

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE
Faculté de génie
Département de génie civil

**LE TRAITEMENT D'EAUX DE DÉTOXIFICATION DE BOIS
TRAITÉ PAR PROCÉDÉS D'OXYDATION SIMPLE ET
AVANCÉE**

Mémoire de maîtrise
Spécialité : Environnement

Marion LANDRY CARTER

Jury : Hubert CABANA (Directeur)
Roland LEDUC (Co-directeur)
Mourad Ben AMOR (Rapporteur)
Amina NAIT SIDI AHMED (Évaluatrice externe)
Pedro Alejandro SEGURA (Évaluateur interne)

RÉSUMÉ

Lors de la valorisation de bois traité en biocarburants, la compagnie CRB Innovations génère des eaux usées. Ces eaux sont fortement contaminées en biocides. Elles contiennent entre autres des composés phénoliques, dont le pentachlorophénol (PCP) ; des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ; du phosphore et des huiles et graisses (H&G). Elles ont aussi un potentiel hydrogène (pH) supérieur à 12. Ce mémoire porte sur l'efficacité de neuf procédés d'oxydation, simple et avancée, à décontaminer ces eaux.

L'objectif du projet est l'atteinte des exigences des villes de Sherbrooke et d'East Angus concernant les rejets d'eaux dans les égouts sanitaires. Le tout doit également respecter la gamme de coûts de fonctionnement (OPEX), située entre 1 et 9 \$/m³ d'eaux traitées. Les procédés testés sont : UV, UV/TiO₂, Fenton, H₂O₂, UV/H₂O₂, O₃, O₃/UV, O₃/H₂O₂ et O₃/UV/H₂O₂. Les critères étudiés sont, quant à eux, la réduction du pH, de la concentration en PCP et de la demande chimique en oxygène (DCO).

Les procédés O₃ et O₃/H₂O₂ sont les plus favorables. Ils permettent de répondre aux exigences de pH et de PCP des deux villes après 30 minutes de traitement. Ils permettent également une réduction de la DCO de 30 et 48 % respectivement après 30 minutes. Pour les deux procédés, les conditions optimales sont un dosage d'O₃ de 145 mg/L*min, un pH de 12,5 et un temps de traitement de 30 minutes. La concentration en H₂O₂ est de 3,75 mg/L pour O₃/H₂O₂.

Avec O₃/H₂O₂, le pH atteint 7,75 et la concentration en PCP est de 0,07 mg/L après 30 minutes. La demande biologique en oxygène à 5 jours (DBO₅) est également réduite considérablement après 30 minutes de traitement. L'efficacité du procédé est toutefois influencée par la matrice des eaux et le facteur d'échelle.

Une analyse économique préliminaire a permis d'estimer qu'en conditions optimales les OPEX sont de 11,47 et 3,85 \$/m³ d'eau pour les procédés O₃/H₂O₂ et O₃ respectivement. Seul le procédé O₃ respecte la gamme de coûts proposée par CRB. L'estimation préliminaire des coûts d'implantation (CAPEX) est de 3 millions \$ pour les deux procédés.

Compte tenu des résultats expérimentaux et économiques, le procédé O₃ semble l'option la plus envisageable pour CRB. Il est toutefois important de s'assurer, par des analyses externes, que toutes les exigences des villes sont respectées avant d'utiliser ce procédé.

Mots clés : Traitement d'eaux usées, Procédés d'oxydation avancée, Pentachlorophénol, Bois traité

REMERCIEMENTS

Je tiens ici à remercier certaines personnes et partenaires clés qui m'ont entouré lors de ce projet. Tout d'abord, le CRSNG (Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada) qui a accordé un financement à ma maîtrise par un projet ENGAGE (Subvention d'engagement partenarial) et l'entreprise CRB Innovations inc. pour sa confiance et les contributions apportées. Notamment, un merci particulier est adressé à Md. Amina Nait Sidi Ahmed, représentante de l'entreprise, pour sa participation active au projet et ses conseils avisés.

Je remercie aussi mon directeur de maîtrise Pr Hubert Cabana et mon codirecteur, Pr Roland Leduc, qui ont accepté de me prendre dans leur groupe de recherche et de me donner l'opportunité de réaliser ce projet.

Je tiens également à remercier M. Lounes Haroune qui est un passionné de recherche. Cela se transpose directement à travers tous les conseils, toutes les explications et tout le temps qu'il passe à aider les étudiants dépassés au laboratoire (j'en étais une). Merci également d'avoir mis sur pied la méthode d'analyse du PCP qui a été le cœur de mon projet.

Enfin, je remercie, M. Olivier Savary, ainsi que Sabrina Saibi et tous les étudiants qui m'ont tenu compagnie durant les nombreuses heures passées au laboratoire. Votre aide et votre complicité m'ont été précieuses et j'en garderai de bons souvenirs.

Je me permets également de remercier mon copain, mes parents et mes amis pour leur intérêt soutenu à mes avancées et leurs sympathies à mes reculs. Finalement, merci à P-A et ses talents culinaires pour m'avoir si bien nourri !

TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION	1
2	État de l'art.....	3
2.1	Contaminants principaux dans les eaux de CRB.....	3
2.1.1	Composés phénoliques.....	4
2.1.2	Hydrocarbures	5
2.1.3	Arsenic	7
2.1.4	Phosphore.....	8
2.2	Agents oxydants et radicaux hydroxyles.....	9
2.3	Procédés d'oxydation	11
2.3.1	Photolyse	12
2.3.2	Ozone	13
2.3.3	Peroxydation.....	14
2.3.4	Fenton.....	16
2.3.5	Photocatalyse.....	17
2.4	Objectifs du projet	19
3	MÉTHODOLOGIE.....	21
3.1	Contamination initiale des eaux	22
3.2	Matériel de laboratoire.....	23
3.3	Méthodes d'analyse	24
4	PHASE 1 - Comparaison	27
4.1	Plan expérimental	27
4.2	Analyse des résultats	30
4.2.1	Variation du pH.....	31
4.2.2	Réduction de la concentration en PCP	33
4.2.3	Diminution de la DCO	36
4.2.4	Conclusion de la phase 1.....	38
5	PHASE 2 - Optimisation.....	39
5.1	Plan expérimental	39
5.1.1	Optimisation des oxydants	40
5.1.2	Optimisation du pH.....	41
5.1.3	Optimisation du temps de contact.....	41

5.2	Analyse des résultats.....	42
5.2.1	Dosage d’ozone	42
5.2.2	Concentration en H ₂ O ₂	44
5.2.3	pH optimal	46
5.2.4	Temps de contact.....	49
5.2.5	Analyses complémentaires	54
5.2.6	Conclusion de la phase 2	55
6	PHASE 3 – Étude approfondie.....	57
6.1	Plan expérimental	57
6.2	Analyse des résultats.....	59
6.2.1	Cinétique de réduction des composés.....	59
6.2.2	Analyse de la DBO ₅	62
6.2.3	Effet de matrice	63
6.2.4	Facteur d’échelle.....	66
6.3	Conclusions de la phase 3.....	68
7	PHASE 4 – Analyse économique.....	69
7.1	Coût de fonctionnement.....	69
7.2	Analyse de sensibilité	71
7.3	Coût d’implantation	72
8	CONCLUSION	75
	ANNEXE A - Exigences de la Ville de Sherbrooke	77
	ANNEXE B - Exigences de la Ville d’East Angus	83
	ANNEXE C – Analyses des eaux A de CRB.....	85
	ANNEXE D – Analyses des eaux B2 de CRB.....	91
	ANNEXE E – Essais de laboratoire, Phase 1	97
	ANNEXE F – Résultats obtenus en phase 1.....	99
	ANNEXE G – Résultats de DCO des phases 1 à 3	103
	ANNEXE H – Résultats obtenus en phase 2.....	109
	ANNEXE I – Résultats obtenus en phase 3	115
	ANNEXE J – Détails des OPEX	121
	RÉFÉRENCES	123

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Schéma des réactions de photocatalyse avec TiO_2	18
Figure 2.2 : 9 Procédés d'oxydation comparés dans l'étude.....	20
Figure 4.1 : Aspect visuel des eaux B ajustées aux 3 pH testés.....	28
Figure 4.2 : Variation du pH après 20 minutes d'oxydation (A : pH 3; 8 et 12,3. B : pH 12,3).....	32
Figure 4.3 : Réduction du PCP après 20 minutes d'oxydation (A : pH 3; 8 et 12,3. B : pH 12,3)	34
Figure 4.4 : Réduction de la DCO après 20 minutes d'oxydation (A : pH 3; 8 et 12,3. B : pH 12,3).....	37
Figure 5.1 : Variation du pH après 15 minutes d' O_3 en fonction du dosage d'ozone	43
Figure 5.2 : Réduction de la DCO après 15 minutes d' O_3 en fonction du dosage d'ozone.....	43
Figure 5.3 : Concentration en PCP après 15 minutes d' O_3 en fonction du dosage d'ozone.....	44
Figure 5.4 : Réduction de la DCO après 15 minutes de $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ en fonction de la concentration en H_2O_2 (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$)	45
Figure 5.5 : Concentration en PCP après 15 minutes de $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ en fonction de la concentration en H_2O_2 (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$)	45
Figure 5.6 : Quantité d'acide nécessaire pour diminuer le pH.....	46
Figure 5.7 : Variation du pH après 15 minutes de POA en fonction du pH initial (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L)	47
Figure 5.8 : Réduction de la DCO après 15 minutes de POA en fonction du pH initial (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L)	48
Figure 5.9 : Concentration en PCP après 15 minutes de POA en fonction du pH initial (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L)	48
Figure 5.10 : Variation du pH en fonction de la durée du POA (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L).....	49
Figure 5.11 : Concentration en PCP en fonction de la durée du POA (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L)	50
Figure 5.12 : Réduction de la DCO en fonction de la durée du POA (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L)	50
Figure 5.13 : Réduction de la DCO en fonction du délai d'ajout de H_2O_2 (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L)	51
Figure 5.14 : Influence de l'ozonation en alternance 5/5 sur le pH (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L).....	52
Figure 5.15 : Influence de l'ozonation en alternance 5/5 sur la concentration PCP (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L)	53
Figure 5.16 : Influence de l'ozonation en alternance 5/5 sur la réduction de la DCO (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L)	54
Figure 5.17 : Décoloration et décantation des MES pour 20 minutes de $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$	55
Figure 6.1 : Variation du pH sur 240 minutes de $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L).....	60
Figure 6.2 : Concentration en PCP sur 60 minutes de $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ (O_3 : 145 $\text{mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : 3,75 mg/L).....	60

Figure 6.3 : Réduction de la DCO sur 240 minutes de O ₃ /H ₂ O ₂ (O ₃ : 145 mg/L*min, H ₂ O ₂ : 3,75 mg/L)	61
Figure 6.4 : DBO ₅ après 0, 30 et 60 minutes de O ₃ /H ₂ O ₂ (O ₃ : 145 mg/L*min, H ₂ O ₂ : 3,75 mg/L) (Dilution 1:650)	63
Figure 6.5 : Effet de la matrice des eaux sur le pH avec O ₃ /H ₂ O ₂ (O ₃ : 145 mg/L*min, H ₂ O ₂ : 3,75 mg/L)	64
Figure 6.6 : Effet de la matrice des eaux sur la concentration en PCP avec O ₃ /H ₂ O ₂ (O ₃ : 145 mg/L*min, H ₂ O ₂ : 3,75 mg/L).....	65
Figure 6.7 : Effet de la matrice des eaux sur la réduction de la DCO avec O ₃ /H ₂ O ₂ (O ₃ : 145 mg/L*min, H ₂ O ₂ : 3,75 mg/L).....	66
Figure 6.8 : Réduction de la DCO dans le temps avec O ₃ /H ₂ O ₂ (O ₃ : 145 mg/L*min, H ₂ O ₂ : 3,75 mg/L)	67
Figure 7.1 : Diagramme des opérations pour les procédés O ₃ et O ₃ /H ₂ O ₂	74
Figure E. 1 : Essai de photolyse	97
Figure E. 2 : Essai Fenton.....	97
Figure E. 3 : Essai de photocatalyse TiO ₂	97
Figure E. 4 : Essai de peroxydation.....	98
Figure E. 5 : Essai d'ozonation	98
Figure G. 1 : DCO après 20 min de traitement.....	103
Figure G. 2 : DCO en fonction du dosage d'ozone.....	104
Figure G. 3 : DCO en fonction de la concentration en H ₂ O ₂	104
Figure G. 4 : DCO en fonction du pH	105
Figure G. 5 : DCO en fonction de la durée du traitement	105
Figure G. 6 : DCO en fonction du délai d'ajout d'H ₂ O ₂	106
Figure G. 7 : DCO en fonction de l'intervalle d'ozonation	107
Figure G. 8 : DCO en fonction du dosage, validation	107
Figure G. 9 : Cinétique de dégradation de la DCO	108
Figure G. 10 : DCO en fonction de la matrice des eaux.....	108
Figure G. 11 : DCO en fonction du facteur d'échelle	108
Figure I. 1 : DBO ₅ en fonction des dilutions et de la concentration en MES	118

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Exigences des villes de Sherbrooke et d'East Angus non respectées par les eaux A et B2 de CRB.....	3
Tableau 2.2 Liste des HAP présents dans les eaux A de CRB.....	7
Tableau 2.3: Potentiels d'oxydation des principaux oxydants en traitement des eaux.....	11
Tableau 3.1 : Valeurs initiales des paramètres d'eaux étudiés.....	23
Tableau 3.2 : Gradient utilisé dans la méthode de détection du PCP par UPLC-MS/MS	25
Tableau 3.3 : Ions ciblés par la méthode de détection du PCP par UPLC-MS/MS	25
Tableau 4.1 : Paramètres fixes pour la comparaison des divers procédés d'oxydation	27
Tableau 4.2 : Concentration en H ₂ O ₂ et ratio massique H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ utilisé pour Fenton	29
Tableau 5.1 : Paramètres optimisés en phase 2	39
Tableau 5.2 : Volume d'eau traitée en fonction du dosage d'O ₃ voulu	40
Tableau 6.1 : Extrapolation du temps nécessaire à la réduction de la DCO	62
Tableau 6.2 : Caractéristiques initiales des matrices d'eaux comparées.....	64
Tableau 7.1 : Détails des OPEX pour le procédé O ₃ /H ₂ O ₂	70
Tableau 7.2 : Analyse de sensibilité pour les OPEX des procédés O ₃ /H ₂ O ₂ et O ₃	71
Tableau 7.3 : Détails des appareils considérés dans les CAPEX	72
Tableau A. 1 : Concentrations maximales de contaminants admissibles dans un liquide	79
Tableau B. 1 : Exigences de la Ville d'East Angus	83
Tableau F. 1 : Valeurs initiales des eaux - Phase 1	99
Tableau F. 2 : Résultats de photolyse (UV)	99
Tableau F. 3 : Résultats de O ₃ /H ₂ O ₂	99
Tableau F. 4 : Résultats de photocatalyse (UV/TiO ₂).....	100
Tableau F. 5 : Résultats de H ₂ O ₂	100
Tableau F. 6 : Résultats de Fenton	101
Tableau F. 7 : Résultats de UV/H ₂ O ₂	101
Tableau F. 8 : Résultats d'ozonation.....	102
Tableau F. 9 : Résultats d'O ₃ /UV.....	102
Tableau F. 10 : Résultats d'O ₃ /UV/H ₂ O ₂	102
Tableau H. 1 : Valeurs initiales des eaux - phase 2.....	109
Tableau H. 2 : Résultats d'optimisation du dosage d'ozone, eaux B1	110
Tableau H. 3 : Résultats d'optimisation de la concentration en H ₂ O ₂	110
Tableau H. 4 : Résultats d'optimisation du pH pour O ₃	111
Tableau H. 5 : Résultats d'optimisation du pH pour O ₃ /H ₂ O ₂	111
Tableau H. 6 : Résultats d'optimisation du temps de traitement pour O ₃	112
Tableau H. 7 : Résultats d'optimisation du temps de traitement pour O ₃ /H ₂ O ₂	113
Tableau H. 8 : Résultats d'optimisation du délai d'ajout du H ₂ O ₂	113

Tableau H. 9 : Résultats de l’ozonation pas intervalles.....	114
Tableau H. 10 : Validation des dosages d'O ₃	114
Tableau I. 1 : Valeurs initiales des eaux - phase 3	115
Tableau I. 2 : Cinétiques.....	115
Tableau I. 3 : Effet de matrice	116
Tableau I. 4 : Impact du facteur d'échelle de 3.....	117
Tableau I. 5 : Dilutions pour DBO ₅ en fonction des valeurs de DCO des eaux B1	118
Tableau I. 6 : DBO ₅ sur les eaux B1	119
Tableau J. 1 : Besoin en ozone et en oxygène	121
Tableau J. 2 : Référence de prix et caractéristiques des produits (OPEX).....	122

LISTE DES ACRONYMES

Acronyme	Signification
CAPEX	Coût d'implantation /Capital expenditure
COT	Carbone organique total
CRB	CRB Innovations inc.,
DBO ₅	Demande biologique en oxygène à 5 jours
DCO	Demande chimique en oxygène
Fenton	H ₂ O ₂ /Fe ²⁺
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
H&G	Huiles et graisses
MES	Matières en suspension
OPEX	Coût de fonctionnement /Operating expenses
pH	Potentiel hydrogène
POA	Procédé d'oxydation avancée
SPE	Extraction en phase solide
UPLC	Chromatographie en phase liquide ultra performance
UV	Photolyse, Ultra-violet

1 INTRODUCTION

La compagnie CRB Innovations inc. (CRB) est une PME technologique se spécialisant dans la conversion de biomasse ligneuse en bioproduits et biocarburants. La biomasse utilisée est le bois traité. Ce type de bois est caractérisé par une forte contamination en biocides contenant notamment des composés phénoliques, dont le pentachlorophénol (PCP) ; des composés aromatiques polycycliques (HAP) ; des métaux lourds ; du phosphore et des huiles et graisses (H&G).

Les biocides permettent d'augmenter la durée de vie utile du bois, mais réduisent les possibilités de deuxième vie. Avant d'être exploité à nouveau, le bois doit être détoxifié et cette étape génère des eaux usées avec de fortes concentrations en contaminants. Au Québec, les rejets d'eaux usées sont normés par la *Loi sur la qualité de l'environnement* et par les règlements municipaux. Afin de se conformer, les eaux de détoxification de CRB doivent satisfaire à l'un ou l'autre des règlements sur le rejet d'eaux usées des villes de Sherbrooke ou d'East Angus. Ces règlements sont présentés aux Annexes A et B respectivement.

Dans le cadre de ce projet, l'efficacité de neuf procédés d'oxydation est testée sur les eaux usées de CRB. Parmi ceux-ci, certains sont des procédés d'oxydation avancée (POA). L'objectif est de définir si l'atteinte des exigences de rejet de l'une des villes mentionnées ci-dessus est possible par l'utilisation de ces procédés. Les POA permettent généralement une oxydation rapide et efficace en faisant intervenir les radicaux hydroxyles. Les procédés d'oxydation comparés utilisent la photolyse, l'O₃ ou le H₂O₂. Les procédés électrochimiques et sonochimiques ne sont pas étudiés. L'ensemble des neuf procédés d'oxydation comprend : la photolyse (UV), UV/TiO₂, H₂O₂/Fe²⁺ (Fenton), H₂O₂, UV/H₂O₂, O₃, O₃/UV, O₃/H₂O₂ et O₃/UV/H₂O₂.

Les divers contaminants présents dans les eaux de CRB sont reconnus pour être dégradés à divers niveaux par les POA. Leur dégradation est toutefois majoritairement étudiée pour des eaux faiblement contaminées. La matrice complexe des eaux de CRB et le fort taux de contamination modifie les interactions entre les oxydants et les contaminants. Ce mémoire

permet donc une vision claire des taux de dégradations en fonction de cette matrice d'eaux complexe.

Le projet est séparé en 4 phases distinctes : la comparaison des procédés, l'optimisation des deux procédés les plus prometteurs, l'étude approfondie du procédé le plus efficace et l'analyse économique préliminaire. Le prochain chapitre détaille les modes d'oxydation de chacun des procédés. La méthodologie employée est présentée dans le chapitre suivant. Les plans expérimentaux ainsi que les résultats et interprétations des phases 1, 2 et 3 sont présentés aux chapitres 4 à 6 respectivement. L'analyse économique préliminaire est présentée au chapitre 7. La conclusion et les recommandations quant à l'utilisation de procédé d'oxydation par la compagnie CRB Innovations suivent au chapitre 8.

2 ÉTAT DE L'ART

2.1 Contaminants principaux dans les eaux de CRB

La compagnie CRB travaille actuellement à l'optimisation de son procédé de détoxification et d'une étape de prétraitement afin de réduire la quantité d'eaux usées rejetées. La section 3.1 détaille les eaux A, B1 et B2 provenant de différents procédés de détoxification. Le changement du procédé de détoxification influence la concentration en contaminants, mais il est supposé que les contaminants ne respectant pas les exigences des villes de Sherbrooke et d'East Angus restent les mêmes. Avant traitement, les eaux usées de CRB ont un pH basique et contiennent plusieurs contaminants organiques et inorganiques ayant des concentrations au-dessus des exigences de rejet des villes. Le tableau suivant résume les critères étant dépassés par ces eaux. Les caractéristiques des eaux de CRB proviennent d'analyses effectuées par le Groupe Environnex en date du 17 décembre 2015 et du 14 novembre 2016 pour les eaux A et B2 respectivement. Ces analyses sont présentées aux Annexes C et D respectivement.

Tableau 2.1 : Exigences des villes de Sherbrooke et d'East Angus non respectées par les eaux A et B2 de CRB

Exigences non respectées	Eaux de CRB		Ville de Sherbrooke	Ville d'East Angus
	A	B2		
pH	12,3	12,5	5,5-9,5	6,0-9,5
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	888	2 577	---	400
Composés phénoliques (mg/l)	30 (PCP : 22,8)	> 2,85 (PCP : 2,67)	1	1
Huiles et graisses (mg/l)	169	Inconnue	150	30
HAP total (mg/l)	0,263	> 0,02	---	0,015
Arsenic total (mg/l)	2,78	Inconnue	1	1
Phosphore (mg/l)	242	Inconnue	100	10

Les caractéristiques respectives de ces contaminants sont présentées ci-dessous. Leurs comportements face aux divers procédés d'oxydation sont, pour leurs parts, présentés à la section 2.3.

2.1.1 Composés phénoliques

Les composés phénoliques sont caractérisés par leur noyau benzénique jumelé avec un ou plusieurs groupements hydroxylés, OH-. Les chlorophénols forment un sous-groupe où au moins un atome d'hydrogène est remplacé par un atome de chlore [Santé Canada, 2008]. Le pentachlorophénol (PCP) fait partie de ce sous-groupe alors que 5 atomes d'hydrogène sont remplacés par des atomes de chlore et que le 6^e hydrogène est remplacé par un groupement hydroxyle. Le PCP compte pour plus de 90 % des composés phénoliques présents dans les eaux de CRB.

