les résultats obtenus pour chaque filtre sont comparables et il ne semble donc pas y avoir de variation d'efficacité de traitement due au positionnement du filtre.

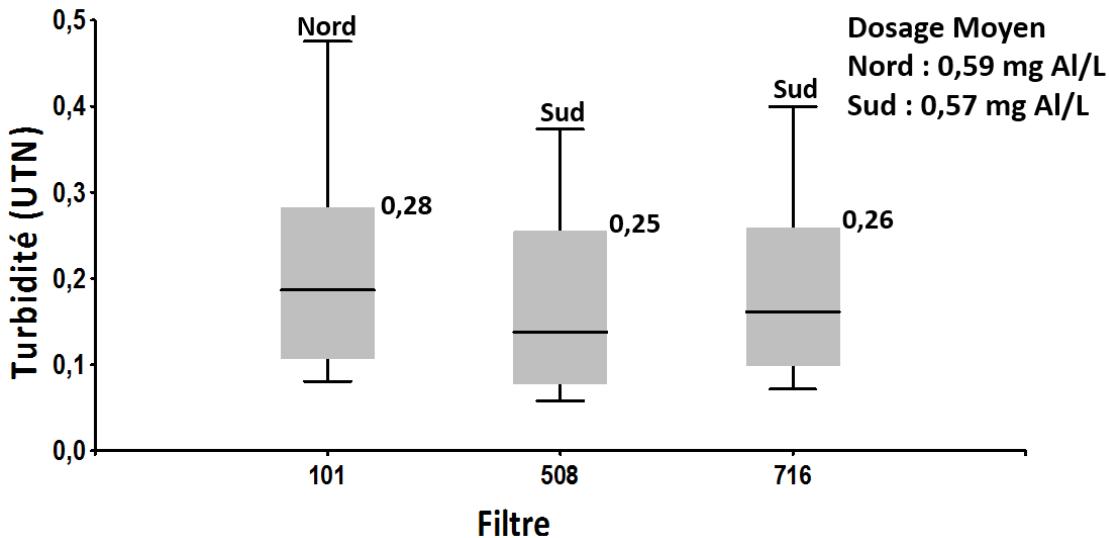


Figure 5.13 : Turbidité à l'eau filtrée durant toute la période d'essai pour les filtres 101, 508 et 716 à Atwater (mars - mai 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5^e et 95^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

5.2.2 Usine Des Baillets

5.2.2.1 Mise en contexte des conditions d'essais

L'objectif des essais est de vérifier les performances d'une stratégie de coagulation mixte à l'aide d'un coagulant inorganique (PAX-XL6) et d'un coagulant organique (polyDADMAC-C595). La vitesse de filtration à l'usine Des Baillets a été variée entre 3,3 et 5 m/h durant la période de ce projet. Comme réalisés aux essais précédents à l'automne, les filtres S16 à l'entrée de la galerie et S2 en fin de galerie ont été suivis. Comme les résultats obtenus des deux filtres sont similaires, seulement ceux du filtre S2 seront présentés.

Au départ le PAX-XL6 a été injecté seul pendant 6 cycles. L'ajout de polymère a été fait durant le cycle du 14 avril et il a été utilisé par la suite jusqu'au cycle du 4 mai 2015. La stratégie de dosage était de varier entre les dosages de coagulants inorganique et organique afin d'abattre la turbidité à moins de 0,3 UTN - 95% du temps. La dose appliquée durant cette période varie entre 0,11 et 0,37 mg Al/L pour le PAX-XL6 et entre 0 et 0,25 mg sec/L pour le C595. Afin de faciliter l'interprétation des résultats, un dosage moyen par cycle de filtration a été calculé.

5.2.2.2 Qualité de l'eau brute

À l'usine Des Bailleets, la pointe de turbidité printanière était plus importante qu'à l'usine Atwater. La turbidité et la température de l'eau brute sont présentées à la figure 5.14. La température de l'eau brute a augmenté graduellement durant la période d'analyse pour atteindre 12°C vers la fin des essais. La température moyenne était de 5,6°C. Du 6 au 26 avril 2015, la turbidité a été plus importante et a fluctué principalement entre 2 et 6 UTN. La turbidité moyenne fut de 2,8 UTN et le 95^e centile, de 5,4 UTN. Une valeur maximale de 14,5 UTN a été enregistrée le 21 avril. Le pH de l'eau brute n'a pas beaucoup varié, soit de 8,1 à 8,4. La concentration de carbone organique total a varié entre 2,2 et 3,2 mg C/L avec une moyenne de 2,8 mg C/L.

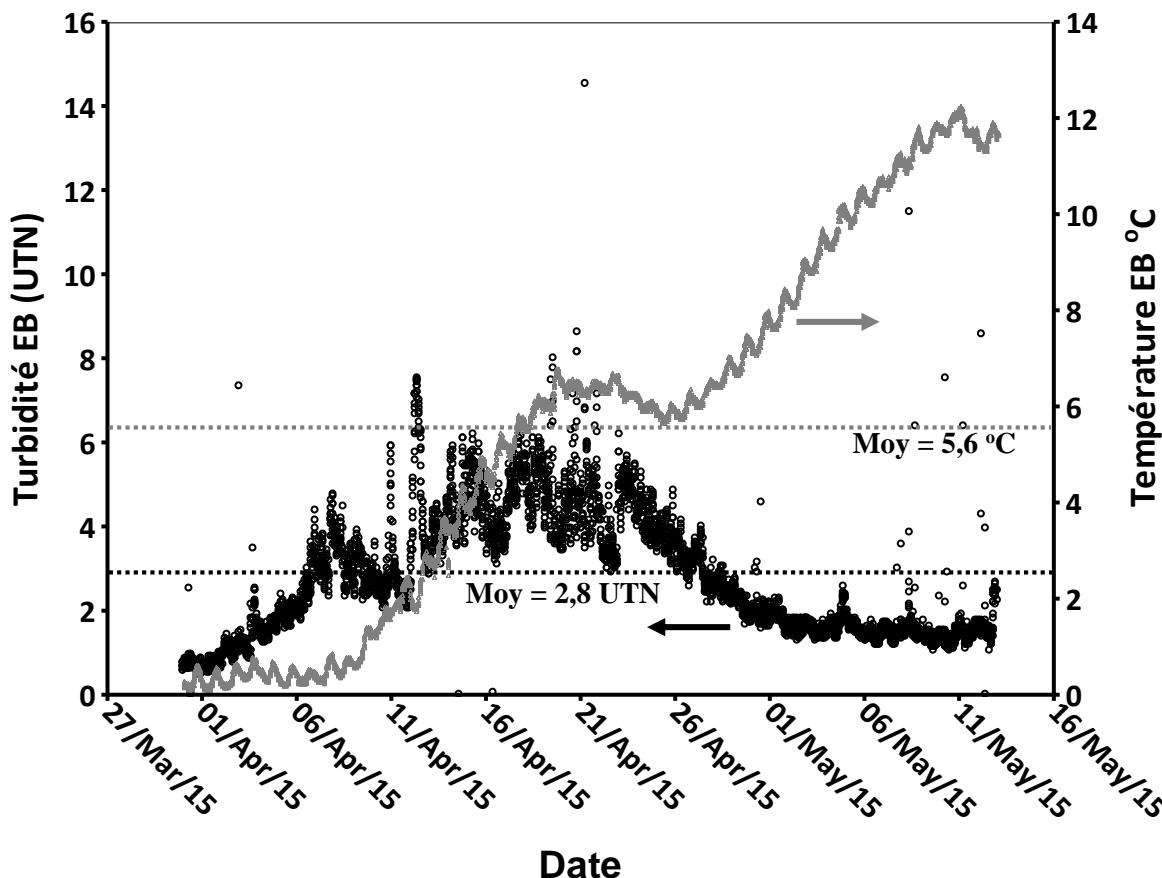


Figure 5.14 : Turbidité et température à l'eau brute à Des Bailleets durant le printemps 2015

5.2.2.3 Pertes de charge et durée de cycle

Les pertes de charge maximale et les durées de chaque cycle des filtres S02 et S16 sont présentées à la figure 5.15. La limite de pertes de charge de 170 cm (taux de filtration 5 m/h) n'a pas été atteinte pour tous les cycles. Les pertes de charge sont un peu plus élevées pour le filtre S02, mais les durées de cycles sont semblables pour les deux filtres. Il est à noter que pour faciliter l'échantillonnage des BSA, lorsqu'un filtre atteint sa limite de turbidité ou de pertes de charge, l'autre filtre est aussi mis à l'arrêt. Pour les deux filtres, la perte de charge maximale, moyenne et minimale est de 189, 154 et 88 cm respectivement. Les durées de cycles ont baissé rapidement dès le 4^e cycle, ils ont varié entre 25 et 35 h du 10 au 26 avril 2015. La durée de 24 h a été respectée pour tous les cycles.

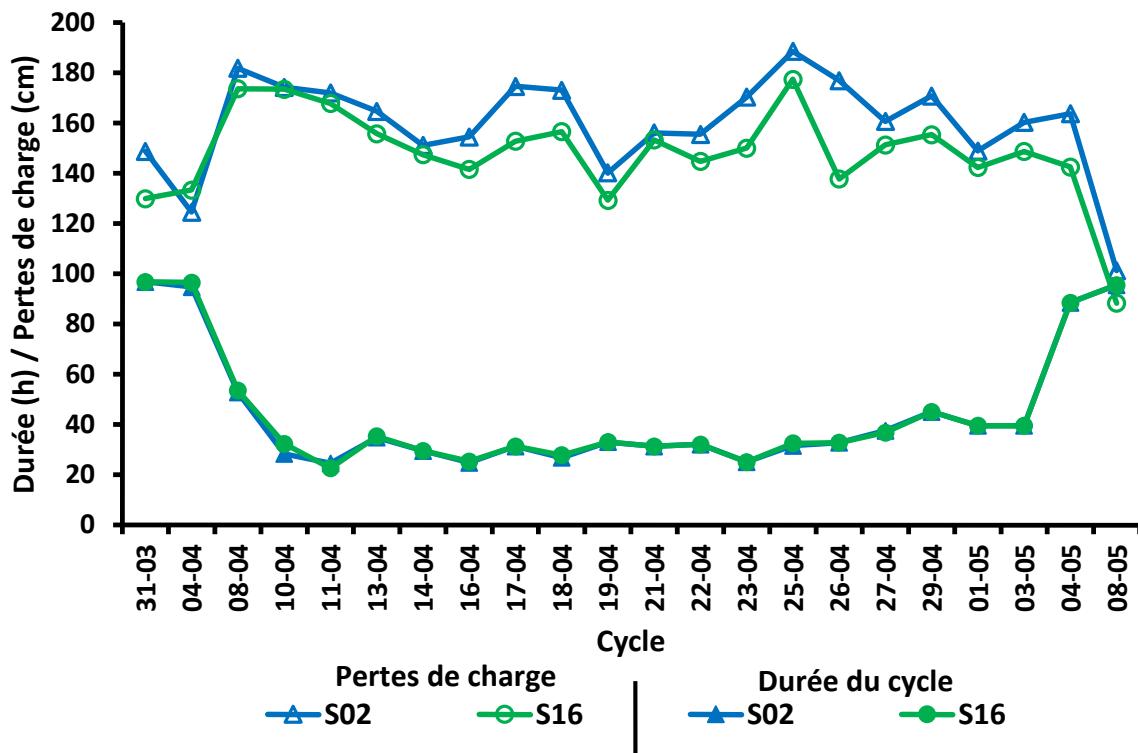


Figure 5.15 : Pertes de charge et durées des cycles pour les filtres S02 et S16 à Des Bailleets (mars - mai 2015)

5.2.2.4 Turbidité de l'eau filtrée

Le graphique de la figure 5.16 présente la turbidité de l'eau filtrée (boîtes à moustache) du filtre S02 et de l'eau brute (points en forme de triangle). Les turbidités produites sont différencierées selon

les dosages PAX-XL6 + C595 utilisés. Les turbidités des premiers cycles fonctionnant seulement avec le coagulant inorganique sont très élevées et aucun ne respecte l'objectif de turbidité de 0,3 UTN - 95% de temps. Lorsqu'une dose faible de C595 est appliquée (0-0,15 mg sec/L), l'abattement de turbidité reste faible (cycles du 14 et 19 avril). Tous les cycles avec un dosage de C595 entre 0,20 et 0,25 mg sec/L respectent l'objectif de turbidité (cycles du 16, 21, 23, 25, 26, 27 et 29 avril). La limite de 0,5 UTN - 95% du temps n'est pas respectée pour 5 cycles. Lors de faibles dosages du coagulant inorganique, il semble que la turbidité produite est plus dictée par le dosage de coagulant organique. Un dosage toujours supérieur à 0,2 mg sec/L de C595 est nécessaire afin d'obtenir une turbidité de 0,3 UTN - 95% du temps. Les turbidités produites des filtres S02 et S16 sont semblables. Les résultats du filtre S16 sont présentés en Annexe D (voir annexe, p. 97).

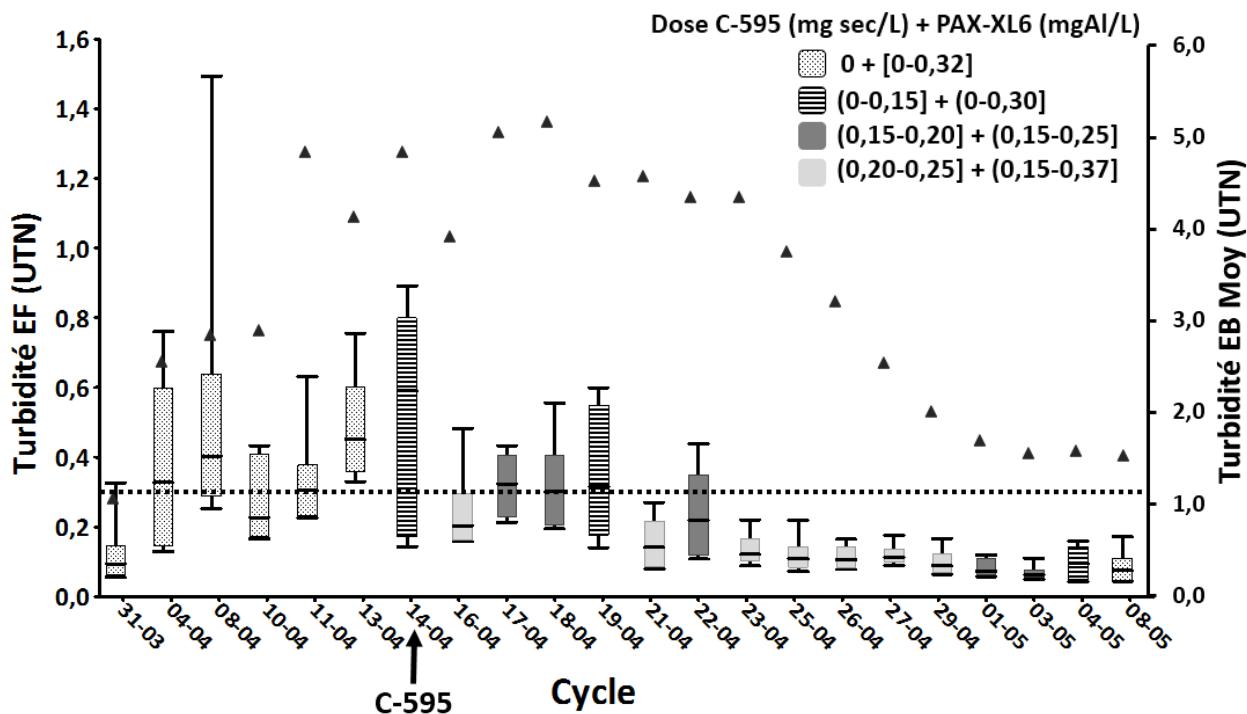


Figure 5.16 : Turbidité à l'eau brute et l'eau filtrée par cycle pour le filtre S02 à Des Bailleets (mars - mai 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5^e et 95^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

5.2.2.5 Bactéries sporulantes aérobies (BSA)

La figure 5.17 montre l'abattement des BSA (boîtes à moustaches) durant les essais du printemps 2015 à Des Baillets ainsi que le nombre de colonies (UFC moyen/100 ml) dans l'eau brute (points en forme de triangle). L'enlèvement de spores augmente progressivement durant les essais. Un meilleur abattement est noté du 21 avril au 4 mai, mais se situe entre 0,8 et 1,4 log. Il est observé pour ces essais que l'abattement de spores est meilleur ($\geq 0,8$ log) lorsque la turbidité à l'eau filtrée est inférieure à 0,2 UTN (figue 5.18). L'objectif d'abattement de spores de 1,5 à 2,0 log n'est pas atteint pour les cycles étudiés.