La principale source de contamination de l'environnement au PCP provient du bois traité [Andres et al., 2011]. Le PCP est utilisé comme pesticide et est ajouté au bois traité afin d'en prolonger la durée de vie utile. Il est un composé organique peu volatil et bioaccumulable par les organismes aquatiques, particulièrement en milieu acide [Andres et al., 2011]. «La concentration létale provoquant 50 % de mortalité pour les poissons varie entre 20 µg/L et 600 µg/L» [ECCC, 2014].

Le PCP est biodégradable en conditions aérobies et anaérobies [Bhattacharya et al., 1996]. Sa biodégradation peut toutefois prendre des semaines en aérobiose et des mois en anaérobiose [Farrokhi et al., 2003]. L'utilisation de POA est favorable pour dégrader le PCP, car le temps de traitement peut ainsi être réduit par rapport à la biodégradation. Le PCP réagit également de manière considérable aux POA [Trapido et al., 1997, Engwall et al., 1999, Pera-Titus et al., 2004]. Sa dégradation et sa minéralisation par divers procédés d'oxydation sont détaillées à la section 2.3.

Les sous-produits générés lors de l'oxydation du PCP semblent être relativement constants. L'hydroquinone et le benzoquinone sont des sous-produits de base obtenus avec la plupart des procédés d'oxydation [Benitez et al., 2003, Chedeville et al., 2005, Akin Karci, 2013]. D'après ces mêmes références, ceux-ci qui se dégradent ensuite pour générer, entre autres, du chlore,

des composés organochlorés et des acides acétiques, oxaliques, carboxyliques et maléiques. L'utilisation de procédés d'oxydation pourrait donc favoriser une diminution du pH des eaux.

2.1.2 Hydrocarbures

Les hydrocarbures sont constitués exclusivement de carbones et d'hydrogènes. Ils sont les principaux composants du pétrole et des gaz naturels [Carey et Rogers, 2011]. Les caractéristiques physiques, chimiques et toxiques varient selon diverses sous-catégories d'hydrocarbures. Ils servent principalement de carburants, de lubrifiants et de matières premières des synthèses pétrochimiques [Lefèbre, 1978, Carey et Rogers, 2011]. Les principales sources de contamination de l'environnement par les hydrocarbures sont les industries pétrolières et les effluents des industries utilisant ces produits [CEAEQ, 2014c]. Les H&G et les HAP qui composent les eaux usées de CRB font partie de ce type de contaminant.

Huiles et graisses

Les H&G présentes dans les eaux de CRB cumulent les composés d'origine minérale, animale et végétale. Les H&G d'origine minérale en composent toutefois la majorité sinon la totalité. Elles sont caractérisées par leur non-miscibilité avec l'eau et se composent d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques [CEAEQ, 2014c]. Le nombre de carbones présent dans la composition différencie les huiles des graisses. Les premiers en contiennent en 17 et 22 alors que les seconds en contiennent plus de 22 [CEAEQ, 2014c].

Leur présence dans l'environnement influence directement la qualité de vie des êtres vivants [Jin et Hong, 2009]. La présence d'un litre d'huile peut recouvrir une superficie de 1 km² d'eau et empêcher l'oxygénation de la faune et de la flore sur plusieurs années [Bettati, 2012]. Les huiles et les graisses engorgent également les procédés de filtration des stations de traitement d'eaux en plus de nuire fortement aux procédés biologiques de traitement des eaux [Bettati, 2012]. Dans le cas des eaux de CRB, il y a émulsion des H&G et leur séparation des eaux est donc plus complexe.

Il existe différents moyens pour nettoyer une eau de ses H&G. Les procédés de flottation et coagulation/floculation peuvent réduire les concentrations de plus de 90 % [Yu et al., 2013]. La biodégradation est également possible tout comme les procédés de nanofiltration [Yu et al.,

2013]. Les procédés d'oxydation peuvent également réduire les concentrations en H&G dans l'eau [Gunukula et Tittlebaum, 2001, Jin et Hong, 2009].

Pour les eaux de CRB, un prétraitement physico-chimique est effectué avant le procédé d'oxydation. Celui-ci permet possiblement de réduire les concentrations en H&G. Dans le cadre de ce projet, le suivi des H&G n'est toutefois pas étudié davantage. Des analyses ultérieures devront être effectuées pour assurer un respect de ces exigences.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les HAP sont des hydrocarbures ayant au moins deux cycles benzéniques dans leur constitution [Lefèbvre, 1978]. Ils proviennent de la combustion incomplète de matières organiques, ou de processus de pyrolyse [Mouton, 2008]. Les HAP sont majoritairement peu solubles et hydrophobes [Bernal-Martinez, 2005]. De ce fait, ils ont tendance à s'adsorber à la matière organique ou aux sédiments et particules dans l'eau.

Comme le PCP, leur provenance est principalement anthropique [Bernal-Martinez, 2005, Besnault et Martin, 2011]. Ces contaminants sont présents dans l'environnement sous forme de cocktail d'HAP [Mouton, 2008]. De ce fait, même s'ils ne sont présents qu'en faibles quantités, leurs impacts sur les écosystèmes sont mal connus. De nombreux HAP sont reconnus comme étant cancérigènes, perturbateurs endocriniens, mutagènes et toxiques pour certaines plantes et animaux. Cela laisse présager un impact néfaste sur l'être humain également [Mouton, 2008].

Dans les eaux A de CRB, la somme des HAP détectés est de 263 µg/L. Le détail des proportions est présenté au tableau 2.1. Le potentiel redox du HAP le plus concentré, le phénanthrène, est de 1,5 V [Camarero et al., 2008].

Tableau 2.2 Liste des HAP présents dans les eaux A de CRB

HAP	Concentration (ug/L)
Phénanthrène	101
Fluoranthène	43,9
Acénaphène	29,6
Fluorène	28,9
Pyrène	28,4
Anthracène	12,1
Naphtalène	9,65
Chrysène	4,88
Benzo(a)anthracène	4,63

L'efficacité des procédés de dégradation varie selon la structure des HAP. Ceux formés de cycles de 5 carbones sont plus difficilement oxydables alors que ceux ayant une masse moléculaire plus faible sont plus facilement dégradables et se solubilisent davantage dans l'eau. [Bernal-Martinez, 2005]. Les HAP sont toutefois majoritairement réfractaires à la biodégradation [Wen et al., 2002].

Il existe deux méthodes principales pour éliminer les HAP de l'eau. La première consiste à adsorber les HAP et les faire décanter. La deuxième est de solubiliser davantage les HAP afin de les dissoudre complètement et de pouvoir les dégrader par POA [Bernal-Martinez, 2005]. Un système de flottation peut aussi être utilisé afin d'éliminer les HAP et les métaux d'une matrice de sol et d'eau [Mouton, 2008]. Les particules hydrophobes sont ainsi attirées vers le haut en se fixant aux bulles d'air alors que les particules hydrophiles restent dans l'eau et le sol.

Le prétraitement physico-chimique effectué par CRB permet possiblement de réduire les concentrations en HAP. Dans le cadre de ce projet, leur suivi n'est pas étudié davantage. Des analyses ultérieures devront être effectuées pour assurer un respect de ces exigences.

2.1.3 Arsenic

L'arsenic est un métalloïde présent dans l'eau sous forme inorganique, soit lié à l'oxygène, au chlore ou au soufre. Ce contaminant est reconnu comme étant toxique pour l'être humain. Des effets sur la santé humaine peuvent être remarqués à des concentrations de 10 à 50 µg/L [Davey et al., 2007]. Certaines formes de cancers et des problèmes cardiovasculaires, neurologiques et

endocriniens sont aussi reliés à des contaminations à l'arsenic [Zaw et Emmett, 2002, Sorlini et al., 2014].

L'arsenic n'est pas biodégradable et sa toxicité dépend de son niveau d'oxydation [Burnol et al., 2006]. L'As(III) devrait donc être transformé en As(V) afin d'être récupéré plus facilement et de façon sécuritaire. En effet, l'As(V) est un composé plus stable [Zaw et Emmett, 2002] et de 50 à 60 fois moins toxique que l'As(III) [Khoe et al., 1998, Yang et al., 1999]. En conditions neutres, il a également un taux d'adsorption plus élevé, car il est présent sous forme d'acide arsénique ayant une charge négative. L'As(III) est, pour sa part, présent sous forme d'acide arsénieux ayant une charge neutre.

Il existe différentes méthodes pour enlever l'arsenic dans l'eau. Les principales sont la précipitation, la coagulation/floculation et l'adsorption [Bissen et Frimmel, 2003, Adams et al., 2005].

Pour les eaux de CRB, le prétraitement physico-chimique est effectué dans le but de réduire les concentrations en métaux dans les eaux. Celui-ci permet de réduire ces concentrations sous les exigences des villes de Sherbrooke et d'East Angus. L'enlèvement de l'arsenic n'est donc pas étudié davantage dans ce mémoire.

2.1.4 Phosphore

Le phosphore est un oligoélément essentiel à la vie sous toutes ses formes. Il existe trois types de phosphore à l'état solide : rouge, noir et blanc. Ce dernier est fortement réactif et toxique [UDPPC, 2016]. Dans l'eau, le phosphore est présent sous forme inorganique, essentiellement des polyphosphates, et organique [Deronzier et Choubert, 2004].

Le phosphore est abondamment utilisé comme engrais dans l'industrie agroalimentaire et dans les produits d'entretien ménager. Or sa présence en grande quantité dans l'environnement amplifie le phénomène d'eutrophisation des cours d'eau. Afin de pallier ce problème, une diminution de phosphore dans les effluents d'eaux usées est nécessaire. Les concentrations acceptables varient cependant d'une ville à l'autre [Ville de Sherbrooke, 2007, CMM, 2012].

Les degrés d'oxydation du phosphore varient de -III à +V [UDPPC, 2016]. L'oxydation ne permet toutefois pas d'éliminer le phosphore de l'eau et n'apporte pas d'avantage pour la récupération de celui-ci non plus [Deronzier et Choubert, 2004, Legros et Villain, 2004]. Ce contaminant doit être éliminé par voie biologique ou physico-chimique.

La voie biologique permet une élimination moyenne du phosphore entre 50 et 70 % [Deronzier et Choubert, 2004]. Elle doit alors être couplée au procédé physico-chimique pour respecter les exigences de rejet des municipalités. Les procédés physico-chimiques sont, quant à eux, assez efficaces pour être utilisés seuls, mais ils augmentent la quantité de boues de 15 % à 40 % [Legros et Villain, 2004]. Ils sont donc utilisés seuls dans les entreprises ou les villes de petites dimensions et couplés à la voie biologique pour de plus grands volumes d'exploitation.

Il est possible que le prétraitement physico-chimique effectué par CRB permette de réduire suffisamment la concentration en phosphore pour répondre aux exigences. Cette hypothèse n'est toutefois pas encore validée à ce jour. En d'autres cas, il est peu probable que les procédés d'oxydation permettent une réduction de la concentration en phosphore. Celle-ci n'est pas étudiée davantage dans ce mémoire.

2.2 Agents oxydants et radicaux hydroxyles

Les procédés d'oxydation sont utilisés de plus en plus fréquemment comme système de traitement ou de désinfection des eaux. Leurs principaux avantages sont la rapidité du traitement et la possibilité de minéraliser les contaminants. Dans un cas idéal, tous les composés sont minéralisés et donc transformés en eau, en dioxyde de carbone et en sels minéraux [Lescano et al., 2011]. En d'autres cas, il est possible que les contaminants ne soient pas totalement minéralisés et qu'ils se transforment en composés plus facilement biodégradables. Leur transformation en sous-produits plus toxiques est également possible, mais non désirable [Oturán et al., 2004].

Certains oxydants sont sélectifs et ne s'attaquent qu'à des groupes précis de contaminants. L'utilisation de ces oxydants dans les procédés d'oxydation traditionnelle fait en sorte que certains contaminants sont réfractaires au traitement. Afin d'augmenter le taux d'oxydation, le jumelage de plusieurs oxydants entre eux ou avec un catalyseur est possible. En créant ces

combinaisons, chaque oxydant réagit directement avec les contaminants. Ils réagissent également entre eux pour créer d'autres types d'oxydants plus réactifs : les radicaux. Les procédés d'oxydation avancée (POA) sont basés sur cette approche afin de créer des radicaux hydroxyles (OH^\bullet) qui ont un fort pouvoir oxydant.

Les radicaux hydroxyles sont instables avec une durée de vie d'à peine un dixième de microseconde [Tugba et Idil, 2013]. Ils oxydent rapidement les composés qui leur sont adjacents sans être sélectifs. Ils réagissent entre autres avec des composés habituellement réfractaires en s'attaquant aux doubles liaisons C-C et aux noyaux aromatiques [Zaviska et al., 2009, Oram, 2014]. Trois types de réactions régissent les interactions entre les radicaux OH^\bullet et les contaminants : les radicaux OH^\bullet peuvent prendre un atome d'hydrogène, se jumeler à une double liaison éthylénique ou aromatique ou faire un transfert d'électron [Oturán et al., 2004]. De nombreux composés organiques, inorganiques et bactériens sont donc oxydés par ces radicaux en utilisant les POA.

Des réactions de propagation en chaînes se produisent à la suite de la réaction d'initiation créant les radicaux OH^\bullet . Celles-ci génèrent d'autres radicaux tels que HO_2^\bullet , O_2^\bullet , O^\bullet qui permettent également de dégrader les contaminants. Ils sont toutefois moins réactifs que les radicaux OH^\bullet [Zaviska et al., 2009]. Les réactions de propagation ont généralement lieu jusqu'à ce que les radicaux réagissent entre eux pour se stabiliser [Homby et Peach, 1997].

Certains des radicaux générés n'oxydent pas les contaminants, mais agissent plutôt en complémentarité avec les radicaux hydroxyles. C'est le cas notamment du radical superoxyde qui est un réducteur au lieu d'un oxydant [Teel et Watts, 2002]. Ces radicaux réducteurs réagissent entre autres avec les contaminants hautement oxydés, tels que le carbone tétrachlorure ou l'hexachlorohétane, qui sont réfractaires aux procédés d'oxydation [Teel et Watts, 2002, Smith et al., 2006]. Ils sont présents dans de nombreux POA, dont Fenton et UV/ O_3 , et permettent ainsi un traitement plus complet pour des eaux fortement contaminées [Teel et Watts, 2002, Smith et al., 2004]. Les types de radicaux et autres oxydants créés lors des procédés sont influencés par divers facteurs comme le POA, le pH, etc.

Plus le degré d'électronégativité des oxydants est élevé, plus leur pouvoir oxydant est grand [Dubreuil et al.]. Le potentiel d'oxydoréduction des radicaux OH[•] est de 2,80 V. Ils sont donc parmi les oxydants les plus puissants qui sont utilisés pour le traitement des eaux [Neyens et Baeyens, 2003]. Le tableau 2.1 présente les potentiels d'oxydation de ces principaux oxydants.

Tableau 2.3: Potentiels d'oxydation des principaux oxydants en traitement des eaux

Espèces oxydantes	Potentiel d'oxydation (V)	Référence
F ₂ /F ⁻	2,87	[Dubreuil et al., 2006]
OH [•] /H ₂ O	2,81	(Gherrou, 2011)
O ₃ /O ₂	2,07	(Gherrou, 2011)
H ₂ O ₂ /H ₂ O	1,77	[Dubreuil et al., 2006]
Cl ₂ /Cl ⁻	1,36	[Dubreuil et al., 2006]
O ₂ /H ₂ O	1,23	[Dubreuil et al., 2006]

2.3 Procédés d'oxydation

Les POA peuvent être séparés selon leurs diverses caractéristiques. Ces classements ne sont que théoriques et ne posent aucune barrière aux jumelages possibles. Une division généralement admise est présentée ici en quatre points [Gherrou, 2011] :

1. Les procédés d'oxydation chimique en phase homogène
2. Les procédés d'oxydation photo-catalytique
3. Les procédés d'oxydation sonochimique
4. Les procédés d'oxydation électrochimique.

Dans le cadre de ce projet, seuls les deux premiers types de POA sont comparés et expliqués.

Les POA ont un taux de minéralisation variable en fonction des contaminants, des oxydants et de leurs concentrations respectives. La matrice des eaux et l'alcalinité sont aussi des facteurs influents. En conditions non optimales, une partie des radicaux OH[•] peut réagir avec des composés inoffensifs ce qui réduit leur disponibilité pour les contaminants ciblés [Munter, 2001,

Zaviska et al., 2009]. D'autres paramètres, dont le pH, la température et la turbidité, influencent directement l'efficacité des POA. Leurs impacts sont expliqués dans les sections suivantes puisque ceux-ci varient en fonction des POA.

Une DCO inférieure à 5 g/L est plus avantageuse pour ce type de traitement. En d'autres cas, la demande en réactif augmente et les POA deviennent plus coûteux [Bouafia-Chergui et Alloune, 2007]. Une analyse des eaux de CRB indique une DCO d'environ 7 g/L. Cette concentration laisse penser qu'une quantité plus importante de réactif serait nécessaire pour réduire complètement la DCO. Cela ne permet toutefois aucune hypothèse quant à la rapidité d'oxydation des autres contaminants ciblés. De plus, aucune exigence n'est établie par les villes concernant la DCO. Celle-ci est utilisée comme un indicateur de la contamination globale des eaux.

Peu d'études portent sur le rendement des POA pour des eaux comprenant un ensemble complexe de contaminants qui serait représentatif des eaux de CRB. Les résultats présentés dans cette section se rapportent en partie à des eaux synthétiques ayant de faibles degrés de contamination. Les eaux provenant de l'industrie pétrolière ont toutefois de grandes ressemblances avec les eaux de CRB. En effet, celles-ci se composent de phénols, de HAP, de H&G et de métaux [Hu et al., 2013]. Certaines études portant sur ce type d'eaux usées sont donc mentionnées dans ce mémoire.

Les prochaines sous-sections expliquent le mode d'action des divers procédés d'oxydation testés ainsi que leur efficacité sur les contaminants des eaux de CRB.

2.3.1 Photolyse

La photolyse par rayonnement UV est une technologie simple et propre. Elle est déjà implantée dans de nombreuses stations de traitement des eaux au Québec [MDDELCC, 2014]. Ce procédé permet de désinfecter l'eau et d'augmenter la capacité d'oxydation des composés organiques [Oturán et al., 2004]. Il n'est toutefois pas un procédé d'oxydation avancée.

Dans un POA, la photolyse des agents oxydants comme l' O_3 ou le H_2O_2 permet la création de radicaux OH^\bullet [Zaviska et al., 2009]. Toutes les longueurs d'onde n'ont toutefois pas la même capacité à générer ces radicaux. Une longueur d'onde de 310 nm et moins favorise la production

de ceux-ci [Legrini et al., 1993]. La longueur d'onde généralement utilisée est de 254 nm [Oturán et al., 2004]. À ce stade, l'absorption est maximale par les micro-organismes pour la désinfection et par l' O_3 et le H_2O_2 pour la création de radicaux hydroxyles [Legrini et al., 1993, Lenntech, 2016a].

Pour être efficaces, les rayons UV doivent traverser l'eau à traiter. Dans une eau fortement turbide, leurs impacts sont limités aux contaminants et aux oxydants situés à proximité des lampes UV [Gogate et Pandit, 2004, Zaviscka et al., 2009]. Une eau turbide risque également d'encrasser les lampes. Dans le cas de CRB, cela pourrait être un facteur limitant l'efficacité de ce procédé. En effet, les mesures de turbidité des eaux se sont élevées à plus de 1 850 UTN. À titre indicatif, l'eau de distribution au Québec ne doit pas dépasser une turbidité de 5 UTN [INSPQ, 2016].

En eau claire, la photolyse reste un moyen efficace de dégradation du PCP. Cette méthode, dépendante du pH, permet une dégradation plus rapide du PCP en milieu basique [ECCC, 2014]

2.3.2 Ozone

L'ozone est un oxydant puissant lorsqu'il est dissous dans l'eau. C'est un composé dont l'instabilité est influencée par le pH. Plus le milieu est basique, plus sa vitesse de décomposition est grande et moins il est sélectif [Munter, 2001, Gogate et Pandit, 2004].

Il existe deux types d'oxydation par l'ozone. La réaction directe correspond à l'action de l' O_3 sur les contaminants. La réaction indirecte est l'action des radicaux OH^\bullet créés lors de la décomposition de l' O_3 [Besnault et Martin, 2011]. Lorsque l' O_3 est utilisé à pH élevé, les deux types de réactions entrent en jeu. Le jumelage de l'ozone avec un autre oxydant permet également de créer des radicaux OH^\bullet et de faire intervenir la seconde réaction [Munter, 2001]. L'ozone permet d'oxyder un bon nombre de substances organiques, dont les composés aromatiques et ceux ayant de doubles liaisons [Lenntech]. La réaction avec la majorité des composés inorganiques est également rapide et efficace.

Une comparaison de diverses recherches, effectuées entre 1995 et 2002 et portant sur les POA, rapporte que l' O_3 est le procédé le plus efficace pour la dégradation des chlorophénols [Pera-Titus et al., 2004]. À pH 9,5, un pourcentage de dégradation du PCP de 85 % est possible dans

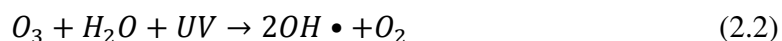
les 5 premières minutes [Trapido et al., 1997]. Le pourcentage de minéralisation n'est toutefois pas mentionné. Une diminution de pH de 2,7 est aussi observée dans cette étude.

C'est principalement la réaction directe de l'O₃ qui réagit avec le PCP [Hong et Zeng, 2002]. Par la suite, les sous-produits sont dégradés à la fois par les réactions directes et indirectes. Les sous-produits créés par l'oxydation avec l'O₃ deviennent davantage biodégradables avec un temps de traitement supérieur à 20 minutes [Hong et Zeng, 2002].

L'efficacité de l'O₃ sur les HAP est plus faible en milieu basique, mais il n'y a pas de consensus sur le pH optimal [Bernal-Martinez, 2005]. L'O₃ favorise toutefois la solubilisation des HAP. Une dégradation de 50 à 100 % d'un grand nombre d'entre eux est donc réaliste pour un traitement de 2 heures à pH 7 [Zeng et Hong, 2002]. Parmi ces HAP, on retrouve le naphthalène, le phénanthrène, le pyrène et le benzo[a]pyrene. Des tests de toxicité ont été effectués sur la létalité des bactéries *E. Coli* et *V. fischeri* à la suite de l'ozonation de certains HAP. Les produits et sous-produits du benzo[a]pyrène, du chrysène et du fluorène n'ont pas eu d'effet négatif sur le développement de ces espèces [Jamroz et al., 2003]. L'utilisation de l'O₃ sur une eau provenant de l'industrie pétrolière permet aussi une réduction significative des hydrocarbures et de la DCO [Gunukula et Tittlebaum, 2001]. L'équation 2.1 décrit la réaction d'initiation de l'ozone en milieu basique.



L'ozone peut être jumelé à un catalyseur, mais les résultats sur le sujet sont peu nombreux et laissent croire que cette combinaison n'améliore pas le rendement du procédé [Poyatos et al., 2010]. L'équation 2.2 décrit la réaction d'initiation du procédé O₃/UV.



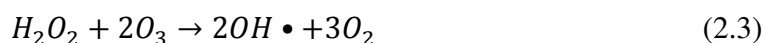
2.3.3 Peroxydation

Le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) est un oxydant puissant bien qu'il ne soit pas un POA. Utilisé seul, il obtient toutefois un faible taux de dégradation pour des eaux ou des composés complexes [Neyens et Baeyens, 2003]. Lorsqu'il est utilisé dans un POA, la formation de radicaux OH•

devient la réaction prédominante. Son utilisation est avantageée par sa simplicité, sa solubilité totale dans l'eau et son faible coût d'achat [Oturán et al., 2004]. Un excès en H₂O₂ réduit toutefois l'efficacité du procédé. L'excédent réagit alors avec les radicaux OH• et réduit leur disponibilité [Besnault et Martin, 2011].

Le procédé O₃/H₂O₂ est actuellement utilisé en industrie [Zaviska et al., 2009]. La décomposition du H₂O₂ et la formation de OH• sont à leur maximum au pH de 11,5 [Nilvebrant et Björklund Jansson, 2005]. Les principales restrictions de ce procédé sont la solubilité de O₃ et la forte demande énergétique nécessaire à sa formation [Oram, 2014].

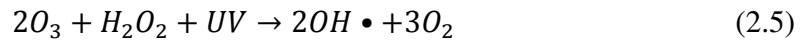
Il est également possible d'ajouter le H₂O₂ à retardement. Cette méthode permet parfois de tirer profit du caractère plus sélectif de l'ozone en début de procédé. L'ozone vise particulièrement les contaminants contenant de doubles liaisons ou des groupements aromatiques alors que les liaisons simples ne sont pas affectées [Gogate et Pandit, 2004, Besnault et Martin, 2011]. À la suite de l'ajout du H₂O₂, l'ozone réagit pour former davantage de radicaux OH° qui n'ont pas ce trait sélectif et qui peuvent donc s'attaquer à l'ensemble des contaminants restants. Ajouter le H₂O₂ après un certain temps peut permettre d'optimiser le procédé en prenant avantage de chacun des oxydants créés [Munter, 2001]. L'équation 2.3 décrit la réaction d'initiation du procédé O₃/H₂O₂.



Le procédé UV/H₂O₂ est aussi plus avantageux en un milieu basique. À des pH supérieurs à 10, l'absorption des UV par le H₂O₂ est plus élevée et la formation de radicaux OH• est ainsi accélérée [Zaviska et al., 2009]. Tel que mentionné à la section 2.3.1, la longueur d'onde de 254 nm est la plus avantageuse pour la création de radicaux OH• [Poyatos et al., 2010, KWR et WRF, 2011]. L'équation 2.4 décrit la réaction d'initiation du procédé UV/H₂O₂.



Enfin, le couplage O₃/UV/H₂O₂ est considéré comme l'un des POA les plus efficaces pour le traitement d'eaux grandement contaminées [Esplugas et al., 2002]. L'équation 2.5 décrit la réaction d'initiation principale de ce POA.



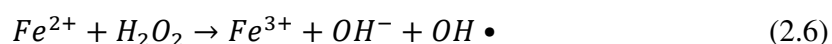
2.3.4 Fenton

Le procédé Fenton est basé sur la combinaison de H₂O₂ et d'un catalyseur, le fer sous forme Fe²⁺. Le fer permet de nouvelles voies de création d'espèces radicalaires en plus d'accélérer les réactions [Oturán et al., 2004]. Comme pour le H₂O₂, un excès de fer est inhibiteur, car il réagit avec les radicaux hydroxyles et diminue leur disponibilité [Oturán et al., 2004]. La nécessité d'un pH d'environ 3 est l'inconvénient majeur de ce POA. En augmentant le pH, le Fe²⁺ s'oxyde et précipite ce qui diminue l'activité catalytique et empêche la création de nouveaux radicaux [Gogate et Pandit, 2004, Zaviska et al., 2009]. L'accumulation de boues d'hydroxydes de fer lors de la neutralisation des eaux est aussi un inconvénient de ce POA [Oturán et al., 2004].

Le procédé Fenton peut également être modifié partiellement en ajoutant un chélatant, en utilisant un autre type de catalyseur ou en modifiant les proportions d'entrants du procédé [Neyens et Baeyens, 2003, Smith et al., 2004, Zaviska et al., 2009]. Dans certains cas, ces modifications permettent de rendre le procédé plus avantageux en fonction des eaux à traiter. C'est le cas notamment lorsque les eaux contiennent initialement une concentration en fer ou autres catalyseurs comme le cuivre ou l'aluminium par exemple [Zaviska et al., 2009]. La présence de chélatant permet, pour sa part, de garder le fer soluble à des pH plus basiques. Cela permet ainsi une efficacité du procédé Fenton sur plus grand éventail de pH [Zaviska et al., 2009].

Comme mentionné à la section 2.2, les POA permettent la formation d'autres types de radicaux qui agissent à titre d'oxydant ou à titre de réducteur [Teel et Watts, 2002]. Les types de radicaux créés varient entre autres en fonction du POA et du pH. En milieu basique, le procédé Fenton génère peu de OH[•], mais la création de superoxydes est favorisée [Smith et al., 2004]. À pH 14, sa demi-vie est toutefois de 110 min [Smith et al., 2004].

En milieu acide, le procédé Fenton permet une dégradation de 95 % du PCP dans les premières minutes de traitement [Farrokhi et al., 2003, Zimbron et Reardon, 2009]. Dans ces études, les pourcentages de réduction du carbone organique total (COT) et de la DCO sont toutefois de 20 % et 30 % respectivement après 10 heures. Cela indique une transformation en contaminants secondaires plutôt qu'une minéralisation. Les sous-produits seraient toutefois plus biodégradables et moins toxiques que le PCP [Farrokhi et al., 2003]. L'ajout d'une étape de biodégradation à la suite du procédé est une option à considérer. Son utilisation pour une eau provenant de l'industrie pétrolière permet aussi une réduction significative des HAP, des phénols, de la DCO et du COT [Hasan et al., 2012, Hu et al., 2013]. L'équation 2.6 décrit la réaction d'initiation au procédé Fenton. Comme pour les autres POA, d'autres réactions de propagation entrent en jeu par la suite. Dans le présent mémoire, seules les réactions d'initiation sont présentées.



Les eaux de CRB ont un pH avoisinant 12. La demande en acide nécessaire pour réduire le pH à 3 et les coûts relatifs sont non négligeables. Une telle procédure dans un cadre industriel est peu recommandée, mais sera tout de même étudiée.

2.3.5 Photocatalyse

La photocatalyse se base sur la photo-excitation d'un semi-conducteur. Pour que la réaction ait lieu, l'énergie émise par les rayons UV doit être supérieure ou égale à l'énergie de gap du semi-conducteur. Cela correspond à l'énergie requise pour qu'un électron passe de la bande de valence à la bande de conduction. Il y a ainsi création de sites permettant la formation de radicaux OH^\bullet et favorisant les réactions d'oxydation à la surface du semi-conducteur [Bouafia-Chergui et Alloune, 2007]. Les radicaux OH^\bullet sont encore une fois le mode dominant d'oxydation. Pour assurer l'efficacité du POA, la température doit être gardée sous les 80°C [Gogate et Pandit, 2004]. L'influence du pH est également importante, mais son optimisation varie selon les types de contaminants et de catalyseur. Des expériences en laboratoire sont recommandées afin d'obtenir le pH optimal selon chaque situation [Gogate et Pandit, 2004].

Le dioxyde de titane (TiO₂) est le photo-catalyseur le plus couramment utilisé, car il est facile à produire, peu coûteux, chimiquement et biologiquement inerte et il est l'un des rares semi-conducteurs réactifs aux rayons UV [Zaviska et al., 2009]. Le TiO₂ est photo-excité par des longueurs d'onde égale ou inférieure à 385 nm [Yang et al., 2004, Agustina et al., 2005]. L'utilisation du rayonnement solaire permet de rendre ce procédé plus accessible dans certaines régions en diminuant les coûts énergétiques [Gogate et Pandit, 2004]. La figure 2.1 schématise les réactions de photo-excitation du TiO₂.

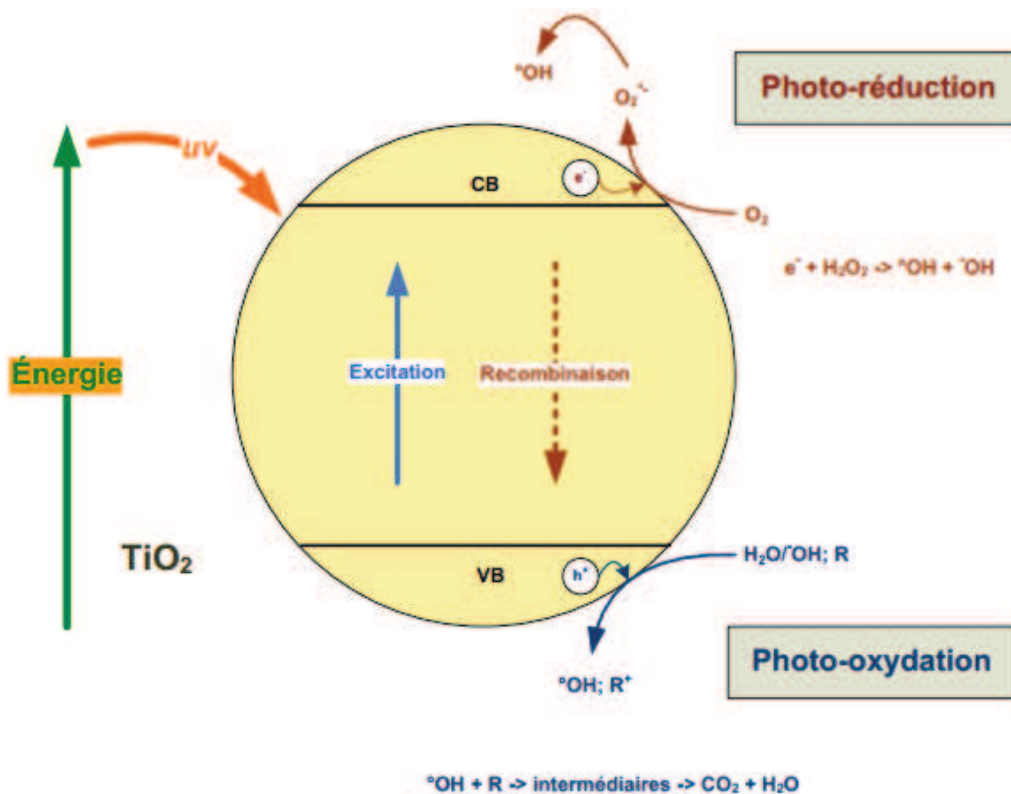


Figure 2.1 : Schéma des réactions de photocatalyse avec TiO₂

Tirée de [Zaviska et al., 2009]

L'efficacité de la photocatalyse à grande échelle est faible étant donné qu'un grand volume d'eau capte davantage les rayons UV et qu'il est difficile de fournir une radiation uniforme aux catalyseurs [Gogate et Pandit, 2004]. Cet aspect reste encore à être optimisé afin de rendre ce procédé viable en industrie. Une eau turbide apporte également cette problématique.

Le catalyseur peut être utilisé sous forme particulaire ou fixe. Les avantages liés à la forme particulaire résident en sa simplicité d'utilisation et sa grande surface spécifique. Le TiO_2 particulaire peut être maintenu en suspension par mélange mécanique ou magnétique ou par injection d'air [Gogate et Pandit, 2004]. Il doit toutefois être séparé des eaux en fin de traitement.

La dégradation du PCP par UV/ TiO_2 semble plus grande que par photolyse seule [Quan et al., 2007]. Cette étude utilise toutefois des nanotubes de TiO_2 au lieu de particules de TiO_2 . Au pH 7, le pourcentage de dégradation du PCP obtenu est de 65 % avec UV/ TiO_2 et de 45 % pour la photolyse. Les pourcentages d'enlèvement du TOC ne sont pas mentionnés.

Pour la dégradation du fluorène, du phénanthrène et du pyrène combiné, la photolyse reste plus favorable que le couplage UV/ TiO_2 [Sabaté et al., 2001]. La minéralisation complète du phénanthrène seul est toutefois atteinte après 120 minutes de traitement UV/ TiO_2 [Wen et al., 2002]. Après 60 minutes, la réduction de la DCO est de près de 80 % et les sous-produits présents sont plus solubles et plus facilement dégradables que le phénanthrène [Wen et al., 2002]. Ce procédé a également démontré son efficacité de minéralisation contre divers pesticides et herbicides [Bouafia-Chergui et Alloune, 2007].

2.4 Objectifs du projet

L'objectif de cette maîtrise est de déterminer s'il est possible de détoxifier suffisamment les eaux usées de CRB, par procédés d'oxydation, afin qu'elles répondent à l'ensemble des critères de rejets dans les réseaux d'égouts sanitaires des villes de Sherbrooke ou d'East Angus. Tous les composés dépassant les normes et mentionnés à la section 2.1 ne sont pas étudiés dans le cadre de ce mémoire. Seuls le pH et la concentration en PCP, le composé phénolique principal, sont des éléments normés et étudiés. La DCO est également suivie puisqu'elle fournit un indice global de contamination des eaux. La concentration finale des autres contaminants dans les eaux devrait toutefois être validée par des analyses externes afin de s'assurer que toutes les exigences des villes de Sherbrooke et d'East Angus sont respectées. Cette partie n'est pas incluse au mémoire, car le laboratoire de génie de l'environnement de l'Université de Sherbrooke n'a pas l'ensemble des méthodes d'analyse pour faire ce suivi.

Les neuf différents procédés d'oxydation détaillés à la section 2.3, et présentés à la figure 2.2, sont testés sur les eaux de détoxification de CRB. Leur efficacité est ensuite comparée afin de s'attarder davantage sur les procédés les plus efficaces d'entre eux.

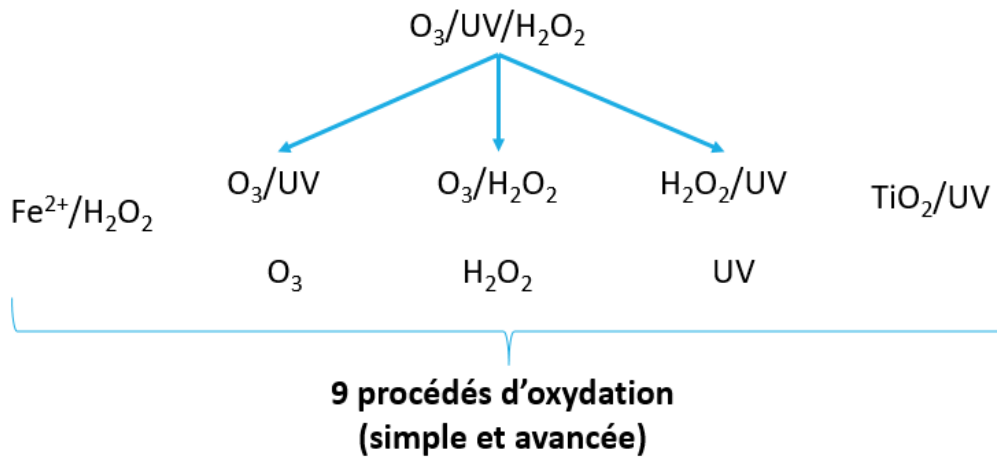


Figure 2.2 : 9 Procédés d'oxydation comparés dans l'étude

3 MÉTHODOLOGIE

Comme mentionné à la section 1, le projet est séparé en 4 phases distinctes. La première phase consiste à comparer neuf procédés d'oxydation sur des bases fixes pour faire ressortir les procédés les plus favorables pour la matrice d'eaux usées de CRB. Les procédés étudiés sont UV, UV/TiO₂, Fenton, H₂O₂, UV/H₂O₂, O₃, O₃/UV, O₃/H₂O₂ et O₃/UV/H₂O₂. La deuxième phase porte sur l'optimisation des 2 procédés les plus favorables. Les concentrations en réactifs, le pH et le temps de contact sont ainsi optimisés. La troisième phase correspond, quant à elle, à une étude approfondie du procédé final choisi. Les cinétiques de dégradation du PCP et de la DCO sont analysées. La DBO₅, l'impact de la matrice des eaux et celui du facteur d'échelle sont aussi étudiés à un certain niveau. Une analyse économique préliminaire du procédé permet finalement de valider sa viabilité en industrie à la quatrième phase.

Le suivi de tous les contaminants dépassant les exigences des villes n'a pas été effectué. Les aspects considérés pour l'ensemble du projet sont la capacité de réduction de la concentration en PCP, de la réduction de la DCO et l'impact sur la variation du pH.

Le suivi de la concentration en PCP est crucial, car celle-ci dépasse de plusieurs fois les exigences de rejet des villes de Sherbrooke et d'East Angus. Le PCP est le contaminant principal des eaux de CRB. Le suivi de la DCO est, pour sa part, un bon indice de la dégradation générale des composés organiques présents dans les eaux. Une forte diminution de la DCO augmente les possibilités de dégradation de l'ensemble des composés normés par les villes. La réduction du pH permet, quant à elle, de réduire directement les coûts du traitement en réduisant l'ajout d'acide.

Les modes de réalisation des essais sont présentés dans les sections « Plan expérimental » de chacun des chapitres suivants. Cela permet de bien différencier les techniques utilisées pour chacune des étapes.

3.1 Contamination initiale des eaux

La compagnie CRB travaille actuellement à l'optimisation de son procédé de détoxification des eaux afin de réduire la quantité d'eaux usées rejetées. Les eaux utilisées dans le cadre de ce projet sont celles provenant d'un nouveau procédé (procédé B ou eaux B). La caractérisation des eaux B du deuxième échantillonnage, B2, est présentée à l'Annexe D. La caractérisation des eaux B du premier échantillonnage, B1, est, quant à elle, inconnue.

Il est supposé que les contaminants organiques qui dépassent les exigences des villes de Sherbrooke et d'East Angus sont les mêmes pour les eaux B1 que pour les eaux provenant du procédé de détoxification utilisé précédemment (procédé A ou eaux A). Les concentrations en contaminants sont toutefois supposées plus élevées. La caractérisation des eaux A est présentée à l'Annexe C. Les caractérisations initiales des eaux ont été effectuées par un laboratoire agréé du Groupe Environnex de Longueuil, Québec. Les méthodes d'analyses qu'ils ont utilisées sont détaillées dans les Annexes correspondantes.

La compagnie CRB effectue une étape de prétraitement physico-chimique sur les eaux B. Elle permet d'enlever les métaux présents dans les eaux. Les concentrations en métaux n'ont donc pas à être suivies lors de ce projet.

La mesure de la DCO des eaux B1 a permis de confirmer une augmentation des composés organiques par rapport aux eaux A. Elle est ainsi passée de 3 500 mg O₂/L avec les eaux A à 7 335 mg O₂/L avec les eaux B1. Pour les eaux B2, la DCO est de 4206 mg O₂/L.

La contamination des eaux est directement liée au degré de contamination du bois traité utilisé en aval du procédé de détoxification. Les eaux usées ont donc des degrés de contaminations variables dans le temps. Les eaux A et B1 ont été recueillies le 29 juillet 2016. Les eaux B2 ont, elles, été recueillies le 29 octobre 2016.

Les eaux B1 sont utilisées pour l'ensemble du projet à l'exception d'une partie de la phase 2. Dans la section 5.2.4, la troisième partie de l'optimisation du temps de contact est faite sur les eaux B2. Ceci est imputé au trop petit volume d'eau B1. Les eaux A, B1 filtrées à 0,45 µm et B2 sont également utilisées à titre comparatif à la section 6.2.3.

Dans le cadre de ce projet, les trois paramètres suivis sont le pH, la concentration en PCP et la DCO. Les valeurs initiales mesurées, au laboratoire de l'Université de Sherbrooke, sont résumées et comparées aux exigences des villes de Sherbrooke et d'East Angus au tableau 3.1. Les exigences de rejets d'eaux usées des villes de Sherbrooke et d'East Angus sont présentées aux Annexes A et B respectivement.

Certains contaminants dépassant les exigences des villes ne sont pas suivis. Une analyse de ceux-ci en fin de traitement est nécessaire pour valider que les eaux répondent à l'ensemble des exigences des villes de Sherbrooke et d'East Angus. Parmi ceux-ci, on retrouve les composés phénoliques, les HAP, le phosphore, la DBO₅ et les H&G.

Tableau 3.1 : Valeurs initiales des paramètres d'eaux étudiés

Exigences	Eaux CRB			Ville de	Ville
	A	B1	B2	Sherbrooke	d'East Angus
pH	11,5	12,3	12,5	5,5-9,5	6,0-9,5
DCO (mg O ₂ /L)	3 500	7 335	4 206	---	---
PCP (mg/L)	22,8	47	2,67	1*	1*

1* Limite en composés phénoliques (mg/L)

3.2 Matériel de laboratoire

Le matériel utilisé pour faire les essais en laboratoire est le suivant :

- Un réacteur UV de marque Rayonet, modèle RPR-100 ;
- Un générateur d'ozone de marque Longevity Resources, modèle EXT 50 ;
- Une solution de H₂O₂ à 30% w/w de VWR (USA) CAS 7722-84-1 ;
- Une solution de fer, FeSO₄·7H₂O de EMD Chemicals (USA) CAS 77-63-0 à 40 g/L;
- Une solution de TiO₂, anatase, de taille 10-30 nm et de surface spécifique de 200-220 m²/g, de chez Nanostructured & Amorphous Materials Inc (USA) CAS 13463-67-7 à 50 g/L ;
- Des solutions de NaOH 5M et H₂SO₄ 1M sont utilisées pour modifier le pH des eaux, lorsque nécessaire ;
- Des bouteilles de verre de 100 et 250 mL ;

- Tubes de plastique de 50 mL VWR ;
- Cartouches C18 Sep-Pak Vac 1cc (WAT054955) pour SPE de Waters ;
- Filtres GVS Magna Nylon; membrane ronde 47 mm; 0,45 µm; 1213776.

3.3 Méthodes d'analyse

Le suivi du pH est effectué à l'aide d'un pH-mètre de la marque Mettler Toledo Modèle Five Easy FE20. Afin de s'assurer de la stabilité du pH, la mesure est prise 60 minutes après la fin des traitements.

La DCO est déterminée avec la méthode 8000 de la compagnie Hach (DOC316.53.01099). Cette méthode consiste à chauffer durant 2 heures les échantillons d'eaux combinés avec de l'acide sulfurique ; du bichromate de potassium, un fort agent oxydant ; des ions d'argent catalyseurs et du sulfate de mercure, qui réduit l'interférence avec le chlorure [Hach, 2014]. À ce moment, les produits organiques oxydables réduisent les ions dichromates ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) en ions chromiques verts (Cr^{3+}). Les tubes de réactifs utilisés correspondent à la gamme 20-1 500 mg O_2/L . Afin de quantifier l' O_2 consommé par litre d'eau, une mesure de la concentration en Cr^{3+} est donc effectuée par colorimétrie à une longueur d'onde de 620 nm [Hach, 2014]. Le résultat obtenu est défini en mg/L.