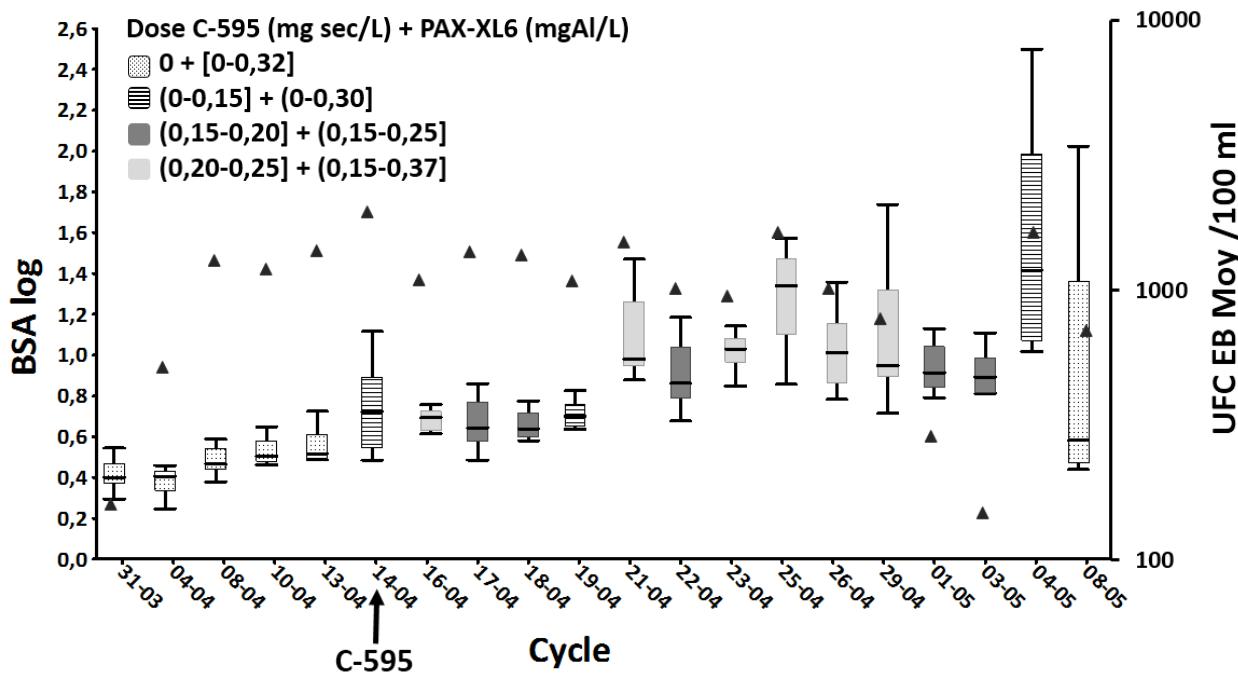


Figure 5.17 : Abattement de BSA dans le filtre S02 et S16 à Des Baillets durant le printemps 2015 pour des dosages variables de PAXI-XL6 et polyDADMAC C595. Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 25^e et 75^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

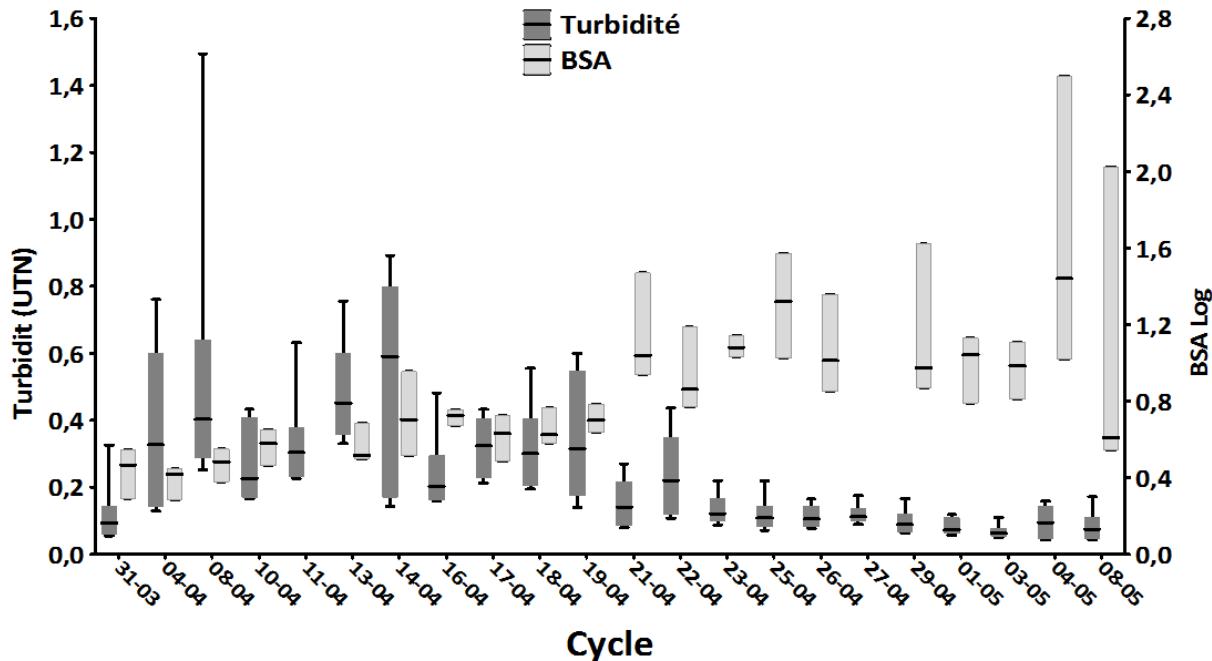


Figure 5.18 : Abattement de BSA et turbidité à l'eau filtrée dans le filtre S2 à Des Baillets (mars - mai 2015). Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5^e et 95^e centiles alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

5.2.2.6 Aluminium résiduel à l'eau filtrée

La figure 5.19 présente les dosages de coagulant appliqués, les concentrations d'aluminium total à l'eau brute et à l'eau filtrée avant le lavage du filtre S02 (situation critique). La recommandation canadienne de 0,2 mg/L d'aluminium résiduel dans l'eau filtrée est respectée durant tous les cycles. Les concentrations résiduelles à la sortie du filtre S16 respectent aussi la recommandation de Santé Canada (voir annexe D, p. 97).

Afin de vérifier l'évolution de l'aluminium résiduel durant un cycle de filtration, des échantillons prélevés après 4h, 12h et 24h ont été analysées pour deux cycles de 25h (figure 5.20). Les données indiquent qu'il n'y a pas de variation majeure de l'aluminium résiduel durant un cycle de filtration.

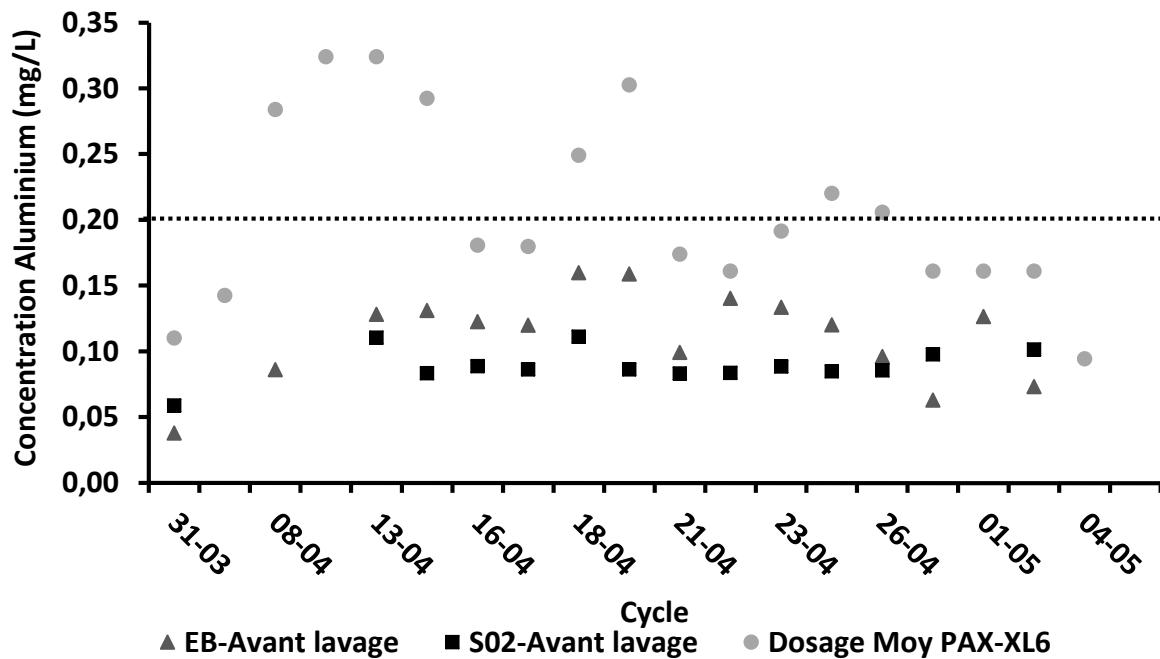


Figure 5.19 : Aluminium résiduel à l'eau filtrée (après le filtre S02) à l'usine Des Bailleets (mars - mai 2015)

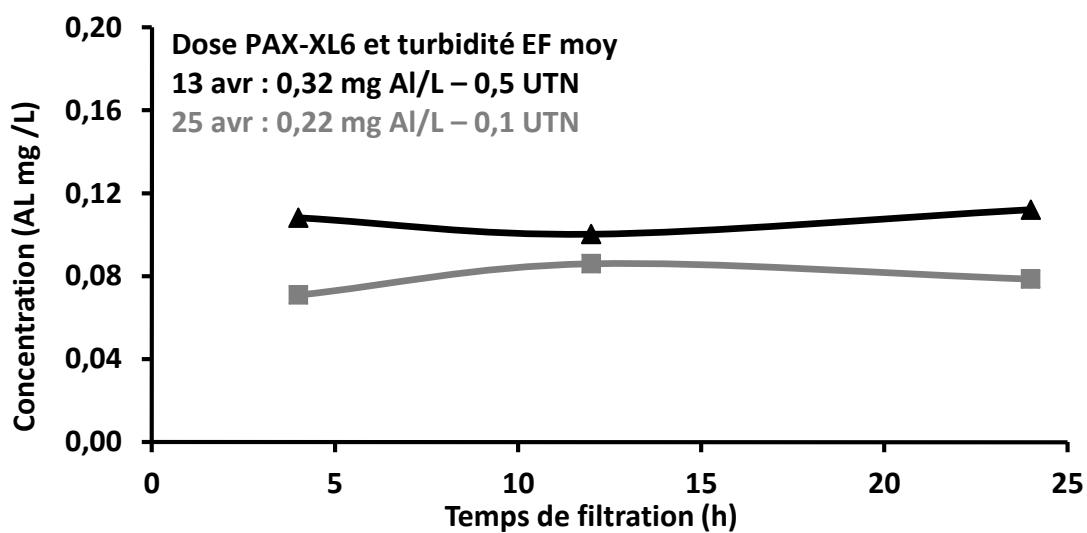


Figure 5.20 : Aluminium résiduel après le filtre S02 selon le temps de filtration pour deux cycles

5.3 Synthèse des essais d'optimisation réalisés à l'échelle réelle

Un résumé des résultats de turbidité à l'eau filtrée et des durées de cycles est présenté dans le tableau 5.5. Pour les essais effectués à l'usine Atwater avec les différents coagulants, l'AluFer et le PASS-10 ont produit de meilleures turbidités que le PAX-XL6 et l'alun. Au printemps 2015, la coagulation au PAX-XL6 a permis de respecter de justesse l'objectif de turbidité de 0,3 UTN, 95% du temps. Cependant, les durées de cycles n'étaient pas toujours supérieures à 24h. L'ajout de coagulant organique à Des Bailleets a permis de réduire significativement la turbidité à l'eau filtrée au printemps 2015.

Tableau 5.5 : Résumé des résultats de turbidité à l'EF et des durées de cycles pour les différents essais menés aux usines Atwater et Des Bailleets

Usine	Période	Turb. moy. EB (UTN)	Coagulation		Durée de cycle (h)	Turb. 95 ^e Centile (UTN)
			Type	Dose moy. (mg Al/L) + (mg sec/L)		
Atwater	Automne 2014 ¹	0,9	Alun	0,36	72	0,20
			PASS-10	0,42	72	0,16
			AluFer	0,39	72	0,15
			PAX-XL6	0,28	72	0,20
Des Bailleets	Printemps 2015	1,6	PAX-XL6	0,58	17-61	0,27
			PAX-XL6	0,15	20-46	0,24
Des Bailleets	Automne 2014	1,6	PAX-XL6	0,15	20-46	0,24
		1,3	PAX-XL6 + C591	0,09 + 0,06	52-58	0,16
	Printemps 2015	2,7	PAX-XL6	0,21	23-97	0,63
		3,3	PAX-XL6 + C595	0,20 + 0,21	23-89	0,35 ²
		3,8	PAX-XL6 + C595	0,19 + 0,25	25-38	0,19 ³

1 : Résultats obtenus sur le train 1

2 : Calculé sur toute la période de dosage combiné de PAX-XL6 et C595

3 : Calculé sur la période où le dosage de C595 était de 0,25 mg sec/L

En conclusion, à l'usine Atwater :

- (i) Le PASS-10 et l'AluFer sont meilleurs que le PAX-XL6 qui est meilleur que l'alun.
- (ii) Il est possible en période de basse turbidité d'être en bas de 0,15 UTN - 95% à l'eau filtrée.
- (iii) En période de turbidité élevée (printemps), les durées de cycles sont trop courtes. L'usage de polyDADMAC sera incontournable.
- (iv) La limite de 100 cm en pertes de charge pour les filtres est contraignante pour les durées des cycles et mériterait d'être validée par une étude de la capacité limite de production en fonction des capacités de lavage.

À l'usine Des Baillets :

- (i) Les durées de cycles sont très sensibles à la dose de PAX-XL6. Le dosage de polyDADMAC est essentiel pour baisser la turbidité en période de pointe de turbidité tout en maintenant les durées de cycles à plus de 24h.
- (ii) En période de hausse de turbidité, le dosage de polyDADMAC est essentiel pour baisser la turbidité à < 0,5 UTN - 95% du temps.
- (iii) En période de hausse de turbidité (4 UTN à l'eau brute), une dose de 0,25 mg sec/L de polyDADMAC et 0,20 mg Al/L de PAX-XL6 peut permettre de baisser la turbidité à < 0,3 UTN - 95% du temps.

CHAPITRE 6 RÉSULTATS DES ESSAIS AU LABORATOIRE

6.1 Développement d'un test de laboratoire permettant de déterminer le dosage optimal

L'objectif des essais de filtrabilité est de développer un test de laboratoire afin de pouvoir déterminer le dosage optimal à appliquer en amont des filtres des usines Atwater et Des Bailleets selon la qualité des eaux brutes à traiter. Initialement, des essais ont été réalisés avec des membranes filtrantes de porosité de 0,45 µm et 8 µm. Par la suite, un filtre de 3 µm a plutôt été utilisé. Cette section présente les résultats obtenus avec chaque membrane. Les caractéristiques de ces membranes ont été présentées précédemment dans le chapitre 4.

6.1.1 Essais préliminaires avec les membranes 0,45 µm et 8 µm

Avant de débuter les essais de filtration, un *jar test* a été effectué en eau froide (4°C) en injectant le coagulant à 194 rpm puis en laissant une flocculation à 86 rpm pendant 10 min. Suite à la flocculation, l'eau a été immédiatement filtrée en parallèle à l'aide de filtres de 0,45 ou 8 µm. La figure 6.1 présente le temps de filtration d'un volume de 250 ml et la turbidité de l'EF d'un essai de filtrabilité sur 0,45 µm (a) et 8 µm (b) à 4°C. À l'aide d'une membrane 0,45 µm, il est possible de déterminer la dose avec laquelle des flocs commencent à se former (Tchio et al., 2003). En effet, en fonction de la dose de coagulant, le temps de filtration d'un volume spécifique est stable au début, mais par la suite, il augmente rapidement (figure 6.1-a). Le moment où le temps de filtration augmente correspond au commencement de formation de floc par la coagulation (0,23 mg Al/L). La porosité de cette membrane est faible; ainsi la turbidité de l'eau filtrée varie très peu, soit environ 0,06 UTN. La turbidité à la sortie d'un filtre de 0,45 µm n'est donc pas un bon indicateur de performance.

Le temps de filtration sur la membrane 8 µm fluctue beaucoup et ne permet pas d'obtenir une conclusion sur le dosage, contrairement aux conclusions de (Tchio et al., 2003). Selon ce qui est indiqué dans la littérature, les courbes de turbidité versus dose de coagulant obtenue avec la membrane 8 µm ont une forme "U" et la valeur de turbidité minimale correspond au dosage optimum (Dentel, 1989; Wagner & Hudson, 1982). Les résultats de turbidités, présentés à la figure 6.1-b, augmentent avec le dosage de coagulant au lieu de diminuer. Il semble que les essais de

filtrabilité sur cette membrane ne fonctionnent pas bien en eau froide. Les conditions de coagulation en eau froide ont été abandonnées pour la suite des essais.

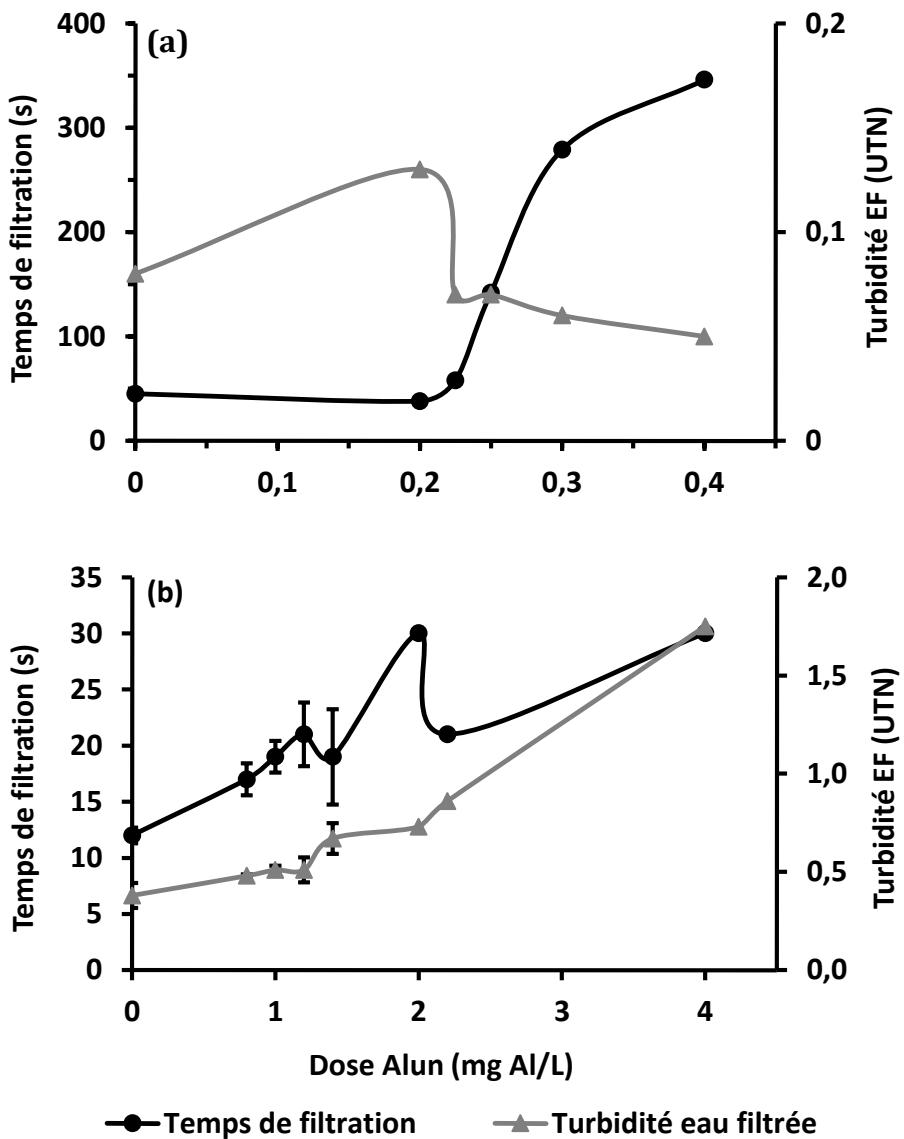


Figure 6.1 : Temps de filtration et turbidité à l'eau filtrée en fonction de la dose de coagulant en eau froide (4 °C) pour le filtre 0,45 µm (a) et 8 µm (b)

La figure 6.2 montre les résultats obtenus des essais de filtrabilité avec différents coagulants (Alun, PASS-10 et PAX-XL6) sur les membranes 0,45 µm et 8 µm. Selon les résultats du graphique (a), le PAX-XL6 engendre plus de pertes de charge par rapport aux autres coagulants et commence à former des flocs à une dose plus basse, soit 0,1 mg Al/L par rapport à une dose de 0,25 mg Al/L pour le l'alun et le PASS-10. La turbidité produite par la filtration sur le filtre de 8 µm est très

variable (Fig. 6.2-b) spécialement pour l'alun et le PAX-XL6. En effet il est difficile de déterminer une dose optimale avec ces courbes. On peut observer que le PASS-10 produit des turbidités plus petites que les deux autres coagulants. Cependant, les doses appliquées afin d'obtenir un abaissement de turbidité (1,5 – 2,0 mg Al/L) sont très élevées par rapport aux dosages appliqués aux deux usines (< 0,5 mg Al/L). Ce filtre ne peut donc pas être utilisé pour déterminer le dosage à appliquer en amont des filtres granulaires.

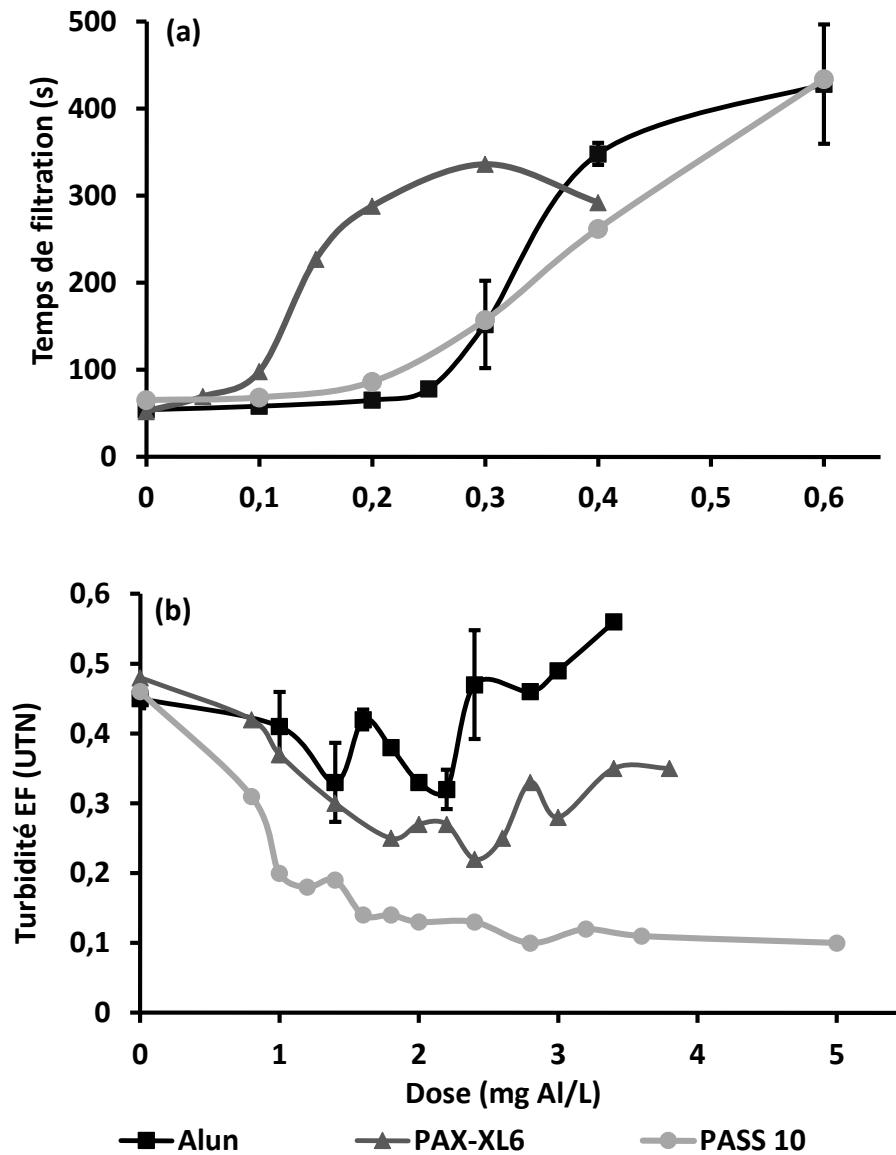


Figure 6.2 : Essai de filtrabilité avec différents coagulants en eau chaude 20 °C : (a) temps de filtration en fonction de la dose appliquée sur le filtre 0,45 µm. (b) turbidité à l'eau filtrée en fonction de la dose appliquée sur le filtre 8 µm

6.1.2 Efficacité d'une membrane de 3 μm

Les résultats précédents suggèrent que le filtre de 8 μm est trop poreux alors que le filtre de 0,45 μm serait trop performant en termes d'abattement de turbidité. Il a donc été décidé de tester une porosité intermédiaire, soit un filtre de 3 μm . Afin d'évaluer si le filtre 3 μm peut être utilisé pour la détermination du dosage, plusieurs essais de filtrabilité ont été effectués avec cette membrane au laboratoire de Polytechnique et directement à l'usine Atwater.

Essais préliminaire avec la membrane 3 μm

La figure 6.3 présente la turbidité de l'EF en fonction de dosage de PAX-XL6 pour différents volumes filtrés. La turbidité obtenue à l'aide de la membrane de 3 μm diminue en fonction du dosage appliqué et se stabilise à un certain dosage, les courbes ont une forme " L ". En effet, il a été montré par des auteurs que les courbes de turbidité versus la dose de coagulant ont la forme caractéristique " L " ou " U " (Deborah Ruth Brink, 1984; Choi, 1983). Le temps de filtration d'un volume spécifique est rapide et ne varie pas beaucoup (entre 6 et 12 secs). Sauf, pour la dose de 0,8 et 1,0 mg Al/L du volume de 600 ml, le temps de filtration était supérieur à 15 minutes. Les courbes des volumes filtrés de 150 ml et 300 ml sont assez semblables en termes de turbidité mesurée à l'eau filtrée. Une filtration de 600 ml produit des turbidités un peu plus basses que les deux autres volumes (un gain de 0,05 à 0,12 UTN). En effet, la filtration d'un volume plus important produit un gâteau plus épais au-dessus de la membrane ce qui retient plus de particules. L'essai de 300 ml a été réalisé en duplicata. Les résultats obtenus étaient quasi-identiques avec un écart-type de seulement 0,007 à 0,01 UTN, soit sous le seuil de détection de cette mesure. Il a été décidé d'utiliser un volume de 300 ml pour la suite des essais.

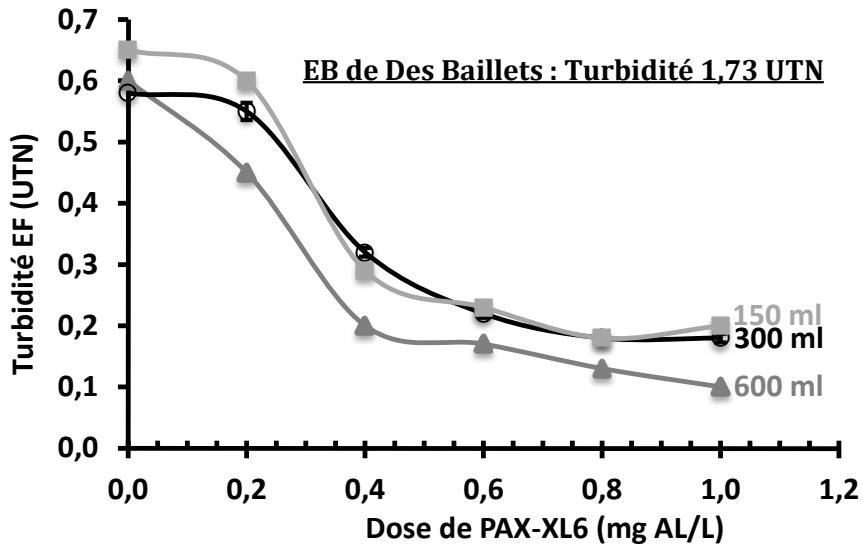


Figure 6.3 : Filtration des différents volumes sur la membrane de 3 µm (20°C). Le PAX-XL6 a été dilué 10 fois

Comparaison de la performance de la membrane 3 µm versus celle des filtres de l'usine.

Afin de comparer les turbidités produites par cette membrane et les turbidités de l'eau mesurées à l'effluent des filtres de l'usine Atwater, deux essais ont été réalisés :

- Le premier test a été réalisé le 17 juin 2015 en filtrant différents volumes d'eau coagulée prélevée au-dessus de deux filtres, soient les filtres 507 et 714. Les résultats sont présentés à la figure 6.4. La différence de turbidité entre l'effluent des filtres et celle de la membrane est de 0,20 UTN.
- Le deuxième test a été réalisé le 22 juin 2015 avec les conditions de coagulation au laboratoire en utilisant le même dosage que l'usine. Les résultats sont présentés au tableau 6.1. La différence de turbidité entre l'effluent des filtres et celle de la membrane est de 0,1 UTN

La membrane filtrante performe un peu moins bien que les filtres à l'usine. Cependant, les différences de 0,1 à 0,2 UTN ne sont pas majeures et l'utilisation de cette membrane au laboratoire pourrait indiquer une valeur de dosage de coagulant approximatif à tester à l'usine. Il est à noter que durant tous les essais avec cette membrane, il n'a pas été possible de baisser la turbidité à moins de 0,10 UTN à l'eau filtrée.

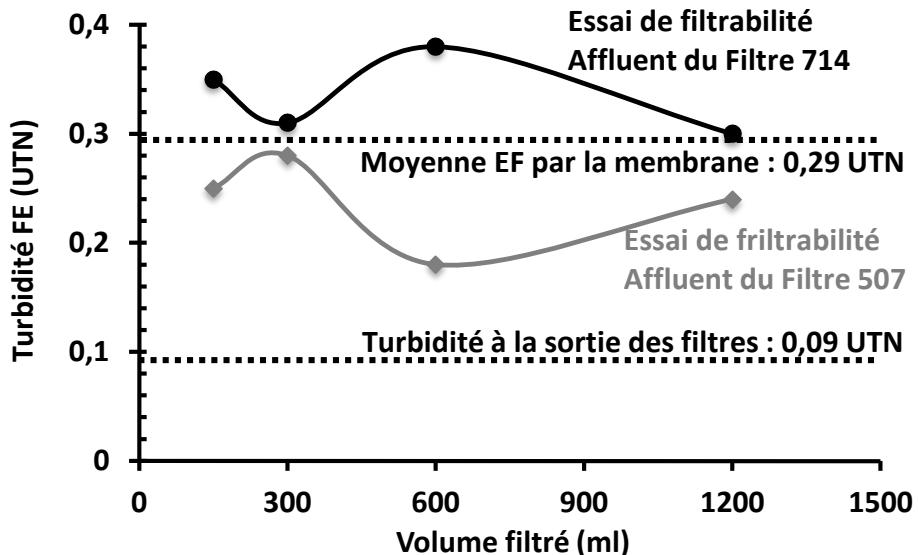


Figure 6.4 : Comparaison en usine de la performance des filtres d'Atwater vs celles prédictes par les membranes de 3 µm

Tableau 6.1 : Turbidité obtenue au laboratoire vs celle produite à l'usine Atwater le 22 juin 2015

Conditions à l'usine Atwater (Turbidité EB : 1,2 UTN)	Résultats de l'essai de filtrabilité au laboratoire (Température de l'essai : 20°C)		
Dosage de coagulant : - Côté nord : 0,55 mg al/L - Côté sud : 0,35 mg Al/L Moy. 0,45 mg Al/L	Dosage de coagulant (mg Al/L)	Turbidité de l'EF (UTN)	
Turbidité à la sortie des filtres : 0,08 UTN	0,35 0,55 0,45	0,21 0,16 0,18	

6.2 Comparaison des différents coagulants à l'aide de l'essai de filtration sur une membrane de 3 µm.

Cet essai a pour objectif de comparer la performance des différents coagulants sur une eau brute prélevée durant la pointe printanière de turbidité causée par la fonte des neiges. La figure 6.5 présente les résultats des essais de filtrabilité avec une membrane de 3 µm en utilisant différents coagulants inorganiques et un coagulant organique. Ces essais ont été réalisés avec de l'eau brute échantillonnée à Des Baillets lors de la pointe printanière, soit le 14 avril 2015. Sa turbidité au moment de l'échantillonnage était de 4,0 UTN. Le dosage de PAX-XL6 appliqué à ce moment à l'usine était de 0,324 mg Al/L et la turbidité à l'effluent du filtre S2 était de 0,5 à 0,6 UTN. Durant ces essais, l'alun et le PASS-10 ont été utilisés sans dilution. Le PAX-XL6 était dilué 10 fois alors que le PAX-XL1900¹ et le C595 étaient dilués 100 fois. Les dilutions utilisées pour le PAX-XL6 et le C595 sont acceptables lorsque le coagulant est utilisé la même journée, ce qui était le cas durant tous les essais. Cependant la dilution de PAX-XL 1900 est très élevée et l'essai mériterait d'être refait afin de vérifier les performances de ce coagulant. Il est toujours recommandé de ne pas diluer les coagulants avant de les utiliser.