Une interférence peut avoir lieu si la concentration en chlorure est trop élevée dans les eaux. À ce moment, il est recommandé de diluer les eaux [Hach, 2014]. Comme une diminution d'au moins 1 : 5 est déjà effectuée, il est supposé qu'il n'y a pas d'interférence à ce niveau. De plus, chaque tube contient du sulfate de mercure afin d'éliminer le chlorure restant et de réduire l'interférence au maximum.

Certains composés peuvent également ne pas être complètement oxydés par cette méthode ce qui entraîne une sous-évaluation de la DCO totale. C'est le cas notamment des hydrocarbures aliphatiques à chaîne droite ne sont pas complètement oxydés et des composés organiques volatils peuvent s'évaporer [CEAEQ, 2014b].

Une dilution des eaux d'un facteur 10 est nécessaire pour avoir une DCO comprise dans la gamme 20-1 500 mg O_2/L . Dans la première phase, une seule mesure de DCO est effectuée par

duplicata. Elle est mesurée à partir d'un mélange de 2 mL d'eaux contenant 1 mL de chacun des essais. Pour les essais avec O₃ et/ou H₂O₂ combinés, une mesure est prise pour chaque essai. Lors des phases 2 et 3, une mesure de la DCO est effectuée pour chaque essai individuellement. Pour la 3^e phase, une dilution de 1:5 est possible étant donné la diminution des valeurs de DCO. Ces conditions permettent une meilleure précision des résultats.

L'analyse du PCP est effectuée par chromatographie en phase liquide ultra performance (UPLC). L'appareil utilisé est ACQUITY UPLC fabriqué par Waters. Une colonne Acquity UPLC, BEH C18, 1,7µm (21,5 X 50 mm) est utilisée en conditions neutres à 40°C. La phase mobile est composée de 60 % d'eau ultra pure et de 40 % d'un mélange méthanol/acétonitrile à un ratio 1:1. Le débit est de 0,4 mL/min, le volume d'injection est de 5 µL et le gradient utilisé est détaillé au tableau 3.2.

Tableau 3.2 : Gradient utilisé dans la méthode de détection du PCP par UPLC-MS/MS

Temps (min)	A (%)	B (%)
0	60	40
1	60	40
2,5	40	60
5,6	0	100
8	0	100
9	60	40
12	60	40

Les ions ciblés dans la méthode sont présentés au tableau 3.3.

Tableau 3.3 : Ions ciblés par la méthode de détection du PCP par UPLC-MS/MS

Parent	Fille	Cone (V)	Collision (V)
262,9	262,9	35	5
264,9	264,9	35	5
266,9	266,9	35	5
269,0	269,0	35	5

L'étalonnage de la méthode a été effectué à l'interne avec un coefficient de variation de l'échantillonnage de 9,5 %. La méthode a ensuite été validée avec la détermination de la limite de détection et de quantification ainsi que des tests de sensibilité et de linéarité. La limite de détection de la méthode est de 1,9 µg/L et la limite de quantification est 5 µg/L. La courbe de calibration est définie par des concentrations en PCP variant entre 1 ng/mL et 250 ng/mL avec un coefficient de corrélation 0,998. Cette méthode d'analyse a été développée dans le cadre du projet par M. Lounes Haroune, Ph. D. en chimie analytique.

Afin d'avoir des concentrations correspondant à la gamme de calibration utilisée, les eaux de CRB sont diluées. Dans la 1^{re} phase, celles de pH 3 sont diluées par un facteur 40 et celles de pH 8 et 12,3 sont diluées par 400. Dans la 2^e phase, les eaux sont diluées par un facteur 10 et dans la 3^e phase, aucun facteur de dilution n'est utilisé. Cela permet d'augmenter la limite de quantification et de réduire les marges d'erreur. Les dilutions sont effectuées après une extraction en phase solide (SPE) permettant de séparer le PCP des eaux usées. La SPE est requise également en 3^e phase.

Lors de la SPE, des cartouches C18 Sep-Pak Vac 1cc (WAT054955) sont utilisées. Pour le lavage et le conditionnement, 1 mL de méthanol et 1 mL d'eau déionisée sont utilisés. Les cartouches sont chargées avec 1 mL d'eaux contaminées. Un deuxième lavage est fait avec 2 × 1 mL d'eau déionisée, puis les cartouches sont asséchées. Pour la phase d'élution, 1 mL de méthanol est passé et récupéré dans des fioles de verre.

Afin de s'assurer que toutes les exigences des villes de Sherbrooke et d'East Angus sont respectées après les procédés d'oxydation, les eaux après traitement doivent être analysées par une firme externe. Les résultats de cette analyse ne sont pas compris dans ce mémoire, car les délais d'analyse dépassent la fin du présent projet. Un suivi sera effectué sur ce point par la compagnie CRB à la suite de la remise de ce mémoire.

4 PHASE 1 - COMPARAISON

4.1 Plan expérimental

Dans la première phase du projet, les neuf procédés d'oxydation sont comparés d'après leur capacité à réduire la concentration en PCP, la DCO et le pH. Cette première phase permet de comparer leur efficacité sur les eaux du procédé de détoxification B1 de CRB. La comparaison s'effectue selon les paramètres fixes qui sont présentés au tableau 4.1.

Tableau 4.1 : Paramètres fixes pour la comparaison des divers procédés d'oxydation

Paramètres	Valeurs fixes
Temps	20 min
Température	20°C ± 1
Agitation des eaux	100 rpm
Volume	20 mL

Les valeurs et les combinaisons de variables testées sont présentées aux figures de l'Annexe E. L'impact de chacune des variables est évalué en fixant les conditions à tour de rôle. Pour chacune des variables, 3 valeurs sont considérées.

Avant toute chose, les eaux de CRB sont filtrées à 0,45 µm afin d'avoir des concentrations initiales en contaminants les plus constantes possible. Les eaux sont ensuite séparées en 3 volumes. Les deux premiers volumes sont ajustés aux pH 3 et 8. Le pH du troisième volume n'est pas modifié. Lors des essais, seul le surnageant est utilisé. La figure 4.1 montre l'aspect visuel de chacun des volumes d'eau.

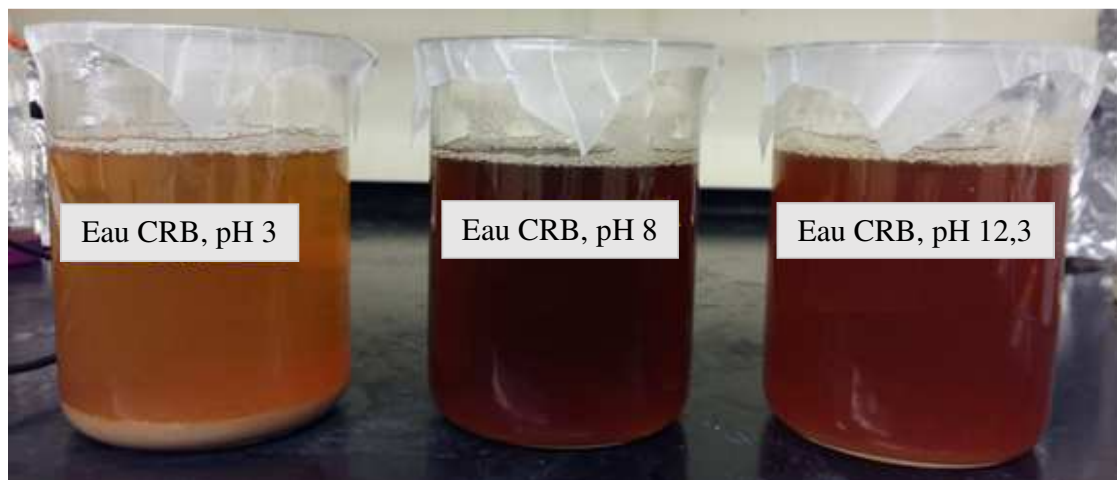


Figure 4.1 : Aspect visuel des eaux B ajustées aux 3 pH testés

Entre les essais, les eaux sont gardées au noir et les eaux non utilisées sont conservées au réfrigérateur. Le temps maximal de conservation des eaux au réfrigérateur est de 3 mois.

Lors des essais UV, les tubes d'eaux usées sont placés au centre du réacteur UV qui est lui-même placé sur une plaque agitatrice. Une longueur d'onde de 254 nm est utilisée pour l'ensemble des procédés nécessitant de la photolyse. Cette longueur d'onde est la plus fréquemment utilisée puisqu'elle permet une création maximale de OH^\bullet par O_3 et H_2O_2 [Legrini et al., 1993, Oturan et al., 2004].

Pour l'ozonation, un pot en verre de 100 mL ayant un bouchon hermétique est utilisé. Le pot est recouvert d'aluminium afin de limiter l'exposition aux rayonnements UV et placé sur une plaque agitatrice. Le bouchon est percé par un tuyau permettant l'apport en O_3 et recouvert de téflon pour rendre le tout hermétique. Les 3 dosages testés sont 86, 160 et 288 $\text{mg O}_3/\text{L}\cdot\text{min}$.

Pour le procédé O_3/UV , le pot n'est pas emballé d'aluminium et est placé dans le réacteur UV.

Le procédé Fenton est basé sur l'ajout de H_2O_2 et de fer. Pour le H_2O_2 , la solution pure est utilisée. Dans le cas du fer, une solution mère de 40 g/L est préparée. Les variables considérées sont présentées au tableau 4.2.

Tableau 4.2 : Concentration en H₂O₂ et ratio massique H₂O₂/Fe²⁺ utilisé pour Fenton

H ₂ O ₂ (g/L)	Ratio massique H ₂ O ₂ /Fe ²⁺
0,5	15
5	100
15	200

Les tubes de plastique de 50 mL sont recouverts d'aluminium, afin d'empêcher l'action de rayonnement UV, et sont placés sur une plaque agitatrice pour la durée des essais. La réaction débute lors de l'ajout du H₂O₂. Après 20 minutes, 200 µL d'eaux sont prélevés avec une pipette automatique et placés directement dans les tubes de DCO pour analyse. L'eau restante est utilisée pour la SPE. La réaction Fenton ne s'arrête que lorsque les capsules de SPE sont asséchées.

Les concentrations en H₂O₂ testées pour les procédés H₂O₂, O₃/H₂O₂, UV/H₂O₂ et O₃/UV/H₂O₂ sont de 0,5 ; 5 et 15 g/L. Une concentration plus élevée en H₂O₂ rendrait le procédé automatiquement trop coûteux. Dans le cas présent, l'objectif est d'optimiser le procédé pour son utilisation en industrie.

Lors des essais de H₂O₂ seul, les tubes de plastique sont recouverts d'aluminium et placés sur une plaque agitatrice. Pour les essais O₃/H₂O₂, l'eau est versée dans le pot en verre de 100 mL avec couvert hermétique. Le générateur d'ozone est relié au bouchon. Pour les essais UV/H₂O₂, les tubes sont placés dans le réacteur UV afin de pouvoir contrôler le taux de rayonnement. Finalement, pour les essais O₃/UV/H₂O₂, le pot de verre qui est relié au générateur d'ozone est placé dans le réacteur UV. Dans tous les cas, les procédés commencent dès l'ajout du H₂O₂ et de l'ozone, lorsque requis. Tout comme pour le procédé Fenton, après 20 minutes, 200 µL d'eaux sont prélevés et placés directement dans les tubes de DCO pour analyse. Le reste des eaux est extrait par SPE pour pouvoir être analysé par UPLC.

Pour les procédés utilisant le H₂O₂, une attention particulière doit être apportée à l'analyse de la DCO. L'ajout de H₂O₂ à une eau distillée donne une certaine valeur de DCO. À titre d'exemple, 3,75 mg/L de H₂O₂ équivaut à une DCO d'environ 1 500 mg O₂/L. Afin d'écarter ce biais, cette

valeur est additionnée aux valeurs initiales de DCO en fonction des concentrations testées. Le pourcentage de dégradation de la DCO prend donc en considération l'ajout de H₂O₂.

La solution mère de TiO₂ est préparée au moins 24 heures avant les essais et est passée à l'ultrason durant 2 heures afin d'assurer une hydratation complète des nanoparticules. La concentration de la solution mère est de 40 g/L. Les concentrations en TiO₂ testées sont de 0,5 ; 5 et 10 g/L. Pour ce POA, les tubes sont placés au centre d'un réacteur UV qui est lui-même placé sur une plaque agitatrice. Le procédé s'arrête lorsque les lampes s'éteignent.

Une certaine proportion du PCP peut être adsorbée sur le TiO₂ plutôt qu'oxydée. Afin de mesurer ce pourcentage, une eau préparée en laboratoire ayant une concentration en PCP de 100 mg/L d'eau distillée est utilisée. Le TiO₂ est mélangé à cette eau sans être exposé aux rayons UV. Après 20 minutes, le PCP est extrait par SPE et la concentration est mesurée par UPLC. Dans tous les cas, les eaux sont centrifugées avant la SPE et la mesure de la DCO.

4.2 Analyse des résultats

D'un commun accord entre les représentants de CRB et de l'Université de Sherbrooke, chacun des essais est effectué en duplicatas. Ainsi, les barres d'erreur présentées sur les figures de cette section correspondent à une différence de valeurs plutôt qu'à un écart-type réel.

Les résultats présentés dans cette partie correspondent aux combinaisons optimales de chacun des procédés en fonction des pH. Les résultats obtenus pour l'ensemble des procédés en phase 1 sont présentés à l'Annexe F.

La détermination des valeurs optimales est basée sur la même approche comparative que celle utilisée pour comparer les procédés entre eux. L'impact économique est toutefois pris en considération dès ce stade. Pour certains procédés, les résultats obtenus pour plus d'un pH sont équivalents.

Dans un tel contexte, le pH le plus élevé est plus avantageux économiquement. Comme il est mentionné dans la section 4.2.1, certains procédés permettent une diminution du pH des eaux. Les coûts relatifs à l'ajustement du pH sont ainsi diminués ou complètement éliminés.

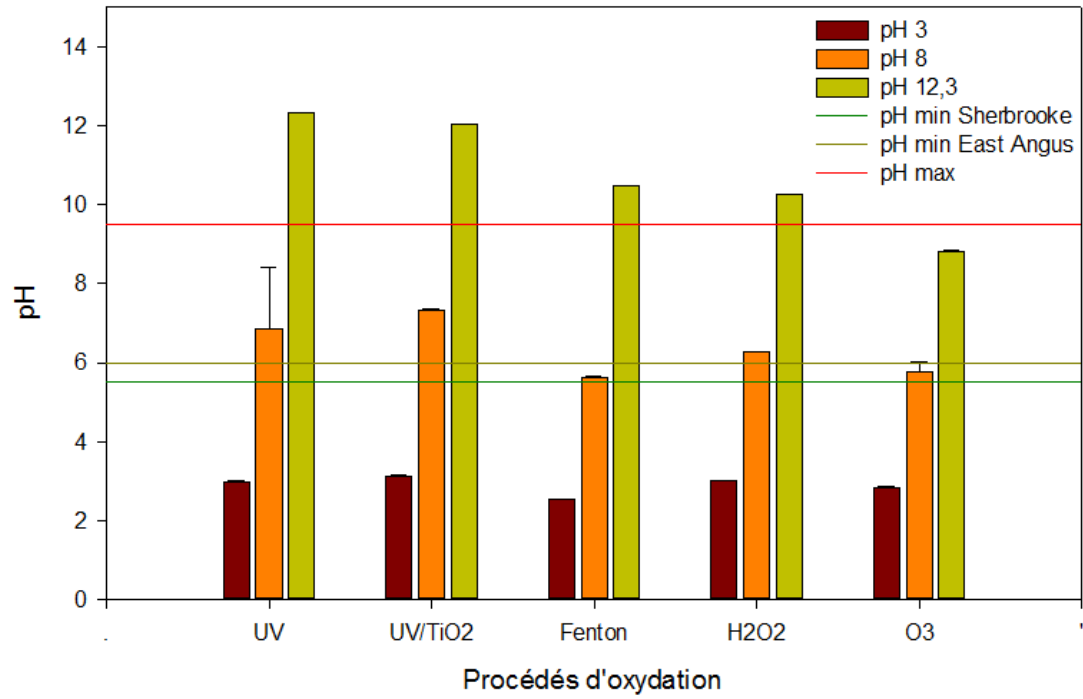
Lorsque deux concentrations en oxydants ou en catalyseurs obtiennent des taux de réduction similaires, les concentrations les plus faibles sont également plus avantageuses économiquement. Les coûts relatifs à l'achat de ceux-ci sont diminués lorsque la demande est moins grande.

Un autre aspect joue également un rôle dans l'analyse des procédés d'oxydation. Comme mentionné dans les sections 4.2.2 et 4.2.3, l'acidification préalable aux procédés d'oxydation permet une réduction importante de la concentration en PCP et de la DCO. Or, l'étape d'acidification peut être effectuée à la suite des procédés d'oxydation. En traitant les eaux dans cet ordre, un plus grand nombre de contaminants peut être oxydé. Cela permet d'avoir des boues moins contaminées. De plus, les procédés permettent une certaine diminution du pH qui réduit le besoin en acide. L'opération est ainsi moins coûteuse. Compte tenu de ces faits, la comparaison des POA ne s'effectue que sur les réductions de concentrations en PCP et de la DCO causée directement par les procédés d'oxydation.

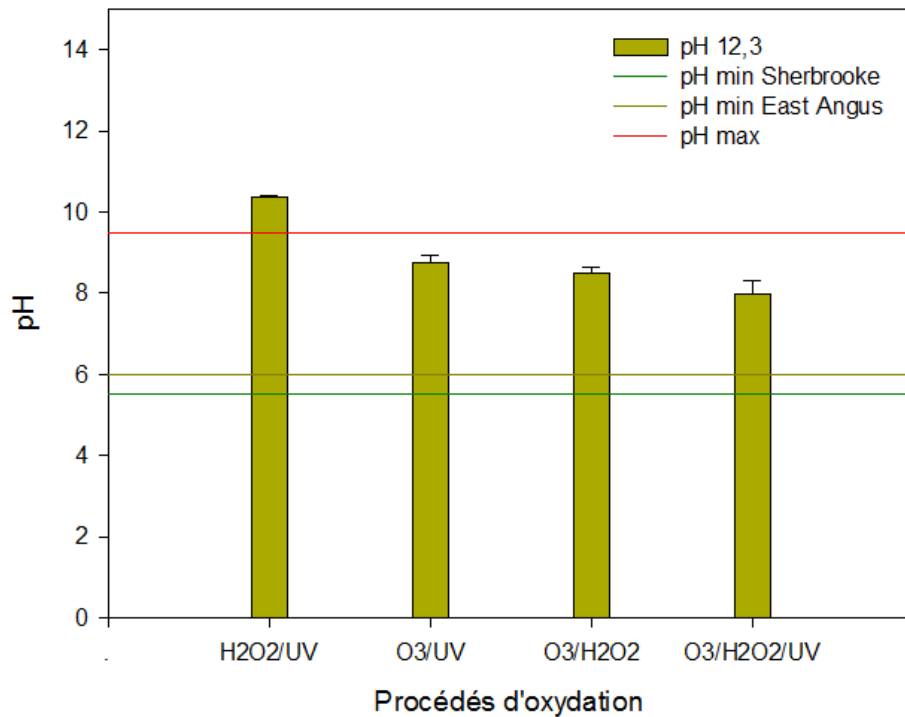
Les POA optimisés à la suite des résultats des autres procédés n'ont été testés qu'au pH optimal qui est de 12,3 dans tous les cas. Ces 4 POA sont UV/H₂O₂, O₃/UV, O₃/H₂O₂ et O₃/UV/H₂O₂. Les résultats de ces POA sont présentés aux figures B des sections suivantes. Les figures A représentent les résultats des cinq autres procédés d'oxydation.

4.2.1 Variation du pH

Les gammes de pH imposées par les villes de Sherbrooke et d'East Angus sont de 5,5 à 9,5 et de 6 à 9,5 respectivement. Dans un cas idéal, la variation du pH causée par les procédés serait assez importante pour que les eaux, originellement à 12,3, n'aient pas à être acidifiées. La figure 4.2 représente les pH obtenus après 20 minutes de POA. Les procédés d'oxydation testés aux pH 3, 8 et 12,3 sont présentés en A. Les procédés d'oxydation testés seulement au pH 12,3 sont présentés en B.



A



B

Figure 4.2 : Variation du pH après 20 minutes d'oxydation (A : pH 3; 8 et 12,3. B : pH 12,3)

Les essais effectués à pH 3 n'ont pas eu de variation de pH. Ils ne respectent donc pas la gamme de pH imposée par les villes étant donné l'acidification effectuée avant les essais. Les procédés effectués à pH 8 ont des pH finaux variant entre 5,6 et 7,1. Ils respectent donc toute la gamme de pH de la Ville de Sherbrooke. Certains procédés sont toutefois près des exigences inférieures et ne respectent pas la gamme de pH de la Ville d'East Angus.

Les variations de pH obtenues pour les essais à pH 12,3 varient en fonction des procédés. Les procédés UV et UV/TiO₂ n'apportent pas de variation du pH. Les procédés Fenton, H₂O₂ et UV/H₂O₂ permettent une réduction du pH d'environ 2. Cette variation est toutefois trop faible pour atteindre les gammes normées.

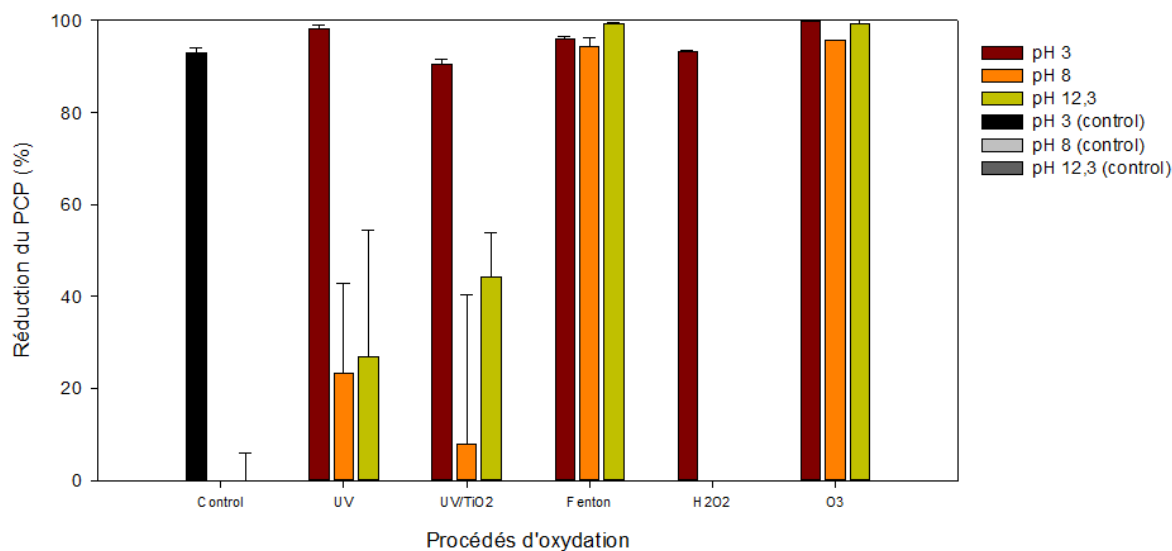
Les procédés avec O₃ ont une diminution considérable de pH variant entre 3,5 et 4,4 ce qui porte à des pH finaux entre 7,8 et 8,8. Ils permettent donc de respecter les exigences de pH des villes sans ajustement préalable. Cette variation de pH permet d'éliminer le besoin en acide et réduit considérablement les coûts de traitement.

Comme mentionné à la section 2.1.1, l'apparition de certains sous-produits acides, comme l'acide oxalique, lors de la dégradation des contaminants principaux permet une diminution directe du pH. Ces variations de pH étaient donc attendues. L'ampleur des variations était toutefois inconnue.

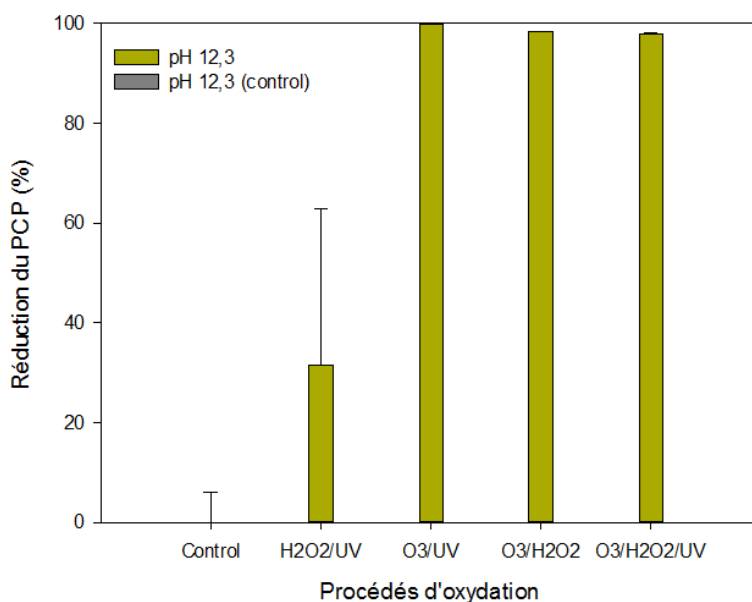
4.2.2 Réduction de la concentration en PCP

Le PCP est l'un des contaminants principaux dans les eaux de CRB. L'analyse de ce composé au laboratoire de l'Université a permis d'évaluer sa concentration initiale à 47 mg/L. Les villes de Sherbrooke et d'East Angus exigent une concentration maximale en composés phénoliques, incluant le PCP, de 1 mg/L. La réduction de la concentration en PCP est donc obligatoire au respect de cette exigence.

La concentration en PCP est de 46 mg/L à la suite de la filtration à 0,45 µm. Les pourcentages de réduction représentés à la figure 4.3 font référence à la concentration après cette filtration.



A



B

Figure 4.3 : Réduction du PCP après 20 minutes d'oxydation (A : pH 3; 8 et 12,3. B : pH 12,3)

En comparant les échantillons de contrôle (avant traitement), il apparaît que la concentration en PCP dans les eaux acides est fortement diminuée. La concentration initiale des eaux à pH 3 est de 3 mg/L. Dans ce cas, le PCP n'est pas dégradé, mais plutôt précipité étant donné sa plus faible solubilité en milieu acide [Fabre et al., 1990]. Un volume important de précipités est créé par l'acidification des eaux. Le précipité peut également comprendre d'autres contaminants

normés qui ne sont pas dégradés. La gestion de cette boue contaminée apporte une nouvelle problématique au traitement des eaux. Les procédés d'oxydation testés à pH 3 sont peu efficaces pour dégrader le PCP restant. À ce pH, seule une faible proportion du PCP est réellement dégradée. La différence d'efficacité entre les procédés effectués à pH 8 et 12,3 est, quant à elle, relativement faible.

Le procédé Fenton réduit la concentration en PCP de 99 % en milieu basique. Cela ne correspond pas avec les études menées sur le sujet [Yavuz et al., 2007, Zimbron et Reardon, 2009]. Ce procédé produit une boue causée par la décantation du fer en milieu neutre et basique. Il est possible que le PCP soit piégé dans les boues au lieu d'être oxydé. L'analyse étant effectuée avec le surnageant, la concentration en PCP serait faible. Il est peu probable que le PCP soit réellement dégradé puisque le procédé Fenton est la combinaison de fer et de H₂O₂. Or, en milieu neutre et basique, le fer précipite et le procédé H₂O₂ seul ne permet aucune réduction de la concentration en PCP. Un ratio H₂O₂/Fe²⁺ de 15 correspond toutefois au ratio optimal obtenu dans certaines études effectuées sur le PCP dans des eaux synthétiques [Feng et Le-Cheng, 2004, Faisal, 2009].

Comme mentionné à la section 2.3.4, il arrive que certains composants des eaux améliorent le procédé sans que ce soit prévu. La présence initiale de divers contaminants dans les eaux de CRB comme le fer, le cuivre, le phosphore, le calcium, etc. peut toutefois modifier les interactions entre les oxydants/réducteurs et les contaminants à titre de catalyseurs ou de ligands. Cela pourrait également expliquer que le procédé Fenton donne des résultats considérables pour l'élimination du PCP à pH basique.

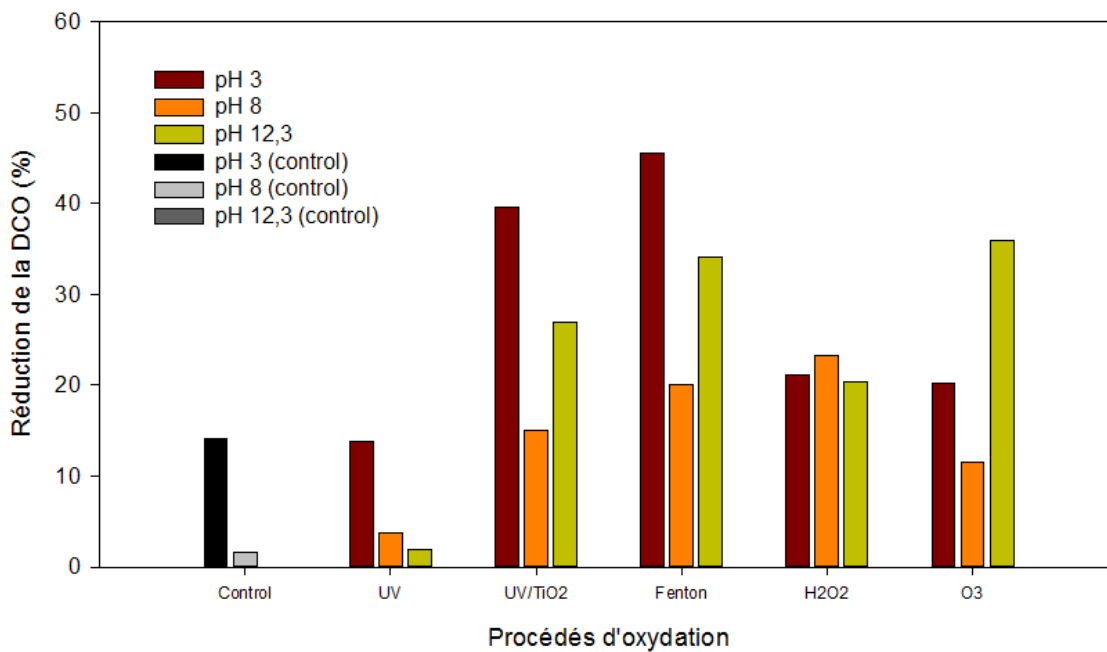
La dégradation du PCP obtenue par le procédé H₂O₂ seul est presque nulle. Ce procédé est toutefois reconnu pour atteindre de faible taux de dégradation pour des eaux ou des composés complexes [Gogate et Pandit, 2004]. Un pH basique est reconnu pour favoriser la dégradation du PCP avec le procédé UV/H₂O₂ [Zaviska et al., 2009]. Il est donc adéquat de favoriser le pH 12,3 pour ce POA.

Tous les procédés avec O₃ obtiennent un fort taux de réduction de la concentration en PCP. Étant donné que le procédé O₃ réduit déjà la concentration en PCP de près de 100 %, l'ajout d'un second oxydant n'améliore que peu le pourcentage de réduction. Le procédé O₃ est

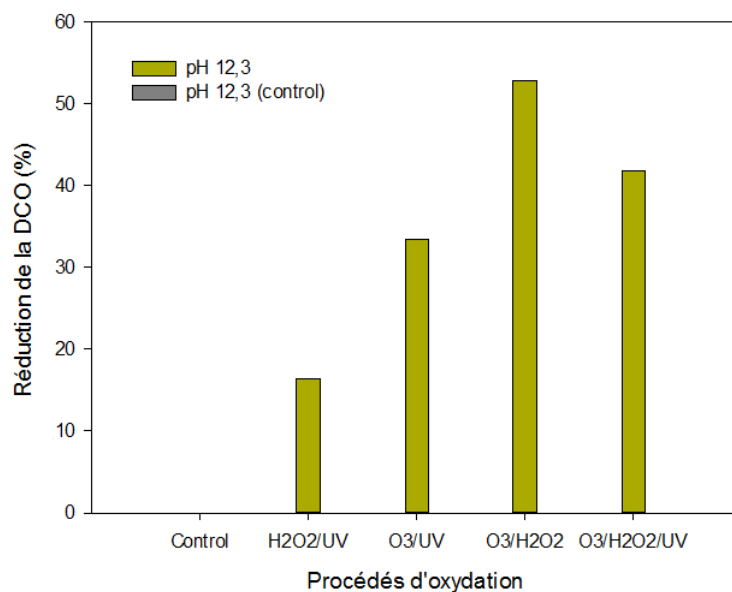
d'ailleurs le procédé le plus efficace parmi ceux testés pour dégrader l'ensemble de la famille des chlorophénols [Pera-Titus et al., 2004].

4.2.3 Diminution de la DCO

La DCO procure un indice de la quantité globale en matière organique présente dans une eau. Une diminution de celle-ci n'implique pas nécessairement une dégradation des contaminants normés par les villes de Sherbrooke et d'East Angus. Il est toutefois possible que certains d'entre eux puissent être dégradés. Les procédés les plus avantageux pour ce critère sont ceux permettant la plus grande réduction. La figure 4.4 représente les pourcentages de réduction de la DCO après 20 minutes d'oxydation à différents pH et par différents procédés. Les valeurs finales de DCO en mg/L obtenues pour les 3 premières phases sont présentées à l'Annexe G.



A



B

Figure 4.4 : Réduction de la DCO après 20 minutes d'oxydation (A : pH 3; 8 et 12,3. B : pH 12,3)

La comparaison des échantillons de contrôle permet de voir qu'une réduction du pH initial induit une réduction de la DCO. Une acidification des eaux à pH 3 réduit la DCO de 15 %. Cette réduction peut être causée par la précipitation de nombreux composés lors de l'ajustement du pH tel que mentionné à la section 4.2.2. Ces pourcentages de réduction induits par la modification du pH doivent être soustraits des pourcentages totaux afin d'obtenir la réduction causée directement par les procédés d'oxydation.

Ainsi, le procédé UV n'apporte que peu ou pas de diminution de la DCO, peu importe le pH. L'utilisation d'UV dans les POA ne permet pas non plus d'améliorer le taux de réduction de la DCO. En ne considérant que l'action des procédés, le pH 12,3 est le plus favorable pour l'ensemble des procédés.

Les procédés avec O₃ permettent tous une réduction de la DCO supérieure à 33 % à pH 12,3. Le procédé O₃/H₂O₂ obtient la plus grande diminution parmi tous les procédés avec 53 % de réduction.

4.2.4 Conclusion de la phase 1

La compilation des résultats obtenus par chacun des procédés pour les 3 facteurs de comparaison permet de faire ressortir certains traitements plus avantageux. Les procédés avec O₃ sont les plus favorables pour chacun des facteurs. Ils permettent d'atteindre la gamme de pH acceptable sans ajustement préalable. Ils atteignent aussi une réduction de près de 100 % de la concentration en PCP et de plus de 33 % de la DCO en 20 minutes. Parmi ceux-ci, le procédé O₃/H₂O₂ est le procédé le plus prometteur. En plus de posséder les avantages mentionnés pour les procédés avec O₃, il permet une diminution de la DCO de 53 % en 20 minutes. Les procédés O₃ et O₃/H₂O₂ sont donc ceux qui sont optimisés dans la deuxième phase du projet.

5 PHASE 2 - OPTIMISATION

5.1 Plan expérimental

La deuxième phase du projet permet l'optimisation des procédés d'oxydation les plus favorables pour les eaux de CRB. Après l'analyse des résultats de la phase 1, les procédés retenus sont O₃ et O₃/H₂O₂. Dans cette phase, plusieurs paramètres sont optimisés afin de rendre les procédés les plus efficaces possible. Les gammes de valeurs sont définies d'après les résultats obtenus par l'optimisation grossière effectuée en phase 1 qui est présentée à l'Annexe F. Les paramètres optimisés sont présentés au tableau 5.1. Chacun de ces paramètres est détaillé dans le présent chapitre.

En moyenne, 5 valeurs sont testées par paramètre. Par contre, la différence de résultats obtenus pour des dosages d'ozone de 86 et 160 mg O₃/L*min, en première phase, était suffisamment grande pour qu'il soit jugé favorable de tester 6 valeurs au lieu de 5. De plus, les dosages d'ozone testés correspondent à de fortes demandes en oxydant. Il est donc avantageux de tester 6 valeurs pour déterminer le dosage le plus favorable. Le raisonnement a été le même pour la durée du traitement.

Tableau 5.1 : Paramètres optimisés en phase 2

POA	Paramètres	Unité	Valeurs
Optimisation des oxydants			
O ₃ et O ₃ /H ₂ O ₂	Dosage d'O ₃	mg O ₃ /L*min	86 – 100 – 115 – 130 – 145 - 160
O ₃ /H ₂ O ₂	Concentration en H ₂ O ₂	g/L	0 – 1,25 – 2,5 – 3,75 – 5
Optimisation du pH			
O ₃ et O ₃ /H ₂ O ₂	pH		8 – 9,5 – 11 – 11,5 – 12,3
Optimisation du temps de contact			
O ₃ et O ₃ /H ₂ O ₂	Durée du traitement	min	0 – 5 – 15 – 30 – 60 – 90
O ₃ /H ₂ O ₂	Délai d'ajout du H ₂ O ₂	min	0 – 5 – 15 – 30 – 60
O ₃ et O ₃ /H ₂ O ₂	Ozonation en alternance		5 minutes d'ozonation par 10 minutes de traitement

5.1.1 Optimisation des oxydants

Le dosage d'ozone est optimisé pour les 2 procédés en une série d'essais, soit en testant l'O₃ seul. Aucun H₂O₂ n'est ajouté lors de cette étape. D'après les résultats obtenus lors de la première phase, le dosage optimal pour chacun d'eux se situe entre 86 et 160 mg O₃/L*min. Les dosages considérés sont donc de 86, 100, 115, 130, 145 et 160 mg O₃/L*min. La durée des essais est de 15 minutes et le pH est laissé à la valeur initiale soit 12,3. Afin de s'assurer qu'il n'y a pas d'interaction entre le dosage optimal d'ozone et l'ajout de H₂O₂, l'optimisation du dosage d'O₃ est revalidée suite à l'optimisation finale du procédé O₃/H₂O₂.

Le générateur d'O₃ utilisé permet d'obtenir des dosages de 86 et 160 mg O₃/L*min. Afin de faire varier les dosages entre ces deux valeurs, le volume d'eau utilisé est varié. Le tableau 5.2 présente les volumes d'eau utilisés en fonction du dosage d'O₃ voulu.

Tableau 5.2 : Volumes d'eau traitée en fonction du dosage d'O₃ voulu

Dosage d'O₃ testés (mg/L*min)	Débit d'O₂ utilisé (L/min)	Volume d'eau utilisé (mL)
86	1/32	20
100	1/16	32
115	1/16	27,8
130	1/16	24,5
145	1/16	22
160	1/16	20

D'après les résultats de la 1^{re} phase, la concentration optimale en H₂O₂ dans le POA O₃/H₂O₂ se situe entre 0 et 5 mg/L. Les valeurs considérées pour l'optimisation de cet oxydant sont donc de 0 ; 1,25 ; 2,5 ; 3,75 et 5 mg/L.

La détermination de la concentration optimale en H₂O₂ se fait au dosage optimal obtenu aux essais précédents. Ceci implique que le volume des essais est également fonction de la première optimisation. Le H₂O₂ est ajouté au même moment que l'O₃. Les autres conditions restent inchangées, soit un pH de 12,3 et un temps de 15 minutes.

Comme mentionné à la section 4.1, l'ajout du H_2O_2 augmente la valeur initiale de la DCO. Les résultats de la DCO sont présentés en considérant cette valeur augmentée.

5.1.2 Optimisation du pH

Afin d'établir les pH optimums, les concentrations en oxydants optimales sont utilisées. Des béchers de 200 mL d'eaux usées sont ajustés aux pH 8 ; 9,5 ; 11 ; 11,5 et 12,3. Ces béchers sont gardés au noir et mis à température ambiante pour effectuer les essais. La durée des essais est de 15 minutes.

5.1.3 Optimisation du temps de contact

L'optimisation du temps de contact est divisée en trois parties. Dans la première partie, les procédés O_3 et $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ sont effectués sur différentes périodes de temps afin d'optimiser la durée du traitement. Les durées considérées varient entre 5 et 90 minutes. Ces limites sont établies afin de créer un procédé qui soit réaliste et viable en industrie. Un temps de traitement de 90 minutes est aussi assez long pour établir une cinétique de dégradation des contaminants dans le temps. Le pH et les concentrations en oxydants utilisés sont ceux jugés optimaux dans les étapes précédentes.

Dans la deuxième partie, le décalage entre l'ajout de l'ozone et du H_2O_2 pour le procédé $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ est étudié. Dans ce POA, un tel décalage peut permettre une augmentation d'efficacité [Munter, 2001]. L'aspect plus sélectif de l' O_3 peut ainsi être mis à profit sur les contaminants plus résistants en début de procédé. Les délais d'ajout du H_2O_2 testés sont de 0, 5, 15, 30 et 60 minutes sur un traitement total de 60 minutes.

L'ajout du H_2O_2 est effectué sans arrêter l'apport en O_3 . Le fait d'ouvrir la bouteille étanche provoque une fuite d'ozone qui pourrait réduire le rendement. Les conséquences de cette hypothèse ne sont toutefois pas prises en compte. Le pH et les concentrations en oxydants sont déterminés par les optimisations antérieures.

Dans la troisième partie, l'ajout d'ozone par intervalle est considéré pour les deux procédés. Lors de ces essais, l'ozone est bullé les cinq premières minutes et arrêté pour les cinq minutes suivantes. Cet intervalle est répété 3 fois pour une durée finale de 30 minutes. Les autres variables sont celles optimisées dans les étapes précédentes. Cette troisième partie, à l'instar de

tous les essais précédents et futurs, est effectuée avec les eaux B du 2^e échantillonnage. Cela est imputé à un manque d'eaux du premier échantillonnage.

L'ozone a une solubilité restreinte dans l'eau. En le faisant buller en continu, il est possible qu'un pourcentage de celui-ci se retrouve en surplus dans la bouteille où la réaction a lieu. Le laboratoire n'est toutefois pas équipé de l'appareil mesurant la concentration en ozone pour valider cette hypothèse. Le fait de buller l'O₃ par intervalles peut permettre d'utiliser l'ozone en surplus avant d'ajouter un nouvel apport en O₃ à la solution. En réduisant la quantité d'ozone de moitié, cela permettrait de réduire le coût de fonctionnement de moitié également.

5.2 Analyse des résultats

Lors de cette phase, tout comme lors de la phase 1, chacun des essais est effectué en duplicatas. Ainsi, les barres d'erreur présentées sur les figures correspondent à une différence de valeurs plutôt qu'à un écart-type réel. L'ensemble des résultats obtenus en phase 2 est présenté à l'Annexe H. Les valeurs finales de DCO en mg/L obtenues pour les 3 premières phases sont présentées à l'Annexe G.

5.2.1 Dosage d'ozone

Le dosage idéal est le plus faible possible afin de réduire la demande en électricité et en oxygène comme matière première. L'ozone est produit en continu durant les procédés O₃ et O₃/H₂O₂. Cet apport en oxydant engendre donc rapidement des coûts considérables. Les figures 5.1 et 5.2 présentent les résultats de pH et de DCO en fonction de la variation du dosage d'O₃.

L'augmentation du dosage provoque une diminution du pH des eaux. Tel que présenté à la figure 5.1, le pH après 15 minutes d'O₃ est de 9,4 pour un dosage de 145 mg O₃/L*min. Les eaux respectent donc les exigences de pH de 9,5 des deux villes.

Le pourcentage de réduction de la DCO se stabilise pour les dosages entre 115 et 160 mg O₃/L*min. Pour cette gamme, le taux de réduction de la DCO est d'environ 30 %. Ces résultats sont présentés à la figure 5.2. Ce pourcentage correspond à une DCO finale de 5 140 mg/L étant donné que la DCO initiale de 7 335 mg/L.

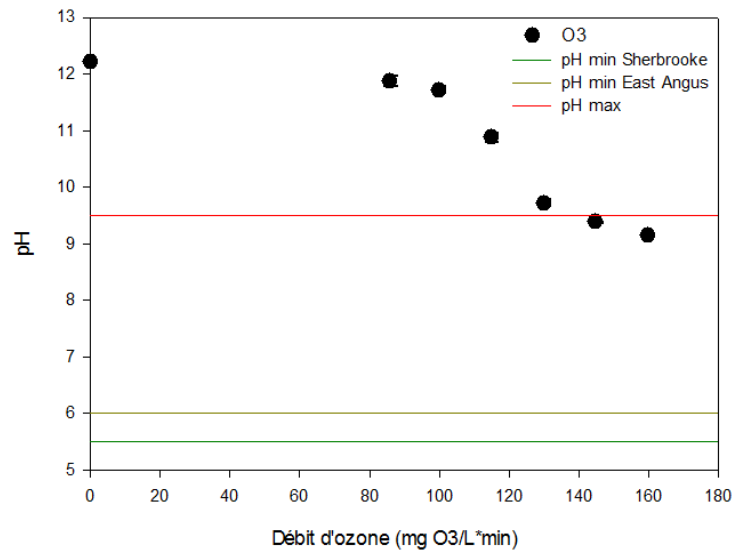


Figure 5.1 : Variation du pH après 15 minutes d'O₃ en fonction du dosage d'ozone

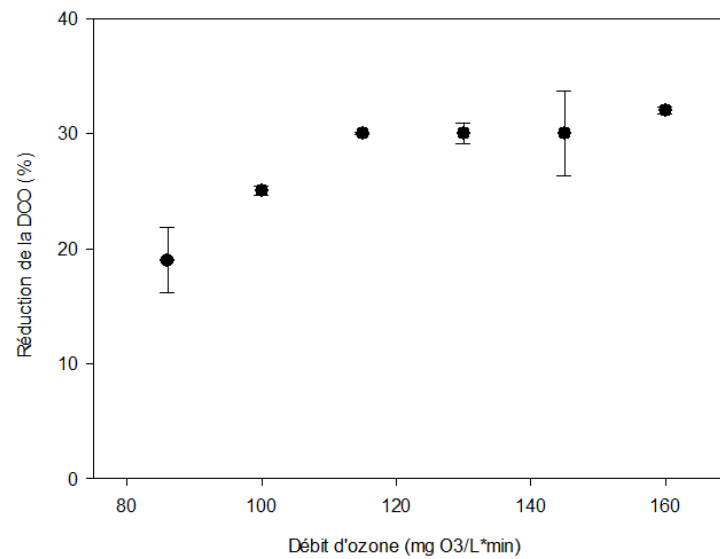


Figure 5.2 : Réduction de la DCO après 15 minutes d'O₃ en fonction du dosage d'ozone

Les résultats obtenus pour la diminution de la concentration en PCP sont présentés à la figure 5.3. Selon ces résultats, un dosage d'au moins 145 mg O₃/L*min est nécessaire pour atteindre une concentration inférieure à la limite de 1 mg/L imposée par les deux villes. La concentration finale en PCP est de 0,82 mg/L avec un dosage de 145 mg O₃/L*min. Elle est de 0,48 mg/L pour un dosage de 160 mg O₃/L*min. La concentration initiale en PCP est de 47 mg/L.