Entre les coagulants inorganiques, le PAX-XL6 performe le mieux pour réduire la turbidité. En effet, pour un dosage d'environ 0,3 mg Al/L (similaire à l'usine qui opérait au PAX-XL6 avec une turbidité moyenne à l'eau filtrée de 0,54 à 0,79 UTN), les turbidités obtenues à l'EF pour chaque coagulant sont d'environ : 0,85 UTN pour le PAX-XL6; 1,00 UTN pour l'alun; 1,40 UTN pour le PASS-10 et 1,12 UTN pour le PAX-XL1900. Pour le coagulant organique C595, un dosage de 0,1 mg sec/L a réduit la turbidité à 0,24 UTN. Il est intéressant de noter que le polymère organique était très efficace. Une dose de 0,12 mg sec/L de polymère produisait un effet similaire à une dose de 0,60 mg Al/L de PAX-XL6, soit un ratio de 5:1. Comme le polymère ne coûte pas cinq fois plus cher que le PAX-XL6 sur une base comparable, on conclut que l'utilisation du polymère apparaît comme une option économiquement intéressante.

¹ Caractéristiques du PAX-XL1900 : 1,34 kg/L de densité, 12,4% d'Al et 50% de pureté.

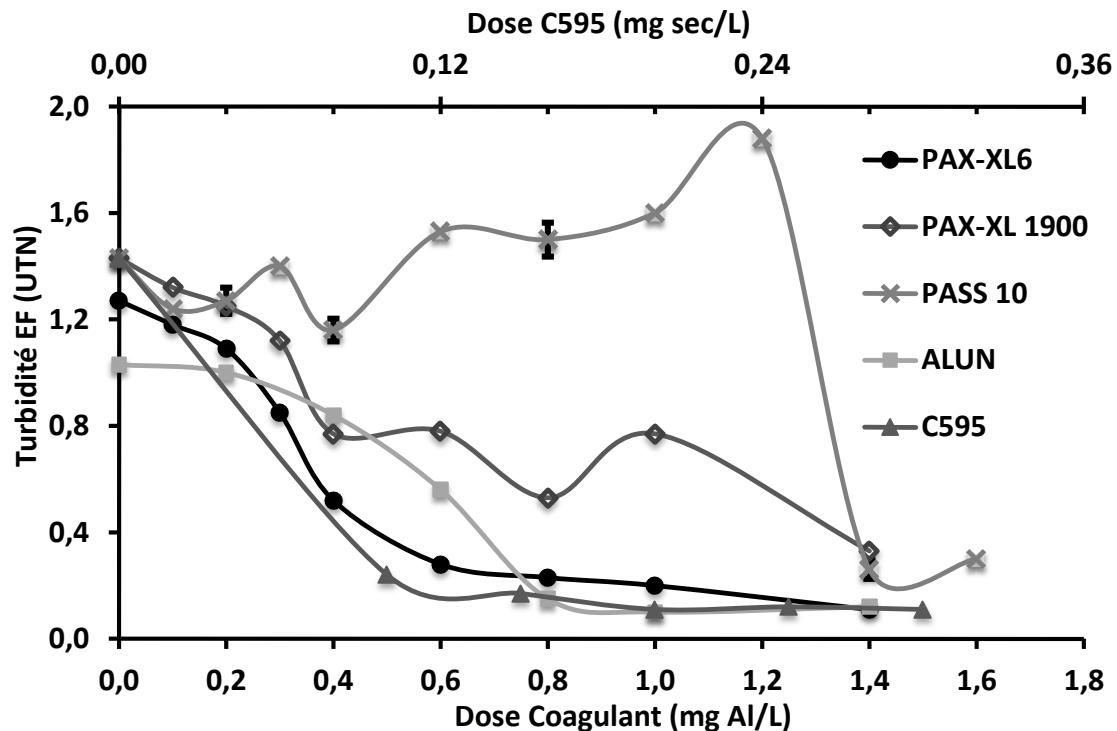
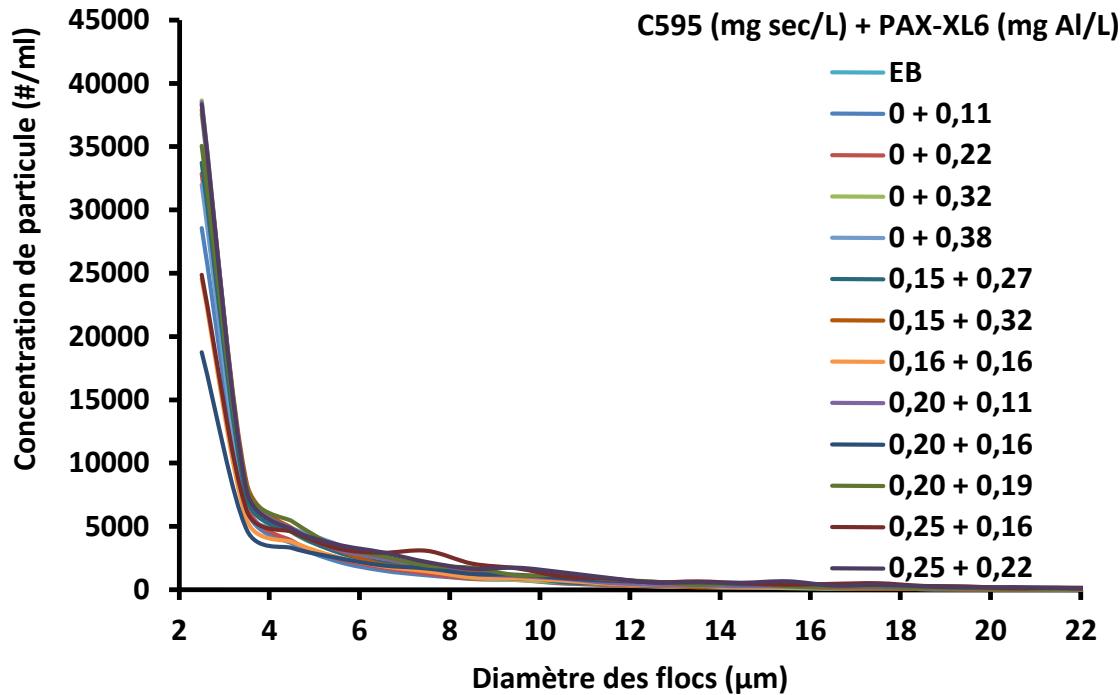


Figure 6.5 : Comparaison de différents coagulants par filtration sur la membrane 3 μm ($T = 20^\circ\text{C}$)

6.3 Analyse de la stratégie de coagulation appliquée à l'usine Charles-J. Des Bailleets au printemps 2015

Des essais ont été mis en œuvre afin de caractériser en laboratoire la performance de la coagulation lors de la période de hausse de turbidité du printemps 2015 à Des Bailleets. Deux types d'évaluation ont été faites : (I) une mesure de la taille des flocs formés après flocculation et (ii) une évaluation de la filtrabilité sur une membrane de 3 μm selon la technique décrite précédemment.

La figure 6.6 présente la distribution de la taille des particules selon différents dosages de PAX-XL6 utilisé seul ou combiné avec le polyDADMAC C595. La taille des flocs formés avec ces doses est majoritairement inférieure à 4 μm et essentiellement de tailles inférieures à 12 μm .



Le diamètre pondéré volumétrique, d_v , calculé à partir de la distribution de la taille des particules obtenues par le compteur de particule est le paramètre le plus précis pour décrire la floculation des petites particules (selon les conditions de mélange et dosage des coagulants) (Ball, 2008). En filtration directe, un *pin floc* de d_v de 20 à 100 μm permet de prédire une turbidité de l'eau filtrée inférieure à 0,3 UTN (Ball, 2008). La figure 6.7 présente les d_v calculés à partir de la distribution des particules de la figure 6.6 et la turbidité obtenue après filtration sur la membrane de 3 μm pour chaque dosage mis à l'essai. Le d_v est très petit et ne dépasse pas 12 μm pour les différents dosages. Il est noté que la turbidité baisse en fonction du dosage, un effet spécifiquement notable lorsque le polymère est ajouté. Ce résultat est cohérent avec Ball (2008) qui a trouvé que l'addition du polymère cationique est plus efficace dans la réduction de la turbidité de l'eau filtrée que dans l'augmentation de la taille des flocs (Ball, 2008).

L'utilisation de PAX-XL6 seul en faible dosage ne permet pas de réduire la turbidité en bas de 0,3 UTN. Ce résultat est cohérent avec les résultats à pleine échelle à DB au printemps 2015 (*cf.* chapitre précédent). L'addition de polyDADMAC réduit de beaucoup la turbidité. Par exemple l'ajout de 0,25 mg sec/L de C595 à une dose 0,22 mg Al/L de PAX-XL6 réduit la turbidité de 0,69 à 0,10 UTN. L'analyse des distributions de particules à l'eau filtrée avec ces dosages (0,22 mg

Al/L de PAX-XL6 seul et en combinaison avec 0,25 mg sec/L de C595) a montré que le dosage combiné de PAX et de C595 génère beaucoup moins de particules inférieures à 3 µm que le dosage seul de coagulant organique (figure 6.8).

Un essai de filtrabilité utilisant 0,25 mg sec/L de C595 et en variant le dosage de PAX-XL6 a démontré que lorsque le dosage de coagulant organique est optimal, l'augmentation de dosage de coagulant inorganique n'apporte pas d'important gain de turbidité à l'eau filtrée (voir annexe E, p. 98)

La stratégie de coagulation appliquée à l'usine Des Bailleets produits des flocs ($d_v < 12\mu\text{m}$) plus petits qu'un *pin floc* (d_v de 20 à 100 µm) qui permet de prédire une turbidité inférieure à 0,3 UTN à l'eau filtrée. Un dosage faible de PAX-XL6 ne permet pas de baisser la turbidité à l'EF à < 0,3 UTN. L'abattement de turbidité s'améliore beaucoup avec l'ajout de polyDADMAC. Une dose de 0,15 mg sec/L de C595 et 0,27 mg Al/L de PAX-XL6 a permis de réduire la turbidité à 0,24 à l'eau filtrée avec la membrane de 0,3 µm. Il est à noter aussi qu'à faible dosage, la turbidité à l'eau filtrée est plus dictée avec le dosage de coagulant organique. En effet, pour un même dosage de C595, la variation de dosage de PAX-XL6 n'affecte pas la réduction de la turbidité à l'EF. Il a été aussi observé avec les résultats à l'échelle réelle de DB au printemps 2015 que lorsque le dosage de polyDADMAC est optimal (> 0,20 mg sec/L), la variation de dosage de PAX-XL6 n'affecte pas beaucoup la turbidité à l'eau filtrée.

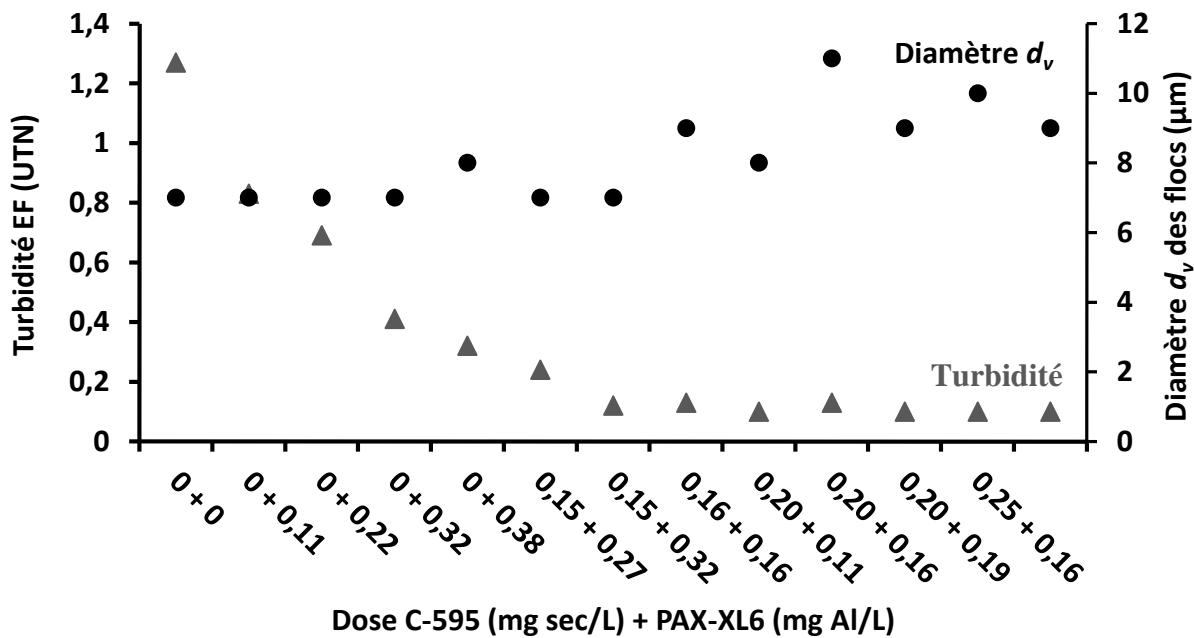


Figure 6.7 : Turbidité à l'EF et diamètre volumétrique moyen pour les différents dosages (T = 20°C)

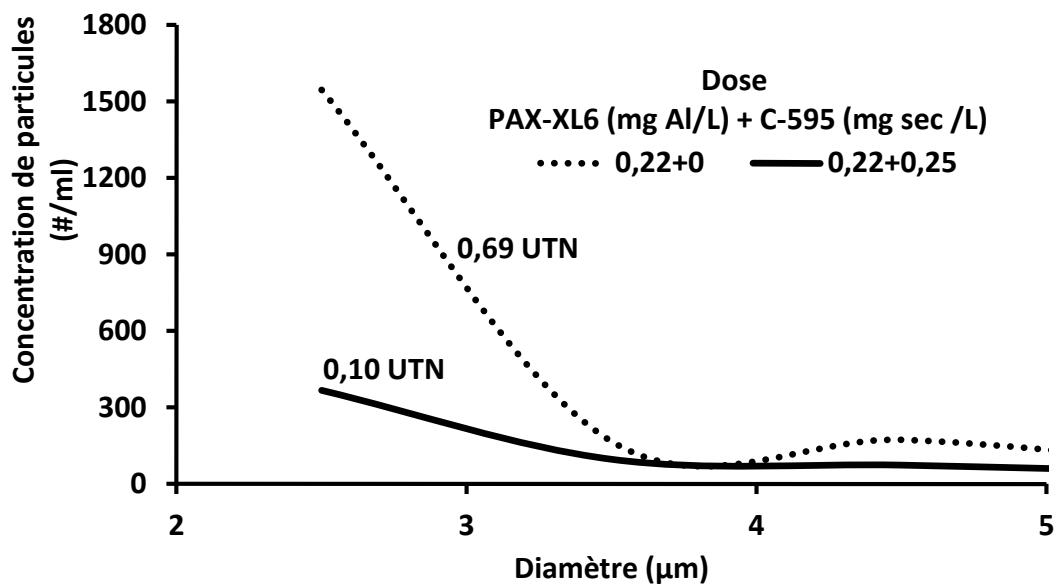


Figure 6.8 : Distribution de la taille des particules de l'eau coagulée et filtrée sur la membrane de 0,3 μm (T = 20°C)

6.4 Impact de la turbidité sur la dose de coagulant

La variation de l'eau brute demande un contrôle plus pointu du dosage de coagulant pour les applications de filtration directe. Le but de cet essai est de vérifier l'impact de l'augmentation de la concentration de particule (turbidité) sur le dosage de coagulant.

Pour cette raison, un essai de filtrabilité ($3 \mu\text{m}$) a été réalisé sur une eau brute et la même eau concentrée deux fois par une technique de microfiltration. La figure 6.9 présente les résultats obtenus. Le doublement de la turbidité de 1,2 à 2,4 UTN ne double pas la demande en coagulant. En utilisant les mêmes dosages de coagulant, la variation de la turbidité produite des deux eaux est de 0,01 à 0,04 UTN.