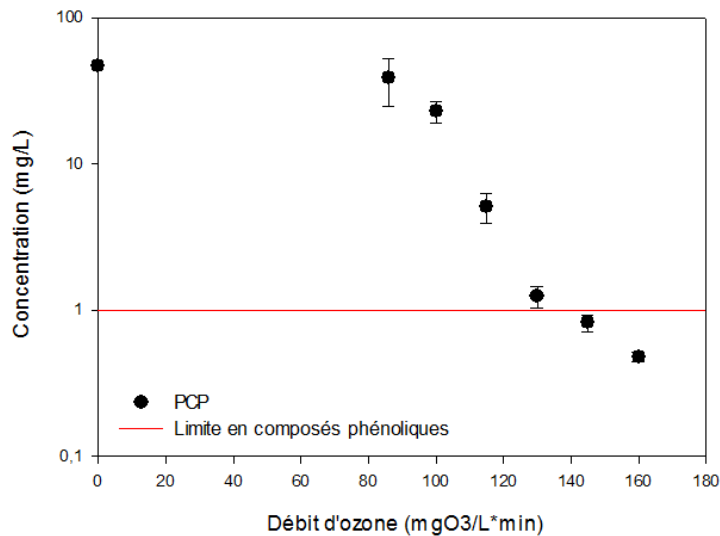


Figure 5.3 : Concentration en PCP après 15 minutes d'O₃ en fonction du dosage d'ozone

Pour la suite de l'optimisation, un dosage de 145 mg O₃/L*min est utilisé. Cela détermine le volume des essais à 22 mL. Un traitement de 15 minutes à ce dosage atteint toutefois une concentration en PCP près de la limite en composés phénoliques totaux, de 1 mg/L, imposée par les villes. La valeur moyenne est de $0,82 \pm 0,11$ mg/L pour des duplicatas. Ces essais sont refaits à la section 5.2.3 pour confirmer le respect des exigences en tout temps.

5.2.2 Concentration en H₂O₂

La concentration optimale en H₂O₂ est déterminée pour le procédé O₃/H₂O₂. Une faible concentration est avantageuse pour l'industrie puisqu'elle réduit les coûts d'achat et le volume d'entreposage requis. Le dosage utilisé pour ces essais est de 145 mg O₃/L*min. Le pH et la durée restent inchangés, ils sont respectivement de 12,3 et 15 minutes.

Les figures 5.4 et 5.5 présentent les résultats obtenus pour la DCO et le PCP. Les exigences de pH sont respectées, peu importe la quantité de H₂O₂ ajoutée. Les valeurs de pH varient entre 8,5 et 9,4. La variation du pH n'influence donc pas le choix de la concentration optimale de cet oxydant.

Tel que présenté à la figure 5.4, un ajout de H₂O₂ à des concentrations inférieures à 2,5 mg/L a peu d'influence sur la réduction de la DCO. Celle-ci reste à environ 27 %. Lorsque la

concentration est de 3,75 mg/L, la réduction de la DCO augmente à 35 %. Une concentration de 5 mg/L n'améliore pas davantage les résultats.

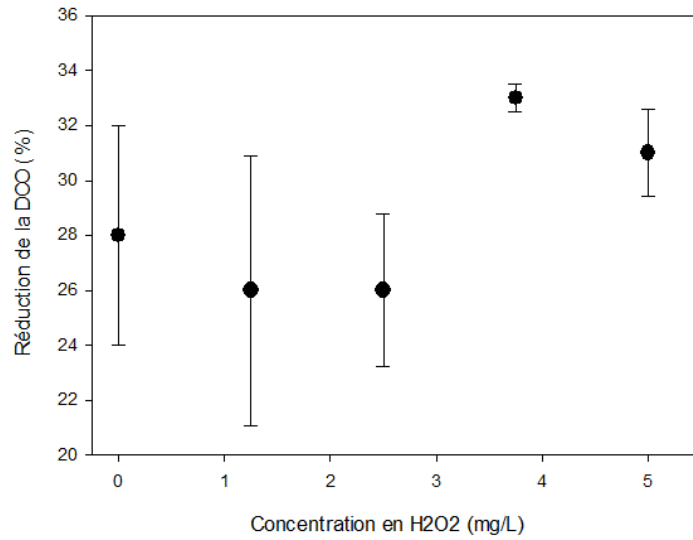


Figure 5.4 : Réduction de la DCO après 15 minutes de O₃/H₂O₂ en fonction de la concentration en H₂O₂ (O₃ : 145 mg/L*min)

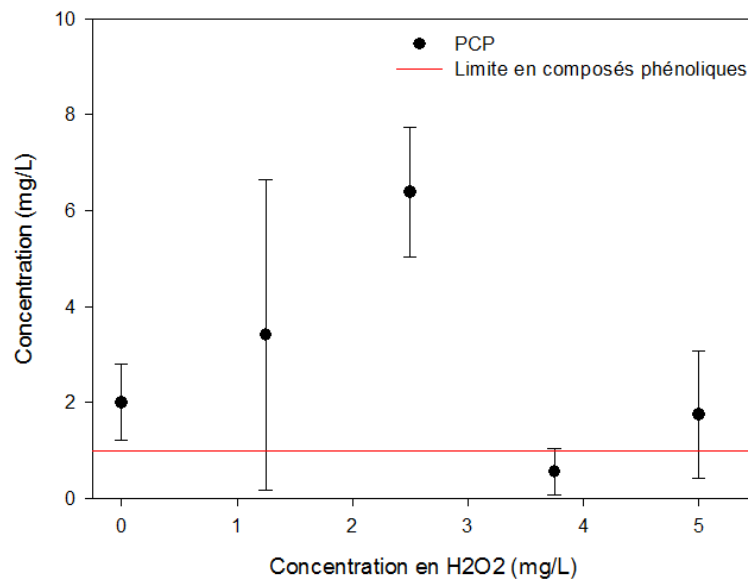


Figure 5.5 : Concentration en PCP après 15 minutes de O₃/H₂O₂ en fonction de la concentration en H₂O₂ (O₃ : 145 mg/L*min)

Les concentrations en H_2O_2 inférieures à 2,5 mg/L réduisent l'efficacité du POA pour éliminer le PCP. Il est possible qu'en trop faible quantité, le H_2O_2 réagisse avec l' O_3 au lieu de s'attaquer au PCP. Ce phénomène a déjà été constaté pour des concentrations de H_2O_2 en excès [Li et al., 2015]. L'ozone ne serait donc plus disponible pour oxyder les contaminants ce qui provoquerait une augmentation de la concentration résiduelle en PCP. Cette hypothèse permettrait également d'expliquer pourquoi la DCO n'est pas réduite avec des concentrations de 2,5 mg/L et moins. La matrice des eaux peut également influencer les interactions entre les oxydants et les contaminants. La section 6.2.3 porte sur cet aspect. Il semble également y avoir une stabilisation de la dégradation des contaminants pour une concentration en H_2O_2 de 5 mg/L. La concentration optimale en H_2O_2 est donc de 3,75 mg/L.

5.2.3 pH optimal

Le pH est un facteur important pour chacun des procédés. Comme l'indique la figure 5.6, les eaux du procédé de détoxification B ont une forte alcalinité. Elles ont besoin d'une quantité d'acide équivalant à 4 mL d'acide/L d'eaux pour réduire le pH à 11. De la même manière, une quantité d'environ 5 mL d'acide/L d'eaux est nécessaire pour atteindre un pH de 8. Afin de réduire les coûts liés à l'acidification, les procédés doivent être opérés à des pH les plus près possible du pH original. Les essais en pH basique sont effectués à un intervalle réduit afin d'établir le pH optimal avec une plus grande certitude.

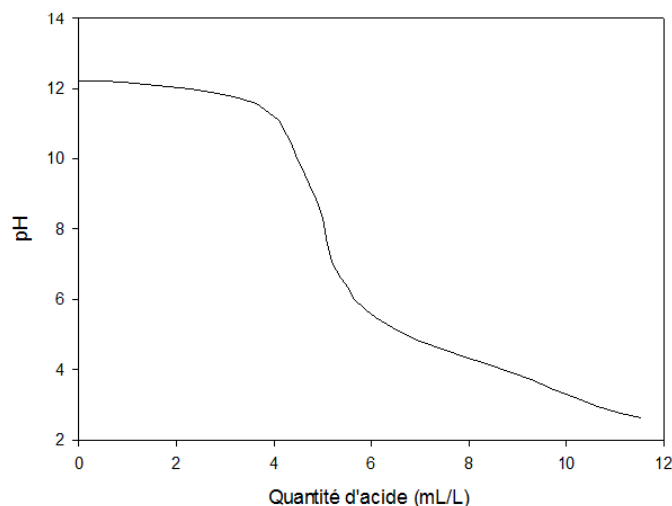


Figure 5.6 : Quantité d'acide nécessaire pour diminuer le pH des eaux

Les concentrations en oxydants sont celles obtenues dans les sections précédentes, soit un dosage de 145 mgO₃/L*min pour les 2 procédés et une concentration en H₂O₂ de 3,75 mg/L pour le procédé O₃/H₂O₂. La durée des essais est de 15 minutes.

Dans la section 5.2.1, les essais à pH 12,3 donnent des résultats près des exigences pour le pH et les composés phénoliques. Ces essais sont donc refaits dans la présente section afin de s'assurer qu'il ne dépasse pas les exigences. On remarque que cette fois, le procédé O₃ ne répond pas aux exigences de pH et les deux procédés ont des concentrations en PCP supérieur à 1 mg/L.

Les tendances obtenues par les 2 procédés sont les mêmes. La figure 5.7 permet de confirmer que plus le pH initial est élevé, plus le pH final est élevé lui aussi. Un pH élevé permet un plus grand pourcentage d'élimination de la DCO. Finalement, la figure 5.9 présente les résultats pour le PCP. Les pH initiaux entre 8 et 11,5 rencontrent l'exigence des villes de 1 mg/L en composés phénoliques. Un pH initial de 12,3 ne permet cependant pas d'être sous cette exigence.

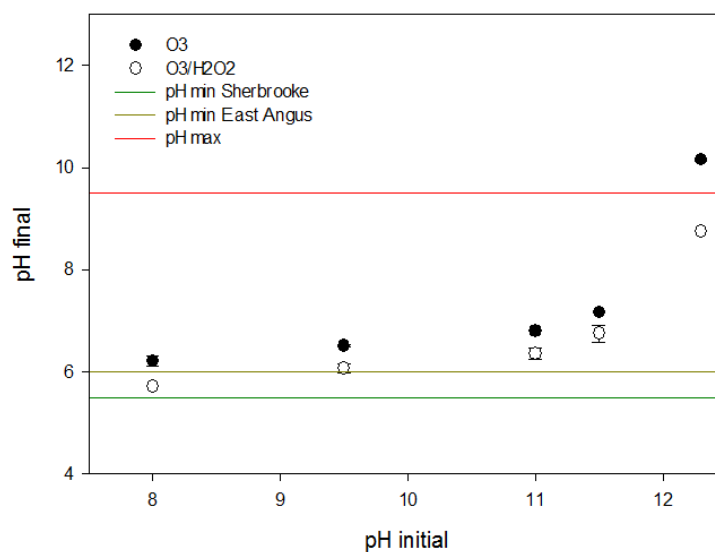


Figure 5.7 : Variation du pH après 15 minutes de POA en fonction du pH initial (O₃ : 145 mg/L*min, H₂O₂ : 3,75 mg/L)

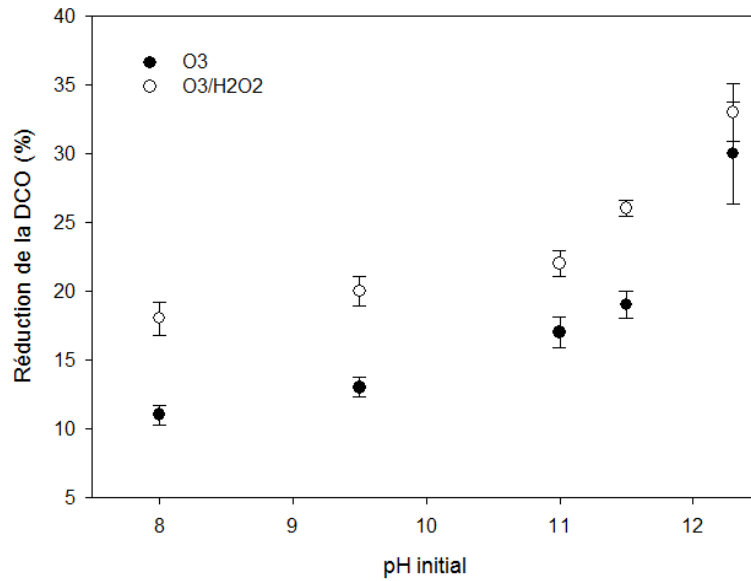


Figure 5.8 : Réduction de la DCO après 15 minutes de POA en fonction du pH initial (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

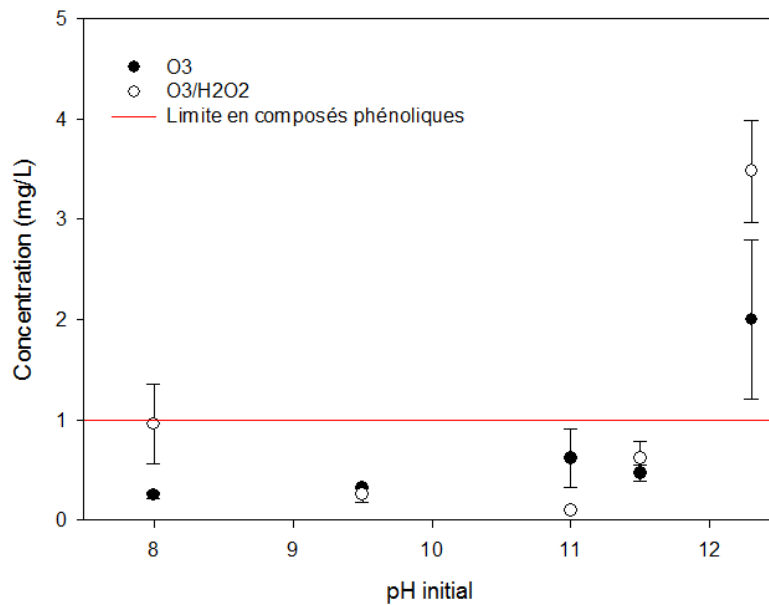


Figure 5.9 : Concentration en PCP après 15 minutes de POA en fonction du pH initial (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

Afin de s'assurer que les exigences soient respectées en tout temps, le pH 11,5 est déterminé comme optimal pour les deux procédés. Ce pH maximise la décomposition du H_2O_2 et la formation de radicaux OH^\bullet [Nilvebrant et Björklund Jansson, 2005]. Le pH 12,3 est également

comparé lors de l'optimisation de la durée du traitement puisqu'il est possible que les concentrations soient réduites davantage avec une durée de traitement plus longue. Dans ce cas, le pH 12,3 serait plus avantageux.

5.2.4 Temps de contact

La première partie de l'optimisation du temps de contact porte sur la durée du traitement. Cette durée doit être la plus courte possible pour réduire les coûts du traitement. Une courte durée permet également de traiter un plus grand volume d'eau sur une même période de temps.

Un dosage de $145 \text{ mgO}_3/\text{L}\cdot\text{min}$ est utilisé pour les deux procédés et une concentration en H_2O_2 de $3,75 \text{ mg/L}$ est utilisée pour le POA $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$. Les pH testés sont de 11,5 et 12,3. On remarque toutefois aux figures 5.10 et 5.11 que le pH 12,3 répond aux exigences de pH et de composés phénoliques pour des durées de traitement de 20 minutes et plus. De ce fait, le pH optimal est de 12,3, et non 11,5, pour les deux procédés d'oxydation.

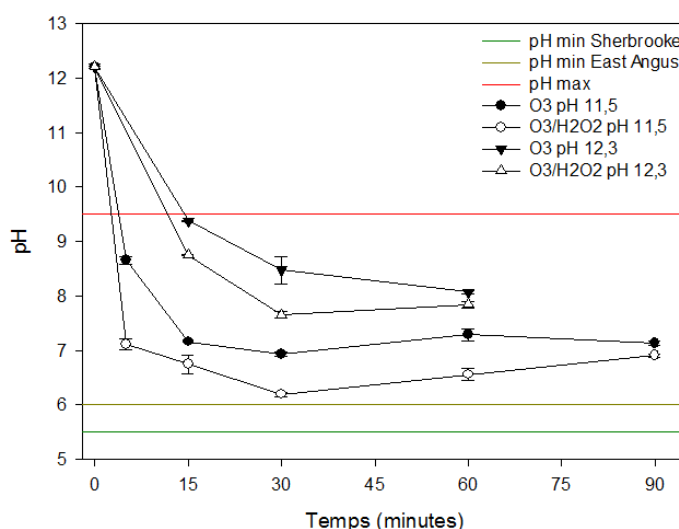


Figure 5.10 : Variation du pH en fonction de la durée du POA (O_3 : $145 \text{ mg/L}\cdot\text{min}$, H_2O_2 : $3,75 \text{ mg/L}$)

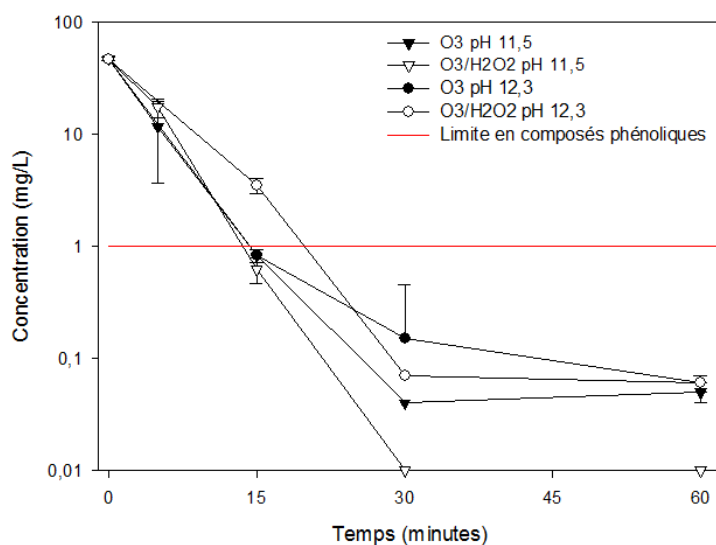


Figure 5.11 : Concentration en PCP en fonction de la durée du POA (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

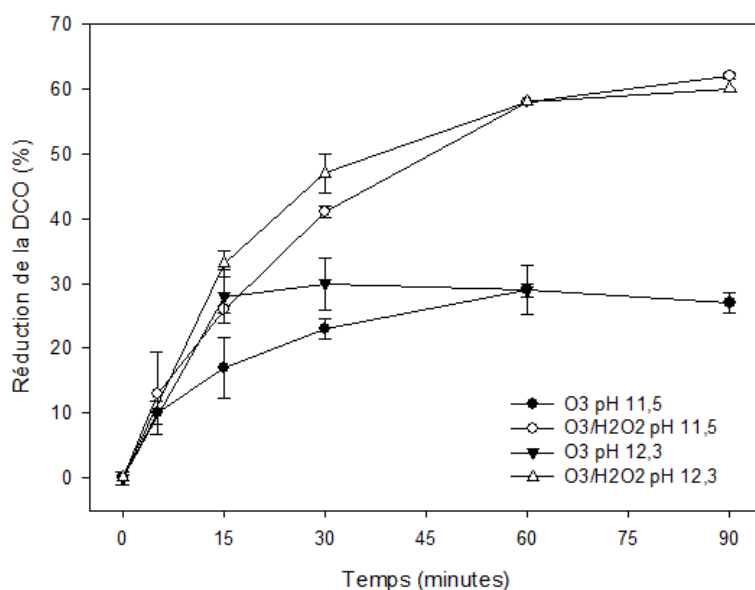


Figure 5.12 : Réduction de la DCO en fonction de la durée du POA (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

Selon la figure 5.12, ci-dessous, on remarque une différence majeure entre les procédés O_3 et O_3/H_2O_2 . Le procédé O_3 obtient une réduction maximale de la DCO de 30 % après 15 minutes à pH 12,3. Le procédé O_3/H_2O_2 permet quant à lui des réductions de 48 et 59 % à pH 12,3 pour 30 et 60 minutes respectivement. Les gains sont toutefois réduits après 60 minutes. La durée

optimale est donc inférieure ou égale à 60 minutes. Afin de déterminer la durée finale, l'analyse économique doit être prise en considération.

La deuxième partie de l'optimisation du temps de contact porte sur le délai d'ajout du H_2O_2 . Ce délai n'influence pas le prix du traitement puisqu'il est ajouté une fois par procédé dans tous les cas. Il peut toutefois améliorer l'efficacité du traitement. La concentration de H_2O_2 ajoutée est de 3,75 mg/L. Les essais sont menés sur une période de 60 minutes à pH de 11,5. Dans ces conditions, les variations de pH et de concentrations résiduelles en PCP sont négligeables puisqu'elles restent dans les exigences permises. L'ajout du H_2O_2 dans les 5 premières minutes permet toutefois les meilleurs résultats de réduction de la DCO. Ceux-ci sont présentés à la figure 5.13. Il est donc plus avantageux d'ajouter le H_2O_2 dès le début du traitement afin d'avoir un temps de contact qui soit le plus long possible.

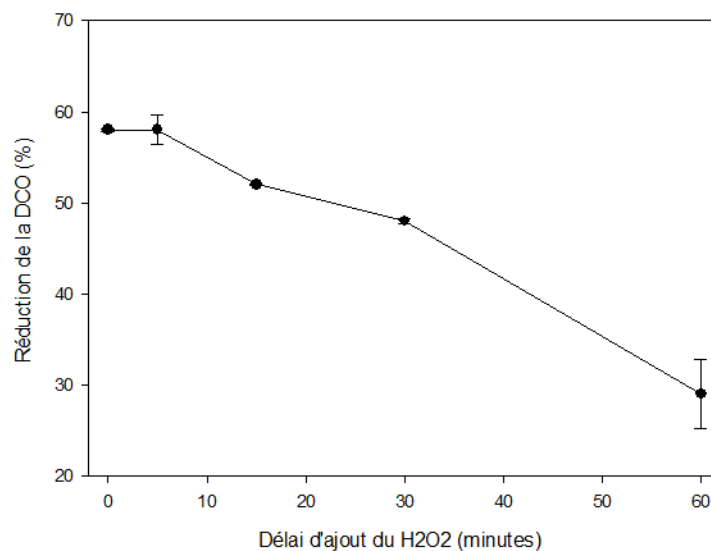


Figure 5.13 : Réduction de la DCO en fonction du délai d'ajout de H_2O_2 (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

La troisième partie de l'optimisation du temps de contact porte sur l'ozonation par intervalle. Le temps d'ozonation influence directement le coût de fonctionnement. Dans le cas présent, l'ozonation se fait par période de cinq minutes aux dix minutes. Cela permettrait de réduire de moitié les coûts de traitement. Exceptionnellement, ces essais sont effectués avec les eaux B du 2^e échantillonnage. Les figures 5.14, 5.15 et 5.16 présentent les résultats obtenus pour le pH, la

DCO et le PCP. Ces graphiques comparent l'efficacité des procédés avec ozonation en continu et les procédés avec ozonation en intervalle (5/5).

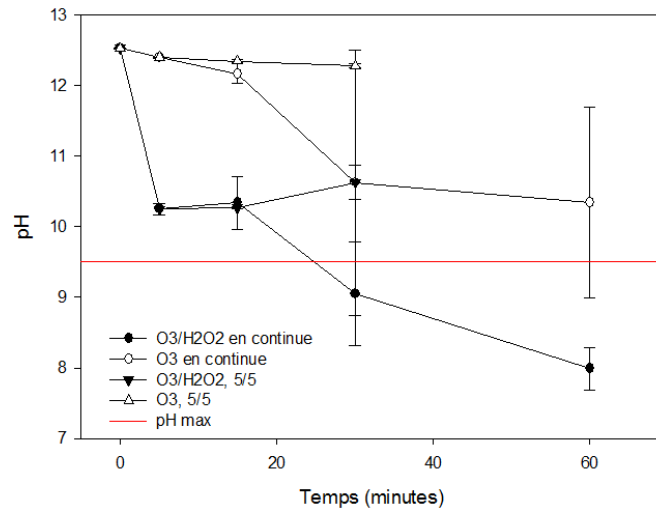


Figure 5.14 : Influence de l'ozonation en alternance 5/5 sur le pH (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

Pour les deux procédés d'ozonation testés, l'utilisation d' O_3 par intervalle ne permet pas d'obtenir les mêmes résultats que l'utilisation d' O_3 en continu. L'écart de pH causé par l'intervalle d'ozonation est faible après 15 minutes. Ce même écart est toutefois de près de 2 unités pour des durées de 30 minutes.

Dans les deux cas, les exigences de pH ne sont pas atteintes après 30 minutes. Le POA O_3/H_2O_2 permet toutefois de réduire le pH à 10,63. La quantité d'acide nécessaire pour acidifier le pH à 9,5 serait d'environ 0,5 mL/L d'eaux usées en se référant à la figure 5.6. Le coût relié à cette neutralisation serait d'environ 0,60 \$/m³ d'eaux. Il serait ainsi possible de réduire les coûts de fonctionnement. L'analyse économique préliminaire des OPEX est présentée à la section 7.1.

Les résultats de la concentration en PCP sont présentés à la figure 5.15. L'utilisation d'intervalle d'ozonation ne semble pas diminuer l'efficacité d'élimination du PCP. La limite en composés phénoliques de 1 mg/L est respectée après 5 minutes, peu importe le procédé d'oxydation testé. Il est toutefois important de rappeler que la concentration initiale en PCP des eaux B du 2^e échantillonnage est de 2,68 mg/L au lieu de 47,00 mg/L lors du 1^{er} échantillonnage. La composition des eaux est décrite à la section 3.1. Compte tenu de cette différence majeure, il

serait important de revalider que l'utilisation d'intervalle d'ozone n'affecte pas la cinétique de dégradation du PCP.

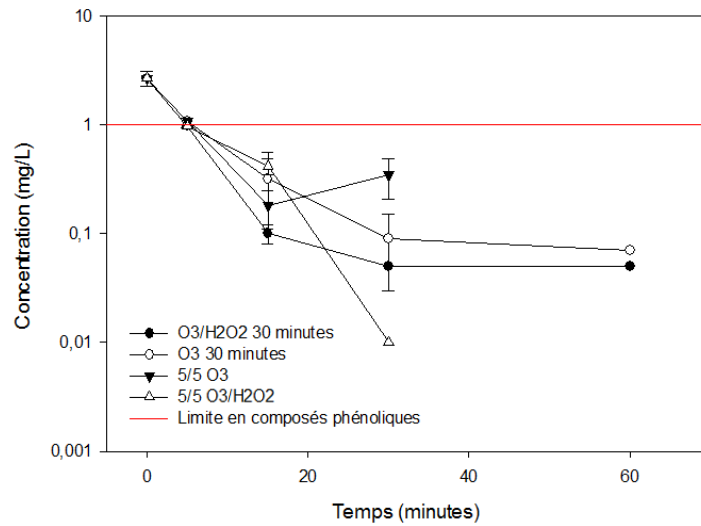


Figure 5.15 : Influence de l'ozonation en alternance 5/5 sur la concentration PCP (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

La même limite s'applique à la diminution de la DCO présentée à la figure 5.16. La concentration initiale de la DCO des eaux B du 2^e échantillonnage est de 4 206 mg/L. Elle est pourtant de 7 335 mg/L pour le 1^{er} échantillonnage. Le fait d'ozoner par intervalle semble réduire l'efficacité de réduction de la DCO. Il serait toutefois important de confirmer ce résultat.

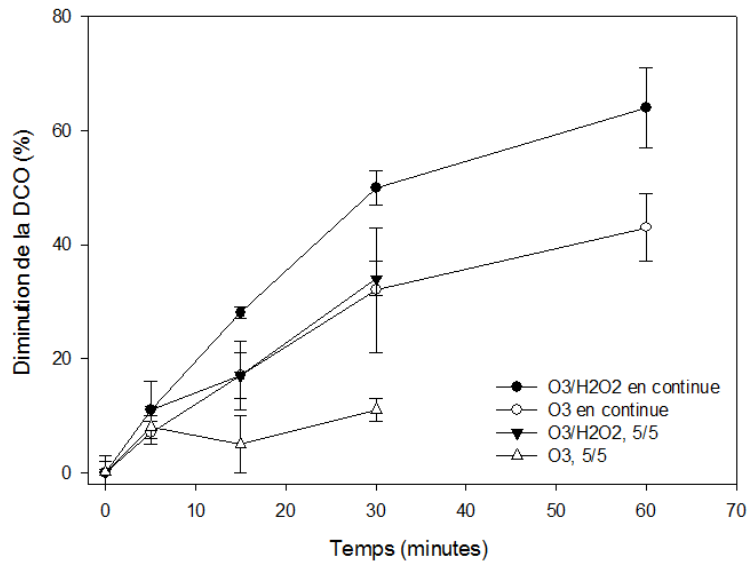


Figure 5.16 : Influence de l'ozonation en alternance 5/5 sur la réduction de la DCO (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

Comme mentionné à la section 4.1, l'ajout de H_2O_2 augmente la valeur initiale de la DCO des eaux. La DCO initiale est donc plus élevée pour le procédé O_3/H_2O_2 que pour le procédé O_3 .

5.2.5 Analyses complémentaires

La mesure du COT a été obtenue pour les procédés O_3 et O_3/H_2O_2 . Après 20 minutes de traitement, les deux POA obtiennent un COT d'environ 7 500 mg C/L. Les eaux brutes ont, quant à elles, un COT de 3 000 mg C/L.

Dans le cas présent, la dégradation est effectuée par ajout de persulfate et de rayonnement UV. Il arrive toutefois, avec cette méthode, que certaines matières contenues dans les eaux ne soient pas complètement dégradées [CEAEQ, 2003]. À ce moment, il y a une sous-estimation du COT. La plus faible valeur obtenue pour les eaux brutes peut donc être causée par une dégradation incomplète des contaminants. Cela donne, à tort, l'impression d'une augmentation du COT suite à l'application des procédés d'oxydation. Pour cette raison, le COT n'est pas pris en considération pour la comparaison des procédés d'oxydation.

Visuellement, les procédés utilisant l' O_3 permettent une décoloration importante des eaux. La figure 5.14 représente la décoloration des eaux ainsi que la décantation graduelle des matières

en suspension (MES) après un traitement de 20 minutes du procédé O_3/H_2O_2 à pH 12,3. Cette décoloration et création de MES est toutefois similaire pour les deux procédés. Les trois images représentent l'évolution visuelle des eaux dans l'heure suivant le traitement.

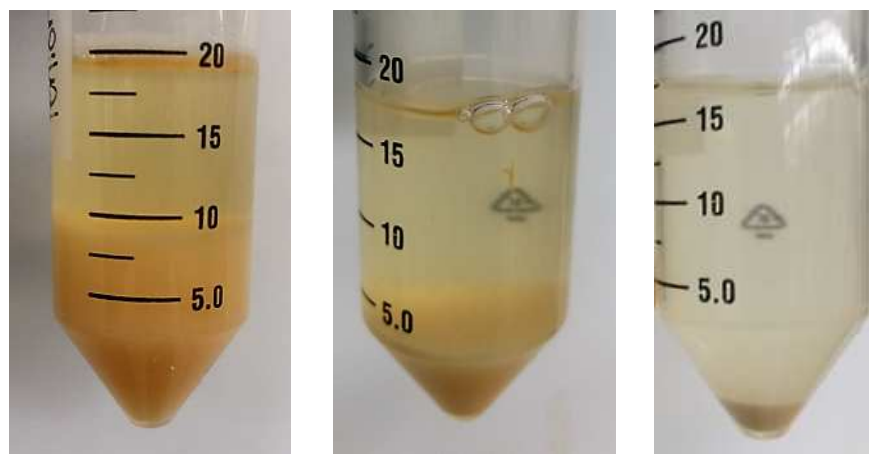


Figure 5.17 : Décoloration et décantation des MES pour 20 minutes de O_3/H_2O_2

Les procédés O_3 et O_3/H_2O_2 ne génèrent pas de boue additionnelle. La quantité de matières en suspension présente en fin de traitement est comparable à celle en début de traitement. L'ajout d'un traitement particulier ne semble pas nécessaire pour les enlever.

5.2.6 Conclusion de la phase 2

La deuxième phase a permis d'optimiser les procédés O_3 et O_3/H_2O_2 et de définir lequel est le plus efficace en fonction des exigences considérées. Les deux procédés permettent de respecter les exigences de pH et de composés phénoliques des villes dans un délai de 15 à 20 minutes. La différence majeure entre ceux-ci se situe au niveau de la réduction de la DCO. Le procédé O_3 plafonne à un taux de réduction de 30 % après 15 minutes. Le procédé O_3/H_2O_2 atteint, quant à lui, des valeurs de 55 et 68 % après 30 et 60 minutes respectivement. C'est donc le procédé O_3/H_2O_2 qui semble le plus optimal pour traiter les eaux de détoxification de la compagnie CRB.

À la suite de l'optimisation des autres paramètres, le dosage du procédé O_3/H_2O_2 est réévalué. Cela permet de prendre en compte les interactions entre les facteurs optimisés et de s'assurer que le dosage le plus faible possible soit utilisé. Les exigences de pH et de composés phénoliques sont respectées pour tous les dosages considérés. Les résultats obtenus pour la

réduction de la DCO sont toutefois favorables au dosage de 145 mg O₃/L*min pour 30 et 60 minutes de traitement. L'optimisation effectuée à la section 5.2.1 est donc adéquate et l'ajustement des facteurs successifs n'a pas eu d'impact sur celui-ci.

Ce procédé est jugé optimal avec un dosage de 145 mg O₃/L*min et l'ajout de 3,75 mg/L de H₂O₂ dès le début du traitement. Le pH des eaux sans ajustement est idéal pour le procédé. La variation de pH obtenu par ce POA permet de répondre aux exigences des deux villes. Il n'est donc pas nécessaire d'ajuster le pH. La durée du traitement ne peut pas être établie sans analyse économique. Les durées de 30 et 60 minutes sont donc étudiées dans la suite du mémoire.

6 PHASE 3 – ÉTUDE APPROFONDIE

6.1 Plan expérimental

À la suite de l'optimisation du procédé O₃/H₂O₂, certaines notions complémentaires sont considérées pour mieux évaluer l'efficacité du procédé en industrie. Cette troisième phase permet d'établir avec plus de précision la cinétique de réduction de la concentration de PCP, de la DCO et du pH. Elle comprend également une analyse de la DBO₅ et de l'impact de l'effet de matrice et du facteur d'échelle.

Le suivi des cinétiques de réduction est effectué sur 240 minutes. Celui de la concentration en PCP est effectué pour les 60 premières minutes seulement. Ce délai est assez long pour atteindre une stabilisation de la concentration.

L'analyse qualitative de la DBO₅ permet aussi une compréhension générale de la contamination des eaux après traitement. La ville d'East Angus a une exigence de DBO₅ de 400 mg/L devant être respectée par les eaux usées de CRB. Dans ce mémoire, seule une analyse qualitative de ce paramètre est effectuée sur les eaux B1. Les eaux utilisées ont été traitées par POA sur un volume de 69 mL. La mesure est faite à 30 et 60 minutes. Les méthodes de DBO₅ et d'oxygène dissous utilisées sont respectivement *5210 B et 4500-O C de la Standard Method, 21^e édition* [Eaton et al., 2005].

L'ensemencement utilisé est créé au laboratoire à partir d'un bouillon de culture de micro-organismes non exigeants. Ces micro-organismes peuvent donc se développer dans un milieu ayant les conditions minimales de survies. Le bouillon de culture est le Nutrient Broth de la compagnie Difco. La méthodologie utilisée pour créer l'ensemencement est celle présentée par le fournisseur.

Pour des eaux industrielles, la dilution recommandée est de 0 à 1 % [Eaton et al., 2005]. Étant donnée la forte contamination des eaux de CRB, le ratio de dilution utilisé est de 1:650. Cette dilution correspond également aux valeurs de dilution recommandées par la méthode MA. 315

– DBO 1.1 [CEAEQ, 2014a]. Celle-ci se base sur le ratio DBO₅/DCO. Ce ratio est de 0,29 pour les eaux A. Il est donc supposé que les eaux B1 ont un ratio entre 0,1 et 1.

Lors de la mesure de la DBO au temps 0, la quantité de thiosulfate de sodium nécessaire est d'environ 2 mL pour l'ensemble des bouteilles. Après 5 jours, le volume de thiosulfate de sodium nécessaire est plus faible. La solution de 0,0966 N est alors diluée par 10. La concentration en oxygène dans les bouteilles est calculée en considérant que 1 mL de thiosulfate à 0,025 N équivaut à 0,2 mg O₂/L.

La DBO₅ est calculée d'après l'équation 6.1 [CEAEQ, 2014a].

$$E = \frac{(D_1 - D_2) - (B_1 - B_2)}{v} \times 300 \quad (6.1)$$

où :

E : demande biochimique en oxygène de l'échantillon non dilué (mg O₂/L) ;

D1 : concentration initiale en oxygène dissous de l'échantillon dilué (mg/L) ;

D2 : concentration finale en oxygène dissous de l'échantillon dilué (mg/L) ;

V : volume de l'échantillon utilisé (mL) ;

300 : volume de la bouteille à DBO (mL) ;

B1 : concentration initiale d'oxygène dissous dans le blanc (mg/L) ;

B2 : concentration finale d'oxygène dissous dans le blanc (mg/L).

Une mesure quantitative de la DBO₅ devrait être effectuée par un laboratoire externe accrédité afin d'assurer le respect de l'exigence de la Ville d'East Angus.

La 3^e phase comprend également une étude d'impact de la matrice des eaux sur le rendement du procédé. Cette étude permet de voir si le POA serait sensible à de nouvelles modifications du procédé de détoxification. Les durées de traitement testées sont de 30, 60 et 90 minutes. Cette comparaison prend en considération les eaux A, B1, B1 filtrées à 0,45 µm et B2.

L'impact d'un facteur d'échelle de 3 est aussi étudié dans la 3^e phase. Lors des essais en laboratoire, les volumes utilisés sont de 22 mL. Or, la compagnie CRB a pour objectif de traiter

près de 100 m³ d'eau par jour. Un volume plus élevé est testé pour assurer une reproductibilité des résultats à plus grande échelle. Étant donné les limites du générateur d'ozone utilisé en laboratoire, un facteur d'échelle maximal de 3 peut cependant être testé.

Pour ces essais, le dosage d'oxygène utilisé est de 0,5 L/min et le volume d'eau est de 69 mL. Ces conditions permettent de garder le dosage d'ozone optimal de 145 mg/L*min. La concentration en H₂O₂ est de 3,75 mg/L tel que déterminé dans la deuxième phase. Les durées testées sont de 30, 60 et 90 minutes.

6.2 Analyse des résultats

Lors de la phase 3, tout comme lors des phases subséquentes, chacun des essais est effectué en duplicatas. Ainsi, les barres d'erreur présentées sur les figures correspondent à une différence de valeurs plutôt qu'à un écart-type réel. L'ensemble des résultats obtenus en phase 3 est présenté à l'Annexe I. Les valeurs finales de DCO en mg/L obtenues pour les 3 premières phases sont présentées à l'Annexe G. Dans cette section, le POA O₃/H₂O₂ est étudié plus en profondeur afin de mieux connaître ses limites.

6.2.1 Cinétique de réduction des composés

Les cinétiques de réduction des composés étudiés sont détaillées dans les figures 6.1 à 6.3. Celles-ci permettent d'évaluer le temps nécessaire à l'atteinte des exigences de rejet ou à une réduction complète.

Le suivi du pH dans le temps permet de valider qu'il respecte les exigences après 15 minutes (fig. 6.1). La cinétique est d'ordre 2 pour les 30 premières minutes avec une constante de 0,0016 et un coefficient de corrélation de 0,966. Après 30 minutes, il atteint un pH d'environ 7,8. Cette valeur reste stable jusqu'à la fin du suivi. Une durée de traitement de 15 minutes et plus n'est donc pas problématique vis-à-vis de cette composante.

La figure 6.2 présente la concentration en PCP sur une période de 60 minutes de traitement. Le suivi sur une plus longue période n'est pas nécessaire puisque la limite en composés phénoliques est respectée après 20 minutes de POA. La concentration en PCP se stabilise également à des concentrations inférieures à 0,1 mg/L après 30 minutes. La concentration en PCP n'est donc pas problématique pour des durées de traitement supérieures à 20 minutes. La dégradation de ce

contaminant suit une cinétique d'ordre 1 avec une constante de 0,2169 et un coefficient de corrélation de 0,994. Cette cinétique de dégradation correspond à celle retrouvée dans une étude précédente [Trapido et al., 1997].

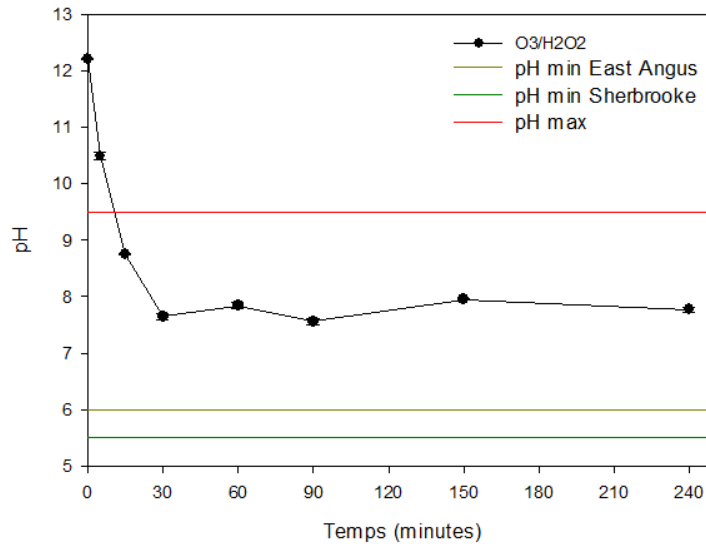


Figure 6.1 : Variation du pH sur 240 minutes de O_3/H_2O_2 (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

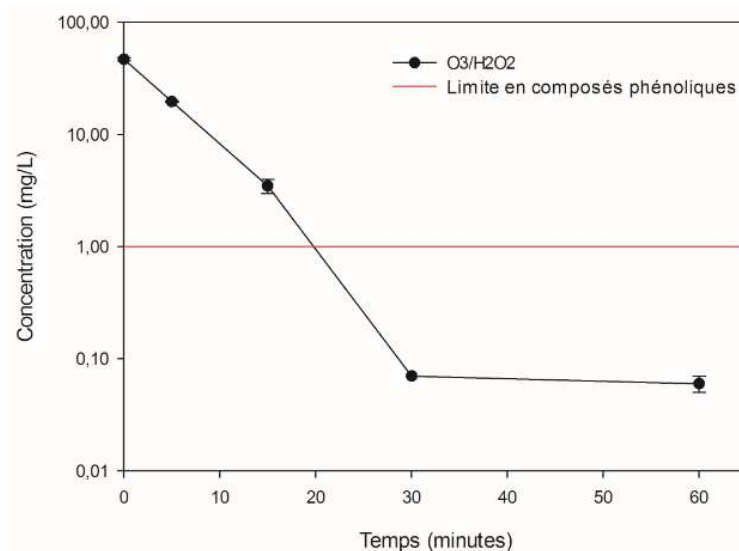


Figure 6.2 : Concentration en PCP sur 60 minutes de O_3/H_2O_2 (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

La DCO est le paramètre offrant le plus de résistance face au traitement. La cinétique de réduction a été évaluée à partir des données de DCO restante en fonction du temps. D'après les résultats de duplicatas pour divers temps de traitement, l'élimination de la DCO semble se faire en 3 étapes comprenant :

- une cinétique de dégradation d'ordre deux, entre 0 et 60 minutes, caractérisée par une constante de cinétique de 3×10^{-6} et un coefficient de corrélation de 0,987;
- une stabilité, entre 60 et 90 minutes, et
- une cinétique d'ordre deux, après 90 minutes, ayant une constante de cinétique de 9×10^{-7} et un coefficient de corrélation de 0,990.

Ceci est représenté à la figure 6.3 en terme de réduction (%) de la DCO. La DCO initiale prend en considération la DCO du H_2O_2 .