Pour produire l'eau concentrée par la technique de microfiltration, l'eau a été filtrée 5 fois afin de doubler la turbidité de 1,2 à 2,4 UTN dans le concentrat. La microfiltration enlève les particules supérieures à $0,1 \mu\text{m}$. La fraction dissoute de la matière organique (COD) des eaux brutes d'Atwater représente plus de 95% du COT (Barbeau et al., 1999). Donc l'eau concentrée produite est constituée majoritairement de particules supérieures à $0,1 \mu\text{m}$ et contient peu de matière organique. Puisque le doublement de la turbidité ne double pas la demande en coagulant, l'origine des hausses de la demande en coagulant peut être expliquée par les variations dans la nature des particules composant la turbidité ou par les variations dans la concentration de COT. Des essais complémentaires seront requis pour valider ces hypothèses.

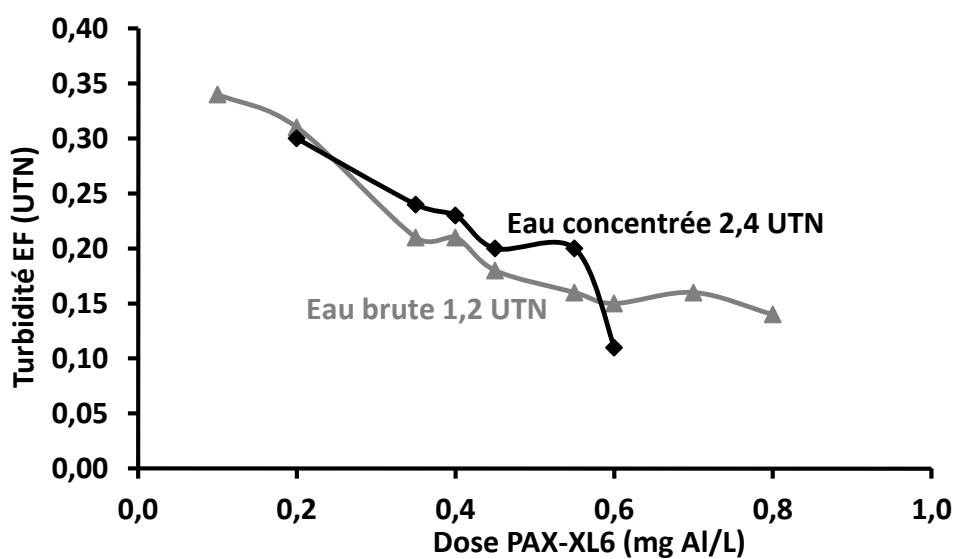


Figure 6.9 : Impact de la concentration de particule sur le dosage de coagulant ($T = 20^\circ\text{C}$)

CHAPITRE 7 ANALYSE HISTORIQUE

Depuis avril 2014, l'usine Atwater a introduit l'usage de la coagulation en amont des filtres. Ce chapitre a pour objectif d'analyser l'effet de la coagulation sur la qualité de l'eau produite en se basant sur une analyse historique des caractéristiques de l'eau traitée d'Atwater telles qu'évaluées par le laboratoire de contrôle de qualité de la Ville de Montréal. Pour y arriver, deux années, une sans coagulation (SC) et une avec coagulation (AC) ont été comparées. La période sans coagulation analysée est de juin 2012 à mai 2013 inclusivement. Cette durée a été choisie, car elle présente les caractéristiques de l'eau brute les plus proches de la période avec coagulation, laquelle s'étend de juin 2014 à mai 2015 inclusivement. Les données disponibles sont basées sur une moyenne journalière.

La figure 7.1 présente la turbidité, le pH, le COT et l'alcalinité des eaux brutes et des eaux traitées pour les périodes avec et sans coagulation. Pour la turbidité, la coagulation a eu un impact positif, mais limité, la turbidité produite lors de la période avec coagulation est de 0,30 UTN, 95% du temps versus 0,37 UTN pour la période sans coagulation. La réduction de turbidité par rapport à l'eau brute est respectivement de 86% vs. 84% pour les périodes AC et SC. La valeur médiane du pH a été abaissée respectivement de 6% et 4% pour les périodes AC et SC par rapport à l'EB. Pour le COT, une réduction de 0,38 et 0,32 mg/L est observée respectivement pour les périodes AC et SC. La coagulation n'a pas eu d'impact sur l'alcalinité de l'eau produite, une réduction similaire de 2 % est remarquée entre l'eau brute et l'eau traitée des deux périodes.

Une comparaison a été aussi effectuée sur la période de pointe printanière (mars, avril et mai) de l'année 2013 et 2015 (figure 7.2). Certaines variations dans les eaux brutes sont notées entre les périodes SC et AC, spécifiquement pour le COT qui est plus bas lors de la période AC. Durant cette période, la réduction de turbidité par rapport à l'EB est respectivement de 88% vs. 81% pour les périodes AC et SC. Pour le COT, une réduction par rapport à l'EB de 17% et 10% est observée respectivement pour les périodes AC et SC.

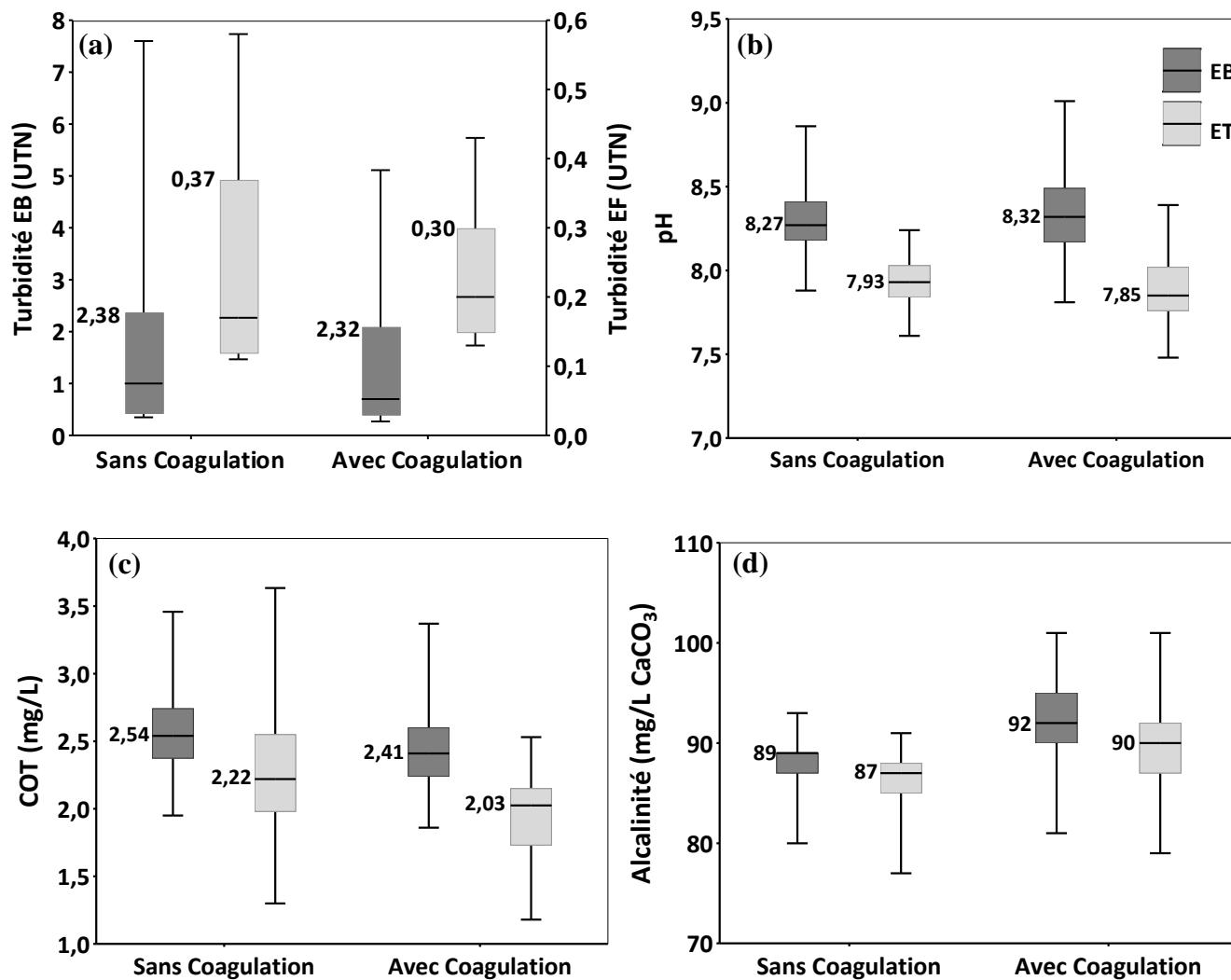


Figure 7.1 : L'effet de la coagulation sur l'eau traitée (a) Turbidité (b) pH (c) COT (d) Alcalinité. Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5^e et 95^e centiles pour la turbidité et les 25^e et 75^e centiles pour les autres paramètres alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

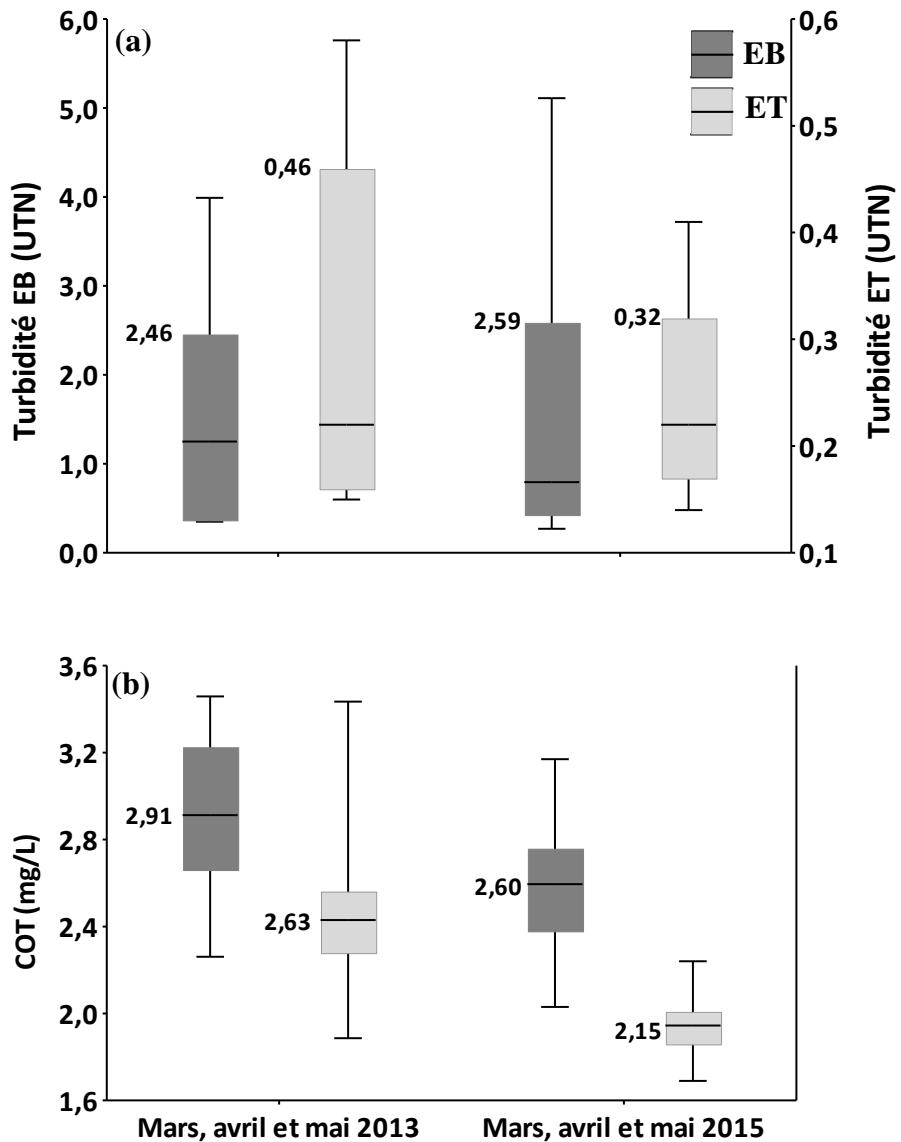


Figure 7.2 : L'effet de la coagulation sur l'eau traitée lors des pointes printanières (a) Turbidité (b) COT. Les barres présentent la médiane, les boîtes présentent les 5^e et 95^e centiles pour la turbidité et les 25^e et 75^e centiles pour le COT alors que les moustaches présentent le minimum et le maximum

En résumé, l'analyse historique indique que :

- Les caractéristiques des eaux traitées étudiées (pH, alcalinité, turbidité et COT) ont été très peu modifiées/améliorées par l'utilisation de la coagulation.

- Le principal effet observé est une réduction du COT et de la turbidité durant les pointes printanières de turbidité.

Ces résultats peuvent apparaître surprenants à première vue, mais s'expliquent par le fait que la Ville a utilisé de faibles dosages de coagulants (dose minimale de 0,2 mg Al/L lorsque la turbidité des EB est faible et une dose maximale de 0,8 mg Al/L lors de la pointe printanière de turbidité). Pour de tels dosages, il est anticipé que le gain sur la qualité de l'eau traitée soit faible.

CHAPITRE 8 DISCUSSION ET CONCLUSION GÉNÉRALE

Le but principal de ce projet est d'optimiser l'application de la coagulation en amont des filtres granulaires des usines Atwater et Charles-J. Des Baillets de la ville de Montréal. Afin de répondre à cet objectif, des travaux ont été menés à l'échelle réelle dans les deux usines et au Laboratoire CREDEAU de Polytechnique. Les résultats de ces travaux ont été présentés dans les chapitres 5 et 6.

Évaluation de la performance de la filtration directe avec coagulation et détermination de la stratégie de coagulation optimale aux deux usines

Comparaison des coagulants : La comparaison de plusieurs coagulants à l'usine Atwater en automne 2014 a permis de conclure que le PASS-10 et l'AluFer sont meilleurs que le PAX-XL6 qui est lui-même meilleur que l'alun. Les essais pilotes menés à Atwater en 2007 avaient aussi démontré que le PASS-10 (PASS-100 à l'époque) et l'AluFer SP25 offraient des performances équivalentes, mais meilleures que l'alun (Barbeau et al., 2008). En période de faible turbidité, les pertes de charge sont très basses et les durées de cycle peuvent être supérieures à 72h pour tous les coagulants. Le PAX-XL6 qui a été utilisé sur le train 2 parallèlement avec les autres coagulants (train 1) produit plus de pertes de charge que l'alun et le PASS-10. Par contre, il produit des pertes de charge similaires à l'AluFer. Pour des raisons de contraintes d'exploitation, le PASS-10 (risque de colmatage au point d'injection) et l'AluFer (colmatage des réacteurs UV par le fer résiduel) ont été exclus pour la suite du projet. Le PAX-XL6 a été retenu et sera utilisé à Atwater et Des Baillets.

À l'usine Atwater, en période de faible turbidité, il est possible d'avoir des turbidités $< 0,15$ UTN – 95% du temps. Cependant en période de pointe de turbidité (printemps 2015), il n'a pas été possible d'atteindre l'objectif de turbidité $< 0,30$ UTN – 95% du temps avec l'usage seul de PAX-XL6. En effet la turbidité de l'eau filtrée dépend beaucoup de la turbidité en eau brute. Au total, 12 cycles n'ont pas respecté cet objectif pour les trois filtres (101, 508 et 716) étudiés. Un dosage allant jusqu'à 0,80 mg Al/L n'a pas été suffisant pour abaisser la turbidité à moins de 0,30 UTN. Il a aussi été démontré que les durées de cycle dépendent du dosage de coagulant inorganique appliqué. Pour les trois filtres, 13 cycles n'ont pas atteint l'objectif de durée de cycle ≥ 24 h. De plus, les pertes de charge maximales à travers ces filtres ont souvent dépassé la limite de 100 cm (moyenne de 139 cm et maximum de 197 cm). Lorsque l'analyse est effectuée globalement sur toute la période de suivi, soit du 31 mars au 12 mai 2015, la turbidité est de 0,27 UTN - 95% du

temps pour un dosage moyen de PAX-XL6 de 0,58 mg Al/L. Pour le mois d'avril, les valeurs des 95es centiles sont de 0,30, 0,27 et 0,27 pour les filtres 101, 508 et 716 respectivement. Ces valeurs sont à la limite de la recommandation de MDDELCC de 0,30 UTN-95% du temps sur une période de 30 jours consécutifs (MDDELCC, 2012a).

Lors des essais pilotes à Atwater en 2007, il a été démontré qu'une dose d'alun inférieure à 0,5 mg Al/L plus une dose de 0,25 mg/L de polyDADMAC (LT7995) permet de réduire les turbidités à < 0,30 UTN – 95% du temps lors de la pointe printanière (9 UTN en eau brute) tout en respectant des durées de cycles supérieurs à 24h (Barbeau et al., 2008). **L'usage de polyDADMAC à Atwater est incontournable afin de baisser la turbidité à l'eau filtrée tout en gardant des durées de cycles ≥ 24h en période de pointe de turbidité.**

À l'usine Des Bailleets, en période de basse turbidité (automne 2014 et hiver 2015), il est possible d'avoir des turbidités < 0,30 UTN – 95% du temps avec une coagulation au PAX-XL6. Cependant, les durées de cycle sont sensibles au dosage de PAX-XL6. En effet, une dose de 0,24 mg Al/L a baissé les durées de cycle à moins de 24h. Pour un dosage semblable de PAX-XL6 (~0,08 mg Al/L), l'ajout de polyDADMAC (C591) à faible dose (0,05 mg sec/L) a permis de baisser la turbidité à l'eau filtrée de 40 % et d'augmenter les durées de cycle de 16h. De plus, avec un dosage combiné de PAX-XL6 et de polyDADMAC, il est possible d'avoir des turbidités < 0,15 UTN – 95% du temps.

En période de pointe de turbidité (printemps 2015) à Des Bailleets, les durées de cycle ont baissé rapidement avec l'augmentation de la turbidité à l'eau brute. En effet, les durées de cycle ont baissé à 24 h pour une dose de PAX-XL6 de 0,32 mg Al/L (une dose relativement faible). Un dosage moyen de 0,21 mg Al/L de PAX-XL6 a produit une turbidité de 0,63 UTN au 95^e centile. En effet, le dosage seul de coagulant inorganique n'a pas été suffisant pour baisser la turbidité < 0,50 UTN – 95% du temps. L'ajout de polyDADMAC a réduit considérablement la turbidité en eau filtrée tout en gardant les durées de cycles ≥ 24h. Un dosage moyen de 0,20 mg Al/L de PAX-XL6 + 0,21 mg sec/L de C595 a produit une turbidité de 0,35 UTN-95% du temps. Depuis l'introduction de dosage de PolyDADMAC, il semble que la turbidité de l'eau filtrée dépend beaucoup du dosage de coagulant organique appliqué. Il a été observé que pour les cycles où le dosage de C595 > 0,20 mg sec/L, les turbidités obtenues sont < 0,30 UTN-95% du temps. Un dosage ≤ 0,20 mg sec/L de C595 n'a pas permis de réduire les turbidités à < 0,30 UTN-95% du temps. Lorsque la dose de C595 est

de 0,25 mg sec/L, l'abattement de turbidité est optimal. En effet un dosage 0,19 mg Al/L de PAX-XL6 + 0,25 mg sec/L de C595 a produit une turbidité de 0,19 UTN-95% du temps. Pour le mois d'avril, la turbidité à l'eau filtrée des deux filtres S2 et S16 est de 0,58 UTN-95% du temps. La recommandation de MDDELCC de 0,50 UTN-95% du temps sur une période de 30 jours consécutifs (MDDELCC, 2012a) n'a donc pas été respectée.

L'efficacité de polyDADMAC est aussi confirmée avec les essais de filtrabilité sur la membrane de 3 µm en laboratoire. En effet un dosage combiné de 0,22 mg Al/L de PAX-XL6 plus 0,25 mg sec/L de C595 a produit une turbidité de 0,10 UTN comparativement à une turbidité de 0,69 UTN lorsque le PAX-XL6 est utilisé seul avec la même dose. **Ces résultats confirment l'importance de doser le polymère pour contrôler la turbidité, particulièrement lors des pointes.**

La comparaison des différents coagulants sur l'abattement de turbidité pour une eau brute de pointe printanière (échantillonnée le 14 avril à Des Baillets, turbidité de 4 UTN) a été réalisée en laboratoire avec des essais de filtrabilité sur la membrane de 3 µm. Ces tests ont démontré que le PAX-XL6 est plus performant que les autres coagulants inorganiques soient le PASS-10, l'alun et le PAX-XL1900. Cependant la dilution utilisée pour le PAX-XL1900 (100 fois) était très élevée, des essais supplémentaires devront être effectués afin de vérifier la performance de ce coagulant. Pour baisser la turbidité à < 0,3 UTN, des doses de 0,6, 0,8, 1,4 et 1,4 mg Al/L de PAX-XL6, alun, PASS-10 et PAX-XL1900 ont été nécessaires respectivement. Le polyDADMAC réduit la turbidité à 0,24 UTN avec une dose de seulement 0,1 mg sec/L. En comparaison, une dose de 0,8 mg Al/L de PAX-XL6 a produit une turbidité de 0,23 UTN. Le coût du PAX-XL6 est de 7 \$/kg² d'Al alors que le C595 coûte 9 \$/Kg² de matière sèche. Donc le C595 est 1,3 fois plus cher que le PAX-XL6. Or le ratio de performance de PAX-XL6 versus le C595 selon les essais de filtrabilité varie de 5 à 8 mg Al pour 1 mg de polymère sec. **Le coagulant organique serait donc 3,9 à 6,2 fois moins cher à doser pour la ville que le coagulant inorganique.**

Impacts de la qualité des eaux brutes : Il a été démontré au laboratoire que le doublement de la turbidité en eau brute ne double pas la demande en coagulant. Ce résultat est a priori surprenant et suggère que les variations dans la nature des particules composant la turbidité ou dans la

² : Coût provenant de la Ville de Montréal.

concentration de COT sont à l'origine des hausses de la demande en coagulant. Des essais complémentaires seront requis pour valider ces hypothèses.

Performances d'abattement des BSA : Durant toutes les périodes analysées à Atwater et Des Bailleets, l'enlèvement de BSA n'a pas atteint l'objectif souhaité de 1,5 à 2,0 log. Lors de la comparaison des différents coagulants à Atwater à l'automne 2014, l'enlèvement de spores a varié de 0,06 à 1,02 log pour les différents coagulants. Le meilleur abattement a été observé pour l'AluFer (médiane de 0,92 log). Durant la période de pointe à Des Bailleets, l'enlèvement de BSA a augmenté progressivement durant les essais. La médiane a varié de 0,4 à 1,3 log. Durant cette période, il a été observé que l'abattement de BSA est meilleur (moyenne > 0,90 log) lorsque la turbidité à l'eau filtrée est inférieure à 0,20 UTN – 95% du temps. Considérant le rapport de 1,6 entre l'enlèvement de BSA et celui des oocystes de *Cryptosporidium* (Barbeau et al., 2006), une moyenne de 0,90 log de BSA correspondrait à 1,47 log d'abattement des oocystes de *Cryptosporidium*. Les essais pilotes de la phase I et II à Atwater en 2007 ont conclu que, en absence de coagulation, l'abattement de spores est de 0,3 à 0,5 log (Barbeau et al., 2008). Les essais pilotes menés à Des Bailleets et Atwater en 2006 et 2007 ont démontré que la coagulation sub-optimale permet d'avoir un enlèvement de spores de l'ordre de 1 log (Barbeau et al., 2006, 2008). Aux usines Atwater et Des Bailleets, la coagulation sub-optimale permet d'améliorer l'enlèvement de spores, mais l'abattement obtenu n'est pas suffisant afin d'avoir une barrière suffisante contre les parasites (i.e. pour atteindre 2 log d'enlèvement des oocystes de *Cryptosporidium*).

Contrôle de l'aluminium dissous : Le pH de l'eau brute des deux usines est élevé : il varie de 7,8 à 8,6. Ce pH favorise la présence d'aluminium dissous dans l'eau (WOS, 1998). Santé Canada recommande de maintenir moins de 0,2 mg Al/l à l'eau filtrée pour les usines utilisant la filtration directe. Pour tous les essais analysés à Atwater à l'automne 2014 et Des Bailleets au printemps 2015, l'aluminium résiduel en eau filtrée respecte la recommandation canadienne de 0,2 mg Al/L. Lorsque différents coagulants ont été comparés à Atwater, l'AluFer a produit le moins d'aluminium résiduel à l'eau filtrée (0,031 mg Al/L). Durant l'ensemble des essais analysés, les concentrations appliquées de coagulant à base d'aluminium étaient relativement basses, un maximum de 0,47 et 0,32 mg Al/L à l'usine Atwater et l'usine Des Bailleets, respectivement. Au printemps 2015, des concentrations allant jusqu'à 0,8 mg Al/L de PAX-XL6 ont été appliquées à Atwater, mais l'aluminium résiduel n'a pas été monitoré durant ces essais. Lors des essais pilotes à Atwater en

2007, un dosage de 0,6 mg Al/L d'alun a engendré des concentrations d'aluminium total à l'eau filtrée de 0,220 à 0,300 mg Al/L. Une concentration d'environ 1,0 mg Al/L de PASS-10 a produit une concentration d'aluminium total à l'eau filtrée de 0,220 et 0,270 mg/L (Barbeau et al., 2008). À des concentrations de coagulant inorganiques à base d'aluminium élevées en filtration directe à Montréal, il est probable de dépasser la recommandation canadienne de 0,200 mg Al/L. L'ajout de coagulant organique abaissant le dosage requis de coagulant inorganique à base d'aluminium réduit du même coup le risque de dépasser la recommandation de Santé Canada.

Impact de la localisation des filtres sur leur performance : Les filtres étudiés à Des Bailleets dans la galerie sud-ouest S16 (à l'entrée) et S02 (au fond de la galerie) présentent des résultats très semblables. Il n'y a donc pas de différences d'efficacité entre les filtres à l'entrée et ceux en fin de galerie. Les trois filtres 101, 508 et 716 suivis à Atwater au printemps 2015 présentent des résultats comparables en matière de turbidité et de durée de cycle de filtration. Cependant, il a été observé que des fois, il est nécessaire de doser plus de coagulants du côté nord afin que les filtres des galeries 1, 2 et 3 puissent atteindre le même objectif de turbidité que les galeries sud, soient les galeries 5, 6 et 7. Cela est peut-être dû au point de dosage, une étude complémentaire devrait être effectuée afin de confirmer l'impact du mélange.

Bénéfices de la coagulation sur la qualité des eaux traitées : L'évaluation des performances de la coagulation sur la qualité d'eau produite à l'aide des données de suivi historique de l'usine Atwater a démontré que la coagulation a un impact positif, quoique limité, sur la réduction de la turbidité et du COT. Lorsque l'analyse est effectuée sur une période d'un an, un gain de réduction de turbidité et de COT de 19% et 9 % est observé respectivement pour l'année avec coagulation par rapport à l'année sans coagulation. Lors des essais pilotes à Atwater en 2007, la coagulation avec filtration monocouche a permis une réduction de COT de 13% (Barbeau et al., 2008). Lorsque l'analyse est effectuée sur la période de pointe printanière (mars, avril et mai), un gain de réduction de turbidité et de COT de 30% et 18 % est observé respectivement pour la période avec coagulation par rapport à la période sans coagulation. Toutefois, il est à noter que ces résultats ont été obtenus en dosant un seul produit, majoritairement le PAX-XL6³, et ce, à de très faibles dosages en vue de

³ En automne 2014 d'autres coagulants ont été utilisés, soient l'alun, le PASS-10 et l'AluFer.

limiter la hausse des pertes de charge. Malgré cela, selon l'analyse effectuée sur toute la période AC, la coagulation sous-optimale n'a pas permis de réduire la turbidité à moins de 0,3 UTN – 95% du temps à Atwater. L'ajout d'un coagulant organique à Atwater est nécessaire afin d'optimiser la réduction de la turbidité tout en assurant des durées de cycle supérieures à 24h en pointe de turbidité. Selon les résultats obtenus, la coagulation n'a pas d'impact significatif sur le pH et l'alcalinité de l'eau produite à l'usine Atwater ce qui est cohérent avec les faibles dosages de coagulant utilisés.

Développement d'un test de laboratoire permettant d'identifier le dosage optimal de coagulant pour la filtration directe aux deux usines.

Afin de développer un test de laboratoire permettant de déterminer le dosage optimal à mettre en œuvre à pleine échelle, des essais de filtrabilité sur trois membranes filtrantes ont été réalisés. La membrane filtrante de 0,45 µm produit des turbidités faibles et stables à l'eau filtrée (environ 0,06 UTN), peu importe la dose de coagulant appliquée. En fonction de la dose de coagulant, le temps de filtration d'un volume spécifique sur cette membrane est stable au début, il augmente rapidement et se stabilise par la suite. Le suivi du temps de filtration pour cette membrane permet de déterminer le moment de formation de floc qui correspond à la dose pour laquelle le temps de filtration commence à augmenter. Un essai de comparaison de PAX-XL6, PASS-10 et d'alun sur cette membrane a démontré que le PAX-XL6 produit plus de pertes de charge que les deux autres produits. Il commence à former des flocs à une dose plus basse 0,10 mg Al/L par rapport à une dose de 0,25 mg Al/L pour le l'Alun et le PASS-10. En effet les essais de comparaison des différents coagulants à Atwater ont aussi démontré que le PAX-XL6 produit plus de pertes de charge que l'alun et le PASS-10. La membrane de 0,45 µm présente une porosité très faible par rapport aux filtres granulaires de Des Baillets et Atwater (sable de diamètre effectif de 0,65 mm, taille des pores d'environ 10% du D_{50} soit environ 100 µm), les doses appliquées sont très faibles et ne permettent pas de déterminer le dosage approprié. **Un filtre de 0,45 µm n'est donc pas adéquat pour prédire les dosages à mettre en œuvre à pleine échelle.**

Le temps de filtration à travers la membrane de 8 µm fluctue beaucoup et ne permet pas de donner des informations pertinentes sur le dosage de coagulant. En fonction de la dose de coagulant, la turbidité à l'eau filtrée obtenue avec ce filtre devrait donner une courbe de forme « U » et la dose optimale correspondrait à la turbidité minimale obtenue (Dentel, 1989; Tchio et al., 2003; Wagner

& Hudson, 1982). Les turbidités obtenues avec cette membrane lors des essais de filtrabilité présentent beaucoup de variations et il est difficile de déterminer un dosage optimal selon les résultats obtenus. En outre, les doses requises pour cette membrane sont élevées et ne correspondent pas aux doses typiques appliquées aux deux usines. Par exemple, pour avoir une turbidité inférieure à 0,3 UTN à l'eau filtrée, des doses de 1,0 et 1,4 mg Al/L de PASS-10 et PAX-XL6 étaient respectivement nécessaires alors que les doses à pleine échelle sont de moins de 0,5 mg Al/L. Par ailleurs, il n'a pas été possible d'avoir des turbidités inférieures à 0,3 UTN avec l'alun pour cette membrane. Cette membrane est très poreuse pour les flocs formés avec l'eau brute de Des Baillets et ne permet pas de déterminer le dosage approprié pour les deux usines. Les comptes de particules effectuées sur les eaux coagulées confirment cette affirmation puisque la majorité des flocs mesurés avaient une taille inférieure à 4 μm . **Un filtre de 8 μm n'est donc pas adéquat pour prédire les dosages à mettre en œuvre à pleine échelle.**

Le temps de filtration d'un volume spécifique avec la membrane 3 μm est faible et ne varie pas beaucoup (entre 6 et 12 secondes). La turbidité de l'eau filtrée en fonction de la dose de coagulant produit une courbe de forme « L ». L'essai de filtrabilité de différents volumes (150, 300 et 600 ml) en utilisant le PAX-XL6 comme coagulant a donné des résultats de turbidité à l'eau filtrée semblables. Les volumes de 150 et 300 ml ont produit presque les mêmes turbidités à l'eau filtrée. Le volume de 600 ml a produit des turbidités légèrement inférieures aux autres volumes (des différences de 0,05 à 0,12 UTN). L'essai du volume 300 ml a été reproduit deux fois et les résultats obtenus présentent des écarts types très petits ($< 0,01$ UTN). Lors de cet essai, une dose de 0,40 mg Al/L a été suffisante pour abattre la turbidité de 1,7 UTN à l'EB à $\leq 0,3$ UTN à l'EF. La comparaison de la performance de cette membrane par rapport aux filtres granulaires d'Atwater a permis de conclure que la membrane produit des turbidités comparables à celles de l'usine. Une différence de 0,1 UTN en faveur des filtres granulaires est notée lorsque l'essai de filtrabilité est réalisé avec les conditions de coagulation de laboratoire. La filtration de l'eau coagulée échantillonnée au-dessus des filtres d'Atwater a produit des turbidités supérieures de 0,2 UTN par rapport aux filtres granulaires. **Cette membrane filtrante produit des résultats stables, répétables et comparables à ceux des filtres granulaires, elle peut être utilisée afin de déterminer le dosage de coagulant optimal à utiliser en usine selon la qualité de l'eau brute.**

Conclusion générale

L'intégration du procédé de coagulation en amont des filtres des deux usines de la ville de Montréal Atwater et Charles-J. Des Bailleets a pour but d'avoir une barrière de traitement robuste lorsque l'eau brute se dégrade en période de pointe de turbidité. Cette étude avait pour objectif d'optimiser le procédé de coagulation afin de produire une eau filtrée de meilleure qualité. À l'aide des travaux réalisés lors de cette étude, les principales conclusions suivantes sont tirées :

- Pour réduire la turbidité à l'eau filtrée à moins de 0,3 UTN – 95% du temps en période de pointe de turbidité, tout en gardant des durées de cycle de filtration supérieures à 24h, il est indispensable d'utiliser une combinaison de coagulant inorganique et organique au PAX-XL6 et polyDADMAC aux deux usines.
- Il est difficile d'atteindre l'objectif d'abattement de spores de 1,5-2,0 log avec une coagulation sub-optimale. L'optimisation de la coagulation pour obtenir des turbidités inférieures à 0,1 UTN en tout temps est nécessaire afin d'avoir une barrière robuste contre les parasites. Cet objectif est atteignable en période de basse turbidité, mais sera probablement inatteignable en période de hausse de turbidité printanière (malgré l'usage de polyDADMAC).
- L'utilisation de coagulant inorganique à base d'aluminium en dosage élevé lors des périodes de pointes de turbidité risque de produire des concentrations d'aluminium supérieures à 0,200 mg/L à l'eau filtrée. L'utilisation de polyDADMAC permet de réduire les dosages de coagulant inorganique en période de pointe.
- Le PASS-10 et l'AluFer sont sortis gagnant par rapport à l'alun et le PAX-XL6 lors des premiers essais de comparaison à l'usine Atwater. Cependant le PAX-XL6 était meilleur lors des essais de filtrabilité en laboratoire. Pour des contraintes d'opération, l'utilisation de PAX-XL6 a été retenue pour les deux usines. Le PAX-XL1900 est plus concentré que le PAX-XL6 et son utilisation peut être avantageuse pour les deux usines en matière de volume de stockage. Les essais de filtrabilité effectués avec ce coagulant ne sont pas concluants puisque le coagulant a été très dilué. Des essais supplémentaires devraient être réalisés afin de valider sa performance par rapport au PAX-XL6.
- En période de basse turbidité à l'eau brute, un dosage de coagulant inorganique (PAX-XL6) de 0,20 à 0,45 mg Al/L pourrait être suffisant afin de réduire la turbidité à moins de 0,3

UTN. Un dosage optimal de PAX-XL6 et polyDADMAC pourrait baisser la turbidité à moins de 0,15 UTN – 95% du temps.

- Lors de la pointe de turbidité, une dose de polyDADMAC toujours supérieure à 0,2 mg sec/L est essentielle afin de réduire les turbidités à moins de 0,3 UTN. (Un dosage optimal pourrait par exemple être de : 0,20 mg Al/L de PAX-XL6 plus 0,25 mg sec/L de polyDADMAC pour une turbidité à l'eau brute d'environ 4 UTN.)
- Le polyDADMAC est de 5 à 8 fois plus efficace que le PAX-XL6 pour la réduction de la turbidité. Comme son coût est de 1,3 fois plus élevé que le PAX-XL6, il est préférable de favoriser le dosage de polyDADMAC par rapport au dosage de PAX-XL6.
- Un essai de *jar test* (coagulation et flocculation) suivi d'une filtration de 300 ml sur une membrane filtrante en fibre de verre (Glass Microfibre GF/D de Whatman), d'une porosité 3 µm et d'un diamètre 47 mm peut être utilisé en laboratoire afin de déterminer le dosage optimal à appliquer en usine. La dose optimale pourrait correspondre à la valeur requise afin d'abattre la turbidité à moins de 0,3 UTN. Le temps de filtration n'entre pas en ligne de compte.
- La coagulation a un impact positif sur l'abattement de la turbidité et du COT à l'eau traitée, telle que mesurée avec les données de suivi de routine de la Ville de Montréal. Sur une base annuelle, un gain d'environ 19% et 9% a été observé pour la turbidité et le COT, respectivement. Le gain est donc principalement pour le contrôle de la turbidité. Cependant, la coagulation suboptimale n'a pas permis de réduire la turbidité < 0,3 UTN – 95% du temps. La coagulation n'a pas eu d'impact sur le pH et l'alcalinité de l'eau produite d'Atwater.

Des futures études pourraient se pencher sur l'étape de mélange et de flocculation dans les deux usines afin de mieux les caractériser. Les limites de pertes de charge actuelles dans les filtres des usines sont contraignantes pour les durées de cycle et mériteraient d'être validées par une étude de la capacité limite de production en fonction des capacités de lavage. Le coagulant organique cationique de type polyDADMAC a démontré son efficacité dans la réduction de la turbidité tout en gardant des durées de cycle supérieures à 24h. Seuls les superflocs C591 et C595 ont été testés à l'usine Des Bailleets. Le LT7995 a produit les mêmes performances que le C595 lors des essais pilotes à Atwater en 2007 (Barbeau et al., 2008). Le LT7995 pourrait être testé à l'usine pour

vérifier sa performance par rapport au C595 à pleine échelle. L'utilisation de polyDADMAC comme seul coagulant n'a pas été testée durant ce projet. Il a été démontré que le coagulant organique est beaucoup plus performant que le coagulant inorganique durant les essais à Des Bailleets et au laboratoire. Il pourrait être intéressant de vérifier l'efficacité du polyDADMAC comme seul coagulant.

RÉFÉRENCES

- Amirsardari, Y., Yu, Q., & Williams, P. (1997). Effects of ozonation and coagulation on turbidity and toc removal by simulated direct filtration for potable water treatment. *Environmental technology*, 18(11), 1143-1150.
- AWWA. (1980). The status of direct filtration *Journal-American Water Works Association*, 72(7), 405-411.
- Ball, T. (2008). *Caractérisation des flocs pour optimiser la flocculation en amont de la filtration directe*. (Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées), École Polytechnique de Montréal.
- Barbeau, B. (1996). *Évaluation des bactéries sporulantes aérobies comme indicateur de l'efficacité du traitement d'une filière d'eau potable*. (Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées), École Polytechnique de Montréal.
- Barbeau, B., & Carrière, A. (2008). *Rapport final des essais-pilotes de filtration granulaire à l'usine Atwater de la Ville de Montréal PHASE IV - Printemps 2008*. Retrieved from Chaire industrielle CRSNG en eau potable, École Polytechnique, Montréal, Québec, Canada:
- Barbeau, B., Carrière, A., & Prévost, M. (2006). *Rapport synthèse des essais-pilotes de filtration granulaire à l'installation de traitement Charles-J. Des Baillets de la Ville de Montréal*. Retrieved from Chaire industrielle CRSNG en eau potable, École Polytechnique, Montréal, Québec, Canada:
- Barbeau, B., Carrière, A., & Prévost, M. (2008). *Rapport final des essais-pilotes de filtration granulaire à l'usine Atwater de la Ville de Montréal PHASE IV*. Retrieved from Chaire industrielle CRSNG en eau potable, École Polytechnique, Montréal, Québec, Canada:
- Barbeau, B., Morissette, C., & Prévost, M. (1999). *Évaluation de la filtration directe à l'usine Atwater de la Ville de Montréal (Rapport final)*. Retrieved from Chaire industrielle CRSNG en eau potable, École Polytechnique, Montréal, Québec, Canada:
- Bellamy, W. D., Cleasby, J. L., Logsdon, G. S., & Allen, M. J. (1993). Assessing treatment plant performance. *American Water Works Association*, 85(12), 34-38.
- Bolto, B., & Gregory, J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Research*, 41(11), 2301-2324.
- Brink, D. R. (1984). *The jar-filtration test as a bench scale evaluation of coagulants for low turbidity waters*. Colorado State University.
- Brink, D. R., Choi, S.-I., Al-Ani, M., & Hendricks, D. W. (1988). Bench-scale evaluation of coagulants for low turbidity water. *Journal (American Water Works Association)*, 80(4), 199-204.
- Brown, T. J., & Emelko, M. B. (2009). Chitosan and metal salt coagulant impacts on Cryptosporidium and microsphere removal by filtration. *Water Research*, 43(2), 331-338.
- Burns, S. K., Adams, V. D., & Maloney, S. B. (1984). *Direct filtration versus conventional water treatment in the intermountain region*. Retrieved from Utah State University

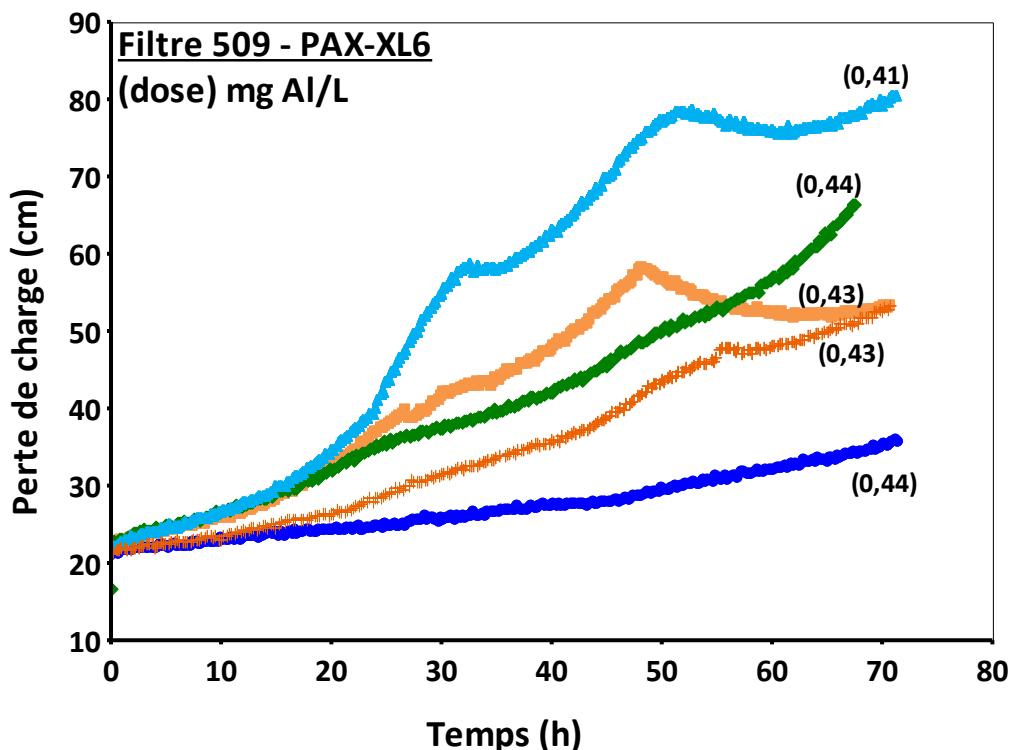
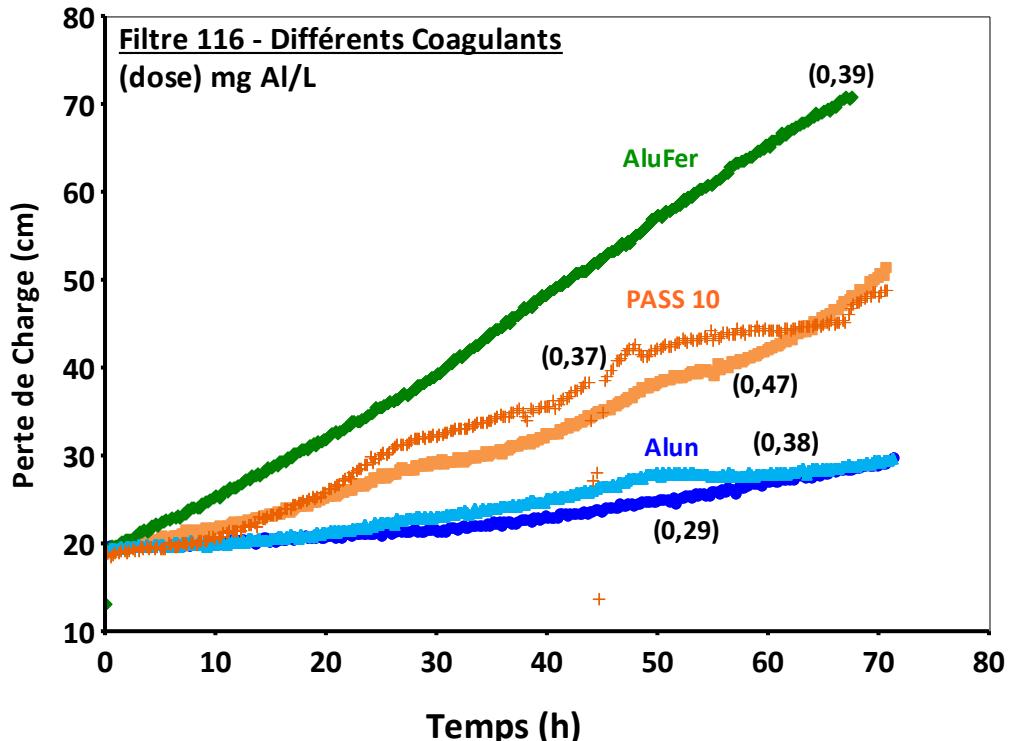
- Chandrakanth, M. S., & Amy, G. L. (1996). Effects of ozone on the colloidal stability and aggregation of particles coated with natural organic matter. *Environmental Science & Technology*, 30(2), 431-443.
- Choi, S. (1983). *Coagulation in low turbidity water*. (Master's thesis), Colorado State University.
- Cleasby, J., & Logsdon, G. (1999). Granular bed and precoat filtration *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies* (Fifth ed.): American Water Works Association.
- Cleasby, J. L., Baumann, E. R., Dharmarajah, A. H., & Sindt, G. L. (1989). *Design and operation guidelines for optimization of the high-rate filtration process: plant survey results*: American Water Works Association Research Foundation.
- Cleasby, J. L., Hilmoe, D. J., & Dimitracopoulos, C. J. (1984). Slow sand and direct in-line filtration of a surface water. *American Water Works Association*, 76(12), 44-55.
- Cleasby, J. L., Sindt, G. L., Watson, D. A., Baumann, E. R., University, I. S., & Bolton & Menk, I. (1992). *Design and operation guidelines for optimization of the high-rate filtration process: Plant demonstration studies*: American Water Works Association Research Foundation
- Culp, R. L. (1977). Direct filtration. *American Water Works Association*, 67(7), 375-378.
- Degrémont. (1989). *Mémento technique de l'eau* (9ème ed. Vol. 1).
- Dentel, S. K. (1989). *Procedures manual for polymer selection in water treatment plants*: Amer Water Works Assn.
- Desjardins, C., Koudjou, B., & Desjardins, R. (2002). Laboratory study of ballasted flocculation. *Water Research*, 36(3), 744-754.
- Desjardins, R. (1997). *Le traitement des eaux* (Second ed.): Presses internationales Polytechnique.
- Droste, R. L. (1997). *Theory and practice of water and wastewater treatment*: John Wiley & Sons
- Edwards, M., & Benjamin, M. M. (1991). A mechanistic study of ozone-induced particle destabilization. *American Water Works Association*, 83(6), 96-105.
- Edzwald, J. K., Becker, W. C., & Tambini, S. J. (1987). Organics, polymers, and performance in direct filtration. *Journal of Environmental Engineering*, 113(1), 167-185.
- Emelko, O. M. B. (2001). *Removal of Cryptosporidium parvum by granular media filtration* (Doctor of Philosophy), Waterloo University.
- Faust, S. D., & Aly, O. M. (1998). *Chemistry of water treatment* (Second ed.): Taylor & Francis.
- Galofr, B., Israel, S., Dellund, J., & Ribas, F. (2004). Aerobic bacterial spores as process indicators for protozoa cysts in water treatment plants. *Water Science & Technology*, 50(1), 165-172.
- Gouvernement du Québec. (2001). *Règlement sur la qualité de l'eau potable*. Loi sur la Qualité de l'Environnement.
- Harris, W. L. (1970). High-rate filter efficiency. *American Water Works Association*, 62(8), 515-519.

- Hijnen, W., Van Veenendaal, D., Van der Speld, W., Visser, A., Hoogenboezem, W., & Van der Kooij, D. (2000). Enumeration of faecal indicator bacteria in large water volumes using on site membrane filtration to assess water treatment efficiency. *Water Research*, 34(5), 1659-1665.
- Hutchison, W. (1976). High-rate direct filtration. *American Water Works Association*, 68(6), 292-298.
- James, W., Craik, S., Molla, S., & Suarez, A. (2012). Direct filtration: A tale of two winters *Opflow*, 38(1), 22-25.
- Kellil, A., & Eddouaouda, K. (2002). Étude comparative de la nature du floculant sur la performance de la filtration directe d'une suspension. *La Tribune de l'eau*, 55(615), 45-54.
- LeChevallier, M. W., & Norton, W. D. (1992). Examining relationships between particle counts and Giardia, Cryptosporidium, and turbidity. *American Water Works Association*, 84(12), 54-60.
- Leopold, P., & Freese, S. D. (2009). *A simple guide to the chemistry, selection and use of chemicals for water and wastewater treatment*. . Retrieved from Water Research Commission, South Africa
- Letterman, R. D., & American Water Works Association. (1999). *Water quality and treatment: A handbook of community water supplies* (Fifth ed.): McGraw-Hill.
- Letterman, R. D., Sama, R. R., & DiDomenico, E. J. (1979). Direct filtration using polyelectrolyte coagulants. *American Water Works Association*, 71(6), 332-338.
- Logsdon, G. S., Neden, D. G., Ferguson, A. M. D., & LaBonde, S. D. (1993). Testing direct filtration for the treatment of high-turbidity water. *American Water Works Association*, 85(12), 39-46.
- Lou, I., Gong, S., Huang, X., & Liu, Y. (2012). Coagulation optimization for low temperature and low turbidity source water using combined coagulants: A case study. *Desalination and Water Treatment*, 46(1-3), 107-114.
- MDDELCC. (2012a). *Guide de conception des installations de production d'eau potable*.
- Min, W., Hai-Long, L., Dong-sheng, W., Boa-you, S., & Hong-xiao, T. (2006). Effects of pre-ozonation on organic matter removal by coagulation with IPF-PACI. *Journal of Environmental Sciences*, 18(3), 453-458.
- Monscvitz, J., Rexing, D., Williams, R., & Heckler, J. (1978). Some practical experience in direct filtration. *American Water Works Association*, 70(10), 584-588.
- MWH. (2005). *MWH's water treatment: Principles and design*: John Wiley & Sons.
- Ndiongue, S., Desjardins, R., & Prevost, M. (2000). The Use of jar-filtration tests to compare performances of coagulants in direct filtration. *Environmental technology*, 21(1), 67-76.
- Nieminski, E. C., & Ongerth, J. E. (1995). Removing Giardia and Cryptosporidium by conventional treatment and direct filtration. *Journal-American Water Works Association*, 87(9), 96-106.

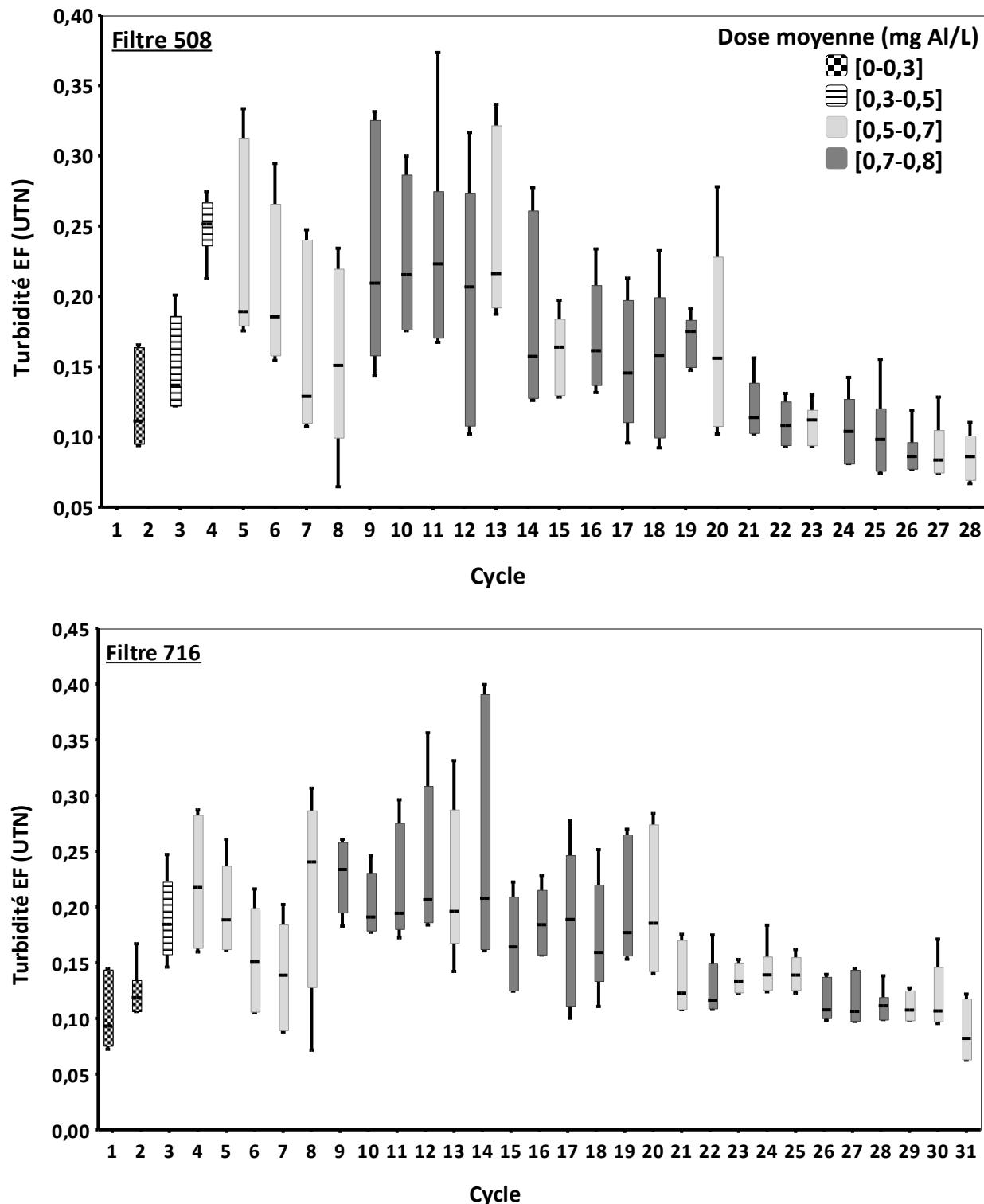
- Onat, M., & Dogruel, M. (2004). Fuzzy plus integral control of the effluent turbidity in direct filtration. *Control Systems Technology, IEEE Transactions on*, 12(1), 65-74.
- Ongerth, J. E., & Pecoraro, J. P. (1995). *Removing Cryptosporidium using multimedia filters*. Retrieved from American Water Works Association
- Reckhow, D. A., Edzwald, J. K., & Tobiason, J. E. (1993). *Ozone as an aid to coagulation and filtration*: American Water Works Association Research Foundation.
- Rice, E. W., Fox, K. R., Miltner, R. J., Lytle, D. A., & Johnson, C. H. (1996). Evaluating plant performance. *American Water Works Association*.
- Salvato, J. A., Nemerow, N. L., & Agardy, F. J. (2003). *Environmental engineering*: John Wiley & Sons.
- Santé Canada. (1998). *Aluminium*.
- Santé Canada. (2012). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – La turbidité*. Santé Canada, Ottawa.
- Tate, C. H., Lang, J. S., & Hutchinson, H. L. (1977). Pilot plant tests of direct filtration. *American Water Works Association*, 69(7), 379-384.
- Tchio, M., Koudjonou, B., Desjardins, R., Prévost, M., & Barbeau, B. (2003). A practical guide for determining appropriate chemical dosages for direct filtration. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 30(4), 754-757.
- Treweek, G. P. (1979). Optimization of flocculation time prior to direct filtration. *American Water Works Association*, 71(2), 96-101.
- Visvanathan, C., & Aim, R. B. (1989). *Water, wastewater, and sludge filtration*: Taylor & Francis.
- Wagner, E., & Hudson, H. J. (1982). Low-dosage high-rate direct filtration. *American Water Works Association*, 74(5), 256-261.
- Wei, J., Gao, B., Yue, Q., & Wang, Y. (2009). Effect of dosing method on color removal performance and flocculation dynamics of polyferric-organic polymer dual-coagulant in synthetic dyeing solution. *Chemical Engineering Journal*, 151(1), 176-182.
- West, T., Daniel, P., Meyerhofer, P., DeGraca, A., Leonard, S., & Gerba, C. (1994). *Evaluation of Cryptosporidium removal through high-rate filtration*. Paper presented at the American Water Works Association Annual Conference.
- Willis, J. F. (1972). Direct filtration an economic answer to water treatment needs. *Public Works*, 103(11), 87.
- WOS. (1998). *Guidelines for drinking-water quality : Aluminium in drinking-water*. Retrieved from Geneva:
- Yeh, H.-H., & Ghosh, M. M. (1981). Selecting polymers for direct filtration. *American Water Works Association*, 73(4), 211-218.
- Young, S., & Smith, D. (2000). Effect of mixing on the kinetics of polymer-aided flocculation. *Aqua*, 49(2000), 1-8.

Zarchi, I., Friedler, E., & Rebhun, M. (2013). Polyaluminium chloride as an alternative to alum for the direct filtration of drinking water. *Environmental technology*, 34(9), 1199-1209.

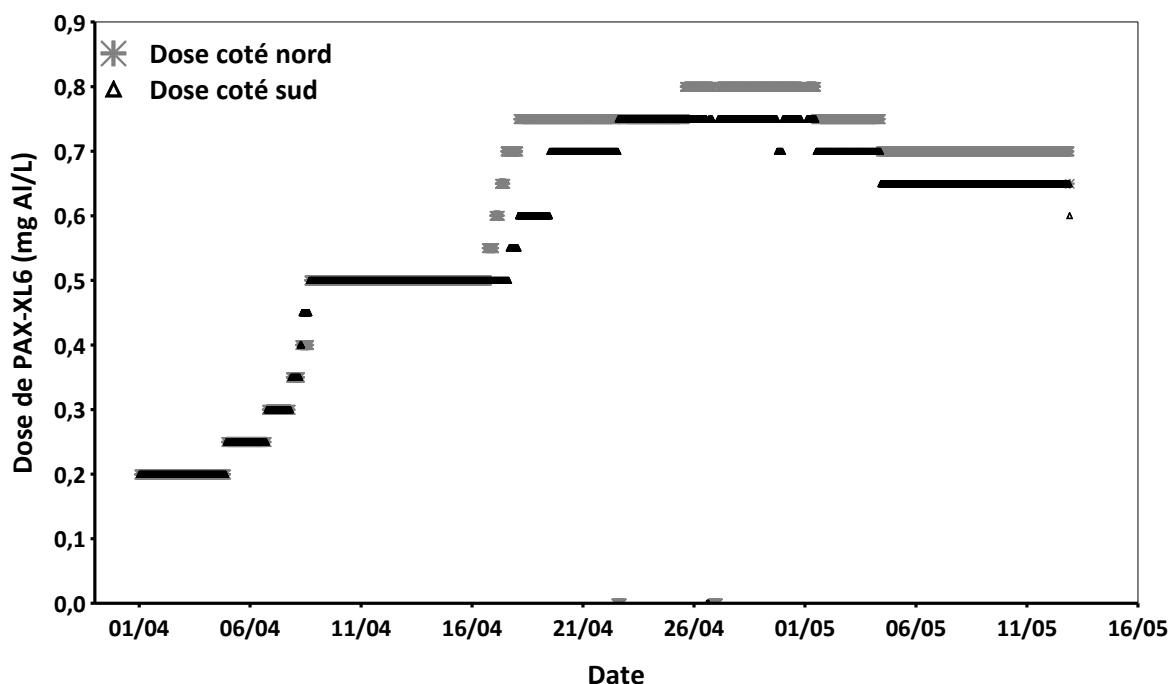
**ANNEXE A – PERTES DE CHARGE DANS LES FILTRES 116 ET 509 À
ATWATER – ÉTÉ ET AUTOMNE 2014**



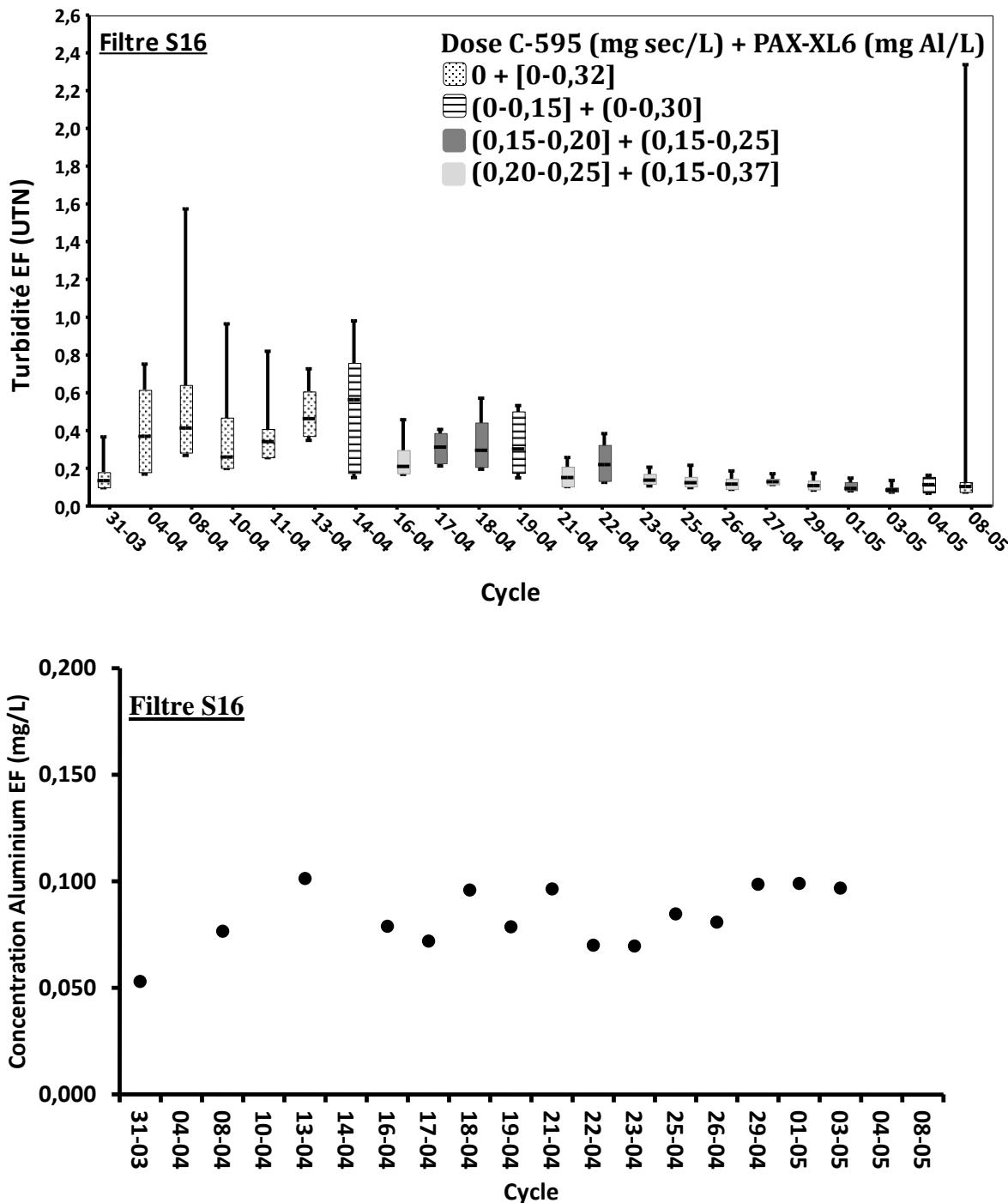
ANNEXE B – TURBIDITÉ À L'EAU FILTRÉE AUX FILTRES 508 ET 716
À ATWATER – PRINTEMPS 2015



**ANNEXE C – DOSAGE DE COAGULANT DU CÔTÉ NORD ET SUD À
ATWATER – PRINTEMPS 2015**



**ANNEXE D – TURBIDITÉ ET CONCENTRATION DE L’ALUMINIUM
RÉSIDUEL À L’EAU FILTRÉE DU FILTRE S16 À DES BAILLETS –
PRINTEMPS 2015**



**ANNEXE E – TURBIDITÉ DE L’EAU COAGULÉE AVEC 0,25 mg sec/L DE
C595 ET DIFFÉRENTE DOSE DE PAX-XL6 ET FILTRÉE PAR LA
MEMBRANE DE 3 μ m**