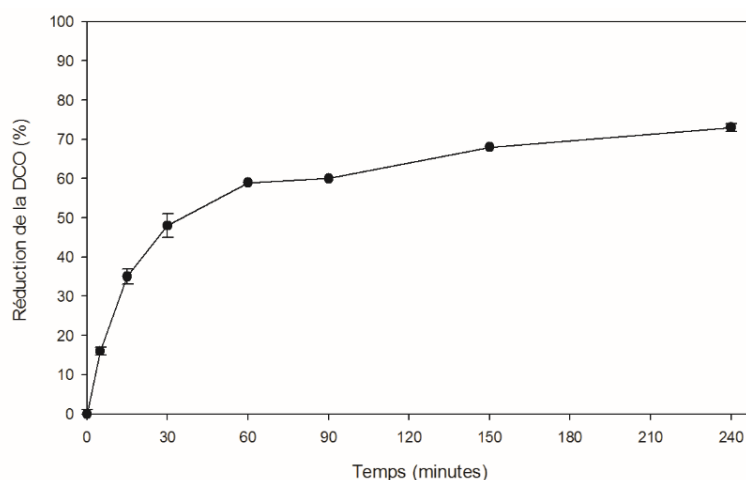


Figure 6.3 : Réduction de la DCO sur 240 minutes de O_3/H_2O_2 (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

Sur cette figure, il semble y avoir un plateau entre les 60 et 90 premières minutes du procédé. Compte tenu des faibles barres d'erreurs obtenues après ces temps de traitement, il est peu probable que le plateau soit causé par une erreur de manipulation. En l'occurrence, il pourrait être causé par la présence de contaminants plus difficilement oxydables. Un temps de contact ou une quantité plus grande d'oxydant serait alors nécessaire à les dégrader.

Après 90 minutes, certains composants recommencent à être dégradés. La seconde cinétique est toutefois plus lente. Les temps nécessaires à l'atteinte de pourcentages de réduction plus élevés

sont extrapolés au tableau 6.2. Ceci suppose toutefois qu'il n'y ait pas d'autre plateau et que la dégradation suit la seconde cinétique. Tel que mentionné à la section 5.2.4, un temps de traitement de plus de 60 minutes n'est pas bénéfique pour l'industrie puisqu'alors le taux de réduction de la DCO devient trop lent. Selon le tableau 6.2, une dégradation complète de la DCO est d'ailleurs irréaliste.

Tableau 6.1 : Extrapolation du temps nécessaire à la réduction de la DCO

Réduction de la DCO (%)	Temps requis
70	3h15
80	6h45
90	1024h

Comme mentionné à la section 5.2.2, l'ajout de la solution de H₂O₂ dans les eaux usées augmente la DCO. Elle devient ainsi un composant devant être dégradé au même titre que les autres polluants. Les valeurs de DCO utilisées sont celles obtenues en incluant le H₂O₂. En début de procédé, l'ajout de la solution de H₂O₂ augmente la DCO de 1500 mg/L.

6.2.2 Analyse de la DBO₅

La DBO₅ correspond à la quantité d'oxygène consommée par les bactéries aérobies après 5 jours. Or, leur vitalité est fortement influencée par la concentration en contaminants, notamment toxiques, des eaux. Leur adaptation est facilitée par une eau faiblement concentrée. Inversement, une eau ayant une forte contamination risque de tuer ou de réduire la colonie bactérienne.

Une mesure de la DBO₅ des eaux de CRB sans dilution ne permet pas d'avoir une valeur représentative. Les eaux brutes sont fortement contaminées et les bactéries risquent de ne pas être en mesure de s'adapter à l'environnement. La figure 6.4 représente les valeurs de DBO₅ obtenues pour une dilution de 1:650. Dans le cas présent, seule une analyse qualitative est effectuée. Les concentrations totales de la DBO₅ varient selon les dilutions et la concentration en MES des eaux testées. Ces résultats sont présentés à l'Annexe I.

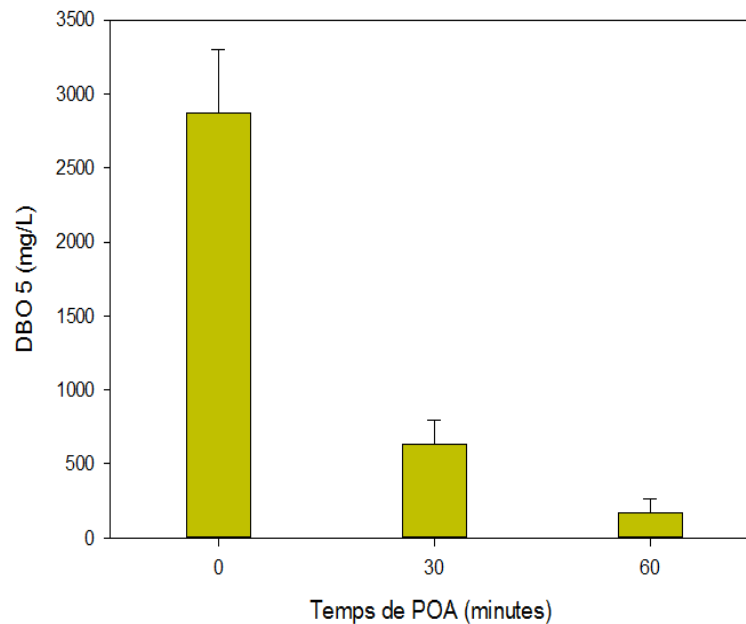


Figure 6.4 : DBO₅ après 0, 30 et 60 minutes de O₃/H₂O₂ (O₃ : 145 mg/L*min, H₂O₂ : 3,75 mg/L) (Dilution 1:650)

La DBO₅ diminue considérablement avec l'application du POA. La diminution est toutefois plus grande dans les 30 premières minutes du procédé. La réduction de la DCO présentée à la figure 6.3 suit également cette courbe. En jumelant ces deux informations, il est possible de conclure que la réduction de la DCO comprend une portion considérable de contaminants biodégradables dans les 60 premières minutes. Tous les contaminants biodégradables ne sont toutefois pas dégradés durant ce laps de temps.

Il est toutefois important de rappeler qu'il n'est pas nécessaire d'éliminer complètement les contaminants dans les eaux de CRB. Le POA sert de prétraitement industriel des eaux. En étant rejetées dans les égouts sanitaires, elles seront ensuite traitées dans le système de traitement d'eaux usées des villes de Sherbrooke ou d'East Angus.

6.2.3 Effet de matrice

La matrice des eaux joue un rôle important sur l'efficacité du POA. Dans cette section, la sensibilité du procédé O₃/H₂O₂ est évaluée en fonction de 4 types d'eaux provenant de la compagnie CRB. Le tableau 6.3 résume les différentes caractéristiques des eaux avant traitement :

Tableau 6.2 : Caractéristiques initiales des matrices d’eaux comparées

Eaux	pH	DCO (mg/L)	PCP (mg/L)
A	8,5	3 660	22
B1	12,2	7 260	47
B1 filtrées à 0,45 µm	12,2	6 645	40
B2	12,5	4 206	2,68

La figure 6.5 présente les résultats de pH pour 90 minutes de POA. Le pH final des eaux A se situe sous les exigences minimales des villes d’East Angus après 25 minutes et de Sherbrooke après 45 minutes. Cela peut être attribué à la plus faible valeur de départ pour ces eaux. Le fait de filtrer les eaux B1 ne modifie pas l’effet sur le pH. Les eaux B2 ont, quant à elles, un pH supérieur à 9,5. À la section 2.1.1, il est mentionné que certains sous-produits de dégradation du PCP sont des acides. Ainsi, en se dégradant, il permet une diminution du pH. La faible concentration initiale de PCP dans les eaux B2 pourrait donc être la raison pour laquelle la diminution de pH est plus faible.

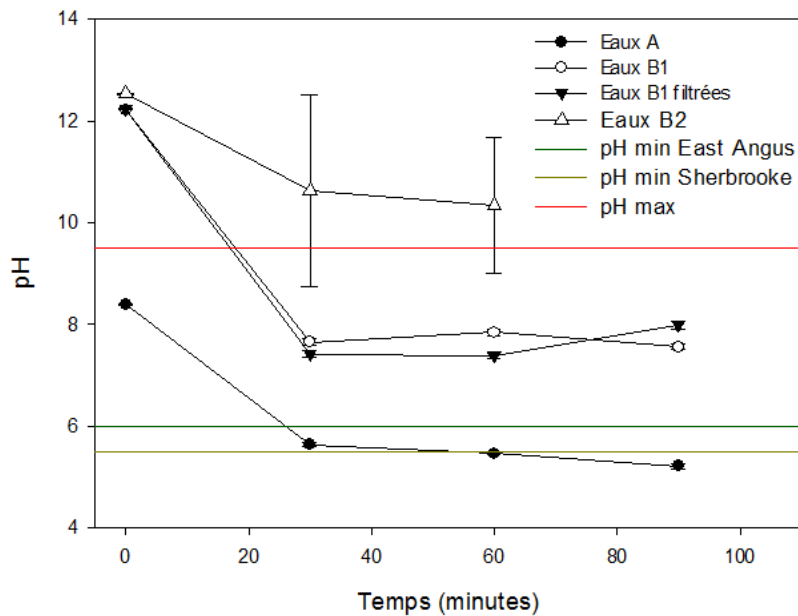


Figure 6.5 : Effet de la matrice des eaux sur le pH avec O₃/H₂O₂ (O₃ : 145 mg/L*min, H₂O₂ : 3,75 mg/L)

L'exigence de concentration en composés phénoliques est respectée après environ 20 minutes pour tous les types d'eaux. Les valeurs de départ n'influencent pas les concentrations finales en PCP. Ces résultats sont présentés à la figure 6.6.

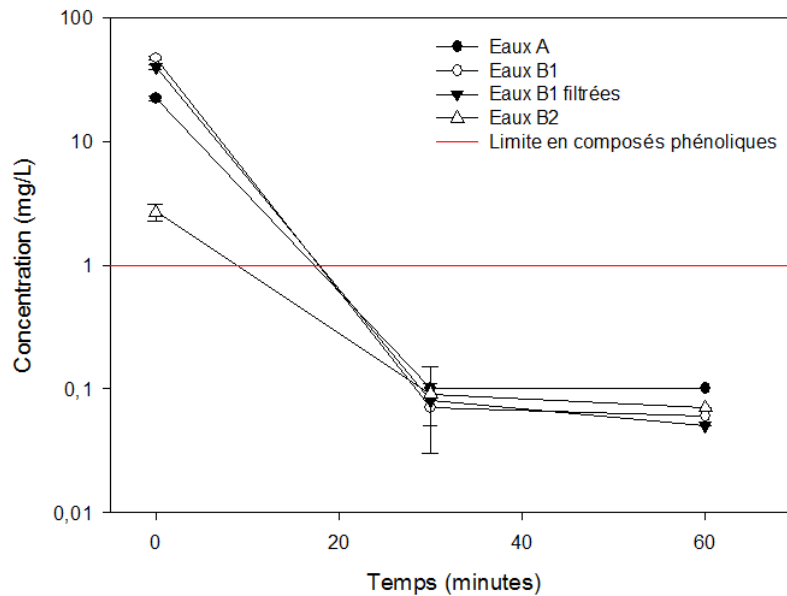


Figure 6.6 : Effet de la matrice des eaux sur la concentration en PCP avec O_3/H_2O_2 (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

La matrice des eaux influence directement le taux de réduction de la DCO tel que présenté à la figure 6.7. Les eaux A ont une réduction plus faible que l'ensemble des eaux. Ceci peut être causé entre autres à son pH initial plus faible. Un plus faible rendement pour la DCO causée par une baisse de pH est déjà remarqué à la section 5.2.4.

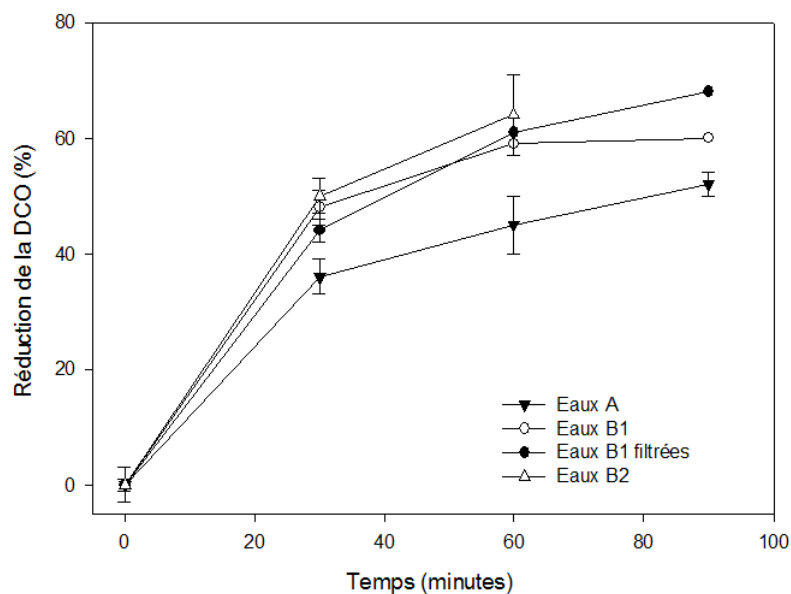


Figure 6.7 : Effet de la matrice des eaux sur la réduction de la DCO avec O_3/H_2O_2 (O_3 : 145 mg/L*min, H_2O_2 : 3,75 mg/L)

Les valeurs initiales totales de la DCO varient selon les matrices telles que présentées dans le tableau 6.3. Le pourcentage de dégradation de la DCO est toutefois relativement constant pour les eaux B. Il semble donc indépendant de la DCO initiale de ces eaux. La présence de MES n'a pas non plus d'impact significatif sur la réduction de la DCO.

D'après les résultats obtenus, la matrice des eaux peut influencer l'efficacité du POA. Il est donc important d'effectuer des validations d'efficacité du POA chaque fois qu'il y a une variation de cette matrice.

6.2.4 Facteur d'échelle

L'étude du facteur d'échelle permet de valider si le POA O_3/H_2O_2 garde son efficacité lorsque le volume d'eaux traitées augmente. Cette étude est primordiale en industrie. Dans le présent mémoire, l'étude n'a porté que sur un facteur 3 en raison des limites de capacités du générateur d'ozone utilisé. Une étude à grande échelle reste nécessaire afin d'assurer le bon fonctionnement du procédé avec des volumes plus grands que ceux testés en laboratoire. CRB souhaite traiter 100 m³ d'eaux usées par jour. Dans une telle situation, le facteur d'échelle serait de 100 000.

Le pH final et la concentration en PCP ne sont pas influencés par un facteur d'échelle de 3. Les exigences imposées par les villes de Sherbrooke et d'East Angus sont respectées. Le taux de réduction de la DCO semble toutefois être influencé. La figure 6.7 présente ces résultats. La concentration initiale prend en considération l'ajout du H₂O₂.

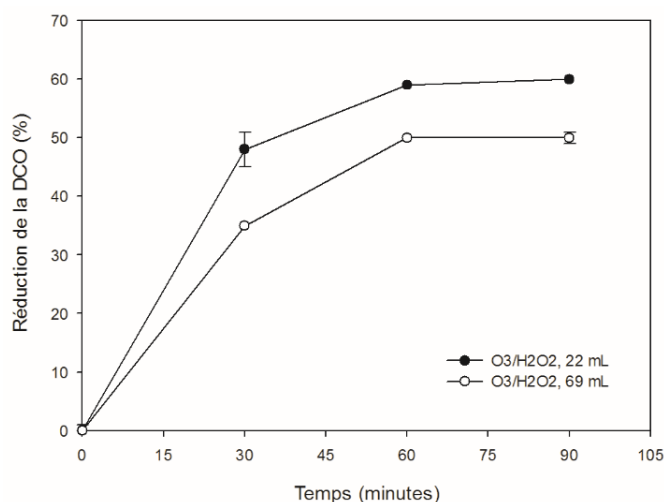


Figure 6.8 : Réduction de la DCO dans le temps avec O₃/H₂O₂ (O₃ : 145 mg/L*min, H₂O₂ : 3,75 mg/L)

Le taux de réduction de la DCO est plus faible pour un volume de 69 mL. Il plafonne à 50 % au lieu de 60 % pour le volume de 22 mL. Les cinétiques de dégradation sont toutefois les mêmes.

Lors de l'expérimentation des essais de 69 mL, la bouteille de verre utilisée est de 250 mL au lieu de 100 mL. Le changement du montage peut être la cause de cette réduction d'efficacité au niveau de la DCO. En effet, la surface de contact entre l'air et l'eau et le volume d'air sont plus grands dans la bouteille de 250 mL. La conception du système de traitement devrait être optimisée afin d'offrir le meilleur transfert de masse possible entre l'air et l'eau. Dans le présent mémoire, cet aspect n'est pas évalué.

Une conception optimale du système de traitement et un facteur d'échelle de plus grande ampleur devrait donc être pris en considération lors de l'augmentation du volume de traitement des eaux.

L'analyse économique effectuée dans ce mémoire se rabat sur des systèmes simples pour donner un ordre de grandeur. Cette analyse devrait toutefois être modifiée en fonction des modifications apportées à la forme du POA.

6.3 Conclusions de la phase 3

La 3^e phase étudie plus en détail certaines notions complémentaires du procédé O₃/H₂O₂. La cinétique de réduction de la concentration en PCP suit un ordre 1 lors des 30 premières minutes. Par la suite, la concentration se stabilise à 0,07 mg/L. La réduction de la DCO correspond davantage à une cinétique d'ordre 2. La majeure partie de la dégradation s'effectue lors des 60 premières minutes. La réduction du pH suit également une cinétique d'ordre 2 pour les 30 premières minutes. Il se stabilise ensuite à 7,75. La DBO₅ est également réduite considérablement après 30 minutes de traitement. Les valeurs quantitatives ne sont toutefois pas établies.

Les matrices d'eaux testées semblent influencer le pH final ainsi que la réduction de la DCO. La concentration finale en PCP n'est toutefois pas influencée par celles-ci. Finalement, le facteur d'échelle de 3 testé n'impacte que la réduction de la DCO. Le montage du procédé n'a toutefois pas été optimisé. Une telle optimisation pourrait permettre d'atteindre de meilleurs résultats ou faire en sorte que le procédé soit plus sensible au facteur d'échelle. Il est important de valider l'efficacité du POA chaque fois qu'il y a une modification de la matrice des eaux ou du facteur d'échelle afin d'assurer le respect des exigences établies par les villes de Sherbrooke et d'East Angus.

7 PHASE 4 – ANALYSE ÉCONOMIQUE

L'analyse économique permet de déterminer si le procédé d'oxydation est viable économiquement pour CRB. Cette section fait part d'une analyse préliminaire des coûts pour les procédés retenus lors de la 2^e phase soit O₃ et O₃/H₂O₂. Les montants sont représentatifs de l'efficacité des procédés en laboratoire. Les coûts peuvent varier pour un système à grande échelle. Cette analyse donne toutefois un ordre de grandeur des dépenses qu'engendre ce type de procédé. Les coûts d'implantation (CAPEX) et de fonctionnement (OPEX) sont étudiés et doivent être les plus faibles possible afin d'avoir un procédé exploitable.

Le choix des équipements est basé sur un traitement quotidien de 100 m³ d'eaux usées en considérant une période d'activité de 12 h. Ainsi, l'équipement doit permettre de traiter un débit de 9 m³/h. La durée des procédés pour cette étude économique est de 30 minutes.

7.1 Coût de fonctionnement

L'objectif de coût à atteindre pour les OPEX est fixé par l'entreprise CRB. Il se situe entre 1 et 9 \$/m³ d'eaux traitées selon le prix des matières premières utilisées.

Ces coûts sont calculés en fonction des concentrations en oxydant déterminées dans la phase 2. Le prix des matières premières établi sur le marché fait également varier les OPEX. Dans le cas présent, les matières premières sont le peroxyde d'hydrogène et l'électricité nécessaire pour créer l'ozone.

Le premier entrant nécessaire au traitement est le H₂O₂. Le prix d'achat est obtenu par la compagnie USP Technologies qui se spécialise dans la vente de produits contenant du peroxyde, dont le peroxyde d'hydrogène. Le prix pour ce produit est de 3,45 \$ US/gallon pour une solution de 50 % m/m. En convertissant en \$ CA selon le taux de change du 3 novembre 2016, ce prix revient à 1,22\$ CA/L.

Le deuxième entrant est l'électricité nécessaire pour créer l'O₃. Ce gaz ne peut malheureusement pas être acheté en vrac. Pour l'obtenir, il est nécessaire d'acheter un générateur d'ozone. Le taux de transformation de l'O₂ à l'O₃ est d'environ 14 % [Pinnacle, 2014]. Le générateur d'ozone

peut être alimenté par un apport en air ou en oxygène concentré. Dans le cas présent, un apport en oxygène concentré est nécessaire pour avoir une concentration finale en O₃ suffisante à la demande du POA.

L'oxygène concentré peut être fourni par bombonne ou par un compresseur à air suivi d'un concentrateur d'oxygène. La deuxième option permet d'utiliser l'air ambiant comme matière première. L'oxygène est ensuite concentré en retirant l'azote présent dans l'air pour obtenir un gaz ayant une forte concentration en oxygène [OXYPLUS, 2016]. C'est cette option qui est proposée à CRB.

Un destructeur d'ozone est également nécessaire, car l'ozone est nocif pour la santé humaine [MDDELCC, 2002]. Le coût de revient pour l'ozone est donc directement lié à la consommation énergétique de ces différents appareils.

Les fournisseurs et caractéristiques de chacun des entrants sont présentés à l'Annexe J. Le tableau 7.1 résume, pour sa part, les OPEX qui se somment à 11,47 \$/m³ d'eaux usées pour 30 minutes de O₃/H₂O₂.

Tableau 7.1 : Détails des OPEX pour le procédé O₃/H₂O₂

Entrants	Unité	\$/U	Quantité	\$/m³
H₂O₂ 50 %	L	1,22 \$	6,25	7,62 \$
Électricité :				
- Générateur d'O₂	m ³ O ₂	0,09 \$	32,81	2,20 \$
- Générateur d'O₃	kWh	0,04 \$	34,80	1,49 \$
- Destructeur d'O₃	kWh	0,04 \$	3,48	0,15 \$
Total :				11,47 \$

Les OPEX sont supérieurs à la gamme proposée par CRB. De cette somme, le H₂O₂ correspond à plus de la moitié des coûts. De ce fait, même en utilisant l'ozonation par alternance, le coût des OPEX reste trop élevé. La section 5.2.4 démontre toutefois que l'apport en H₂O₂ n'est pas nécessaire aux respects des exigences de pH et de PCP. En effet, celui-ci augmente le taux de réduction de la DCO qui, elle, n'a pas d'exigence. Afin de réduire les OPEX à l'intérieur de la

gamme visée, il est donc possible d'utiliser le procédé O₃ au lieu du procédé O₃/H₂O₂. Dans ce cas, les OPEX se somment à 3,85 \$/m³ d'eau.

7.2 Analyse de sensibilité

Le coût des matières premières est variable dans le temps et cette variation joue un rôle majeur sur les OPEX. Afin d'évaluer cet impact, une analyse de sensibilité est réalisée en augmentant le coût de chacun des entrants de 20 % à tour de rôle. Cette analyse permet également de cibler l'entrant ayant le plus d'impact sur le coût final.

Une optimisation des procédés en utilisant un système d'injection d'O₃ plus approprié par exemple peut, quant à lui, réduire les OPEX. Une simulation de réduction de 20 % des entrants à tour de rôle permet de voir le prix de revient des procédés. Le tableau 7.3 résume l'analyse de sensibilité effectuée.

Tableau 7.2 : Analyse de sensibilité pour les OPEX des procédés O₃/H₂O₂ et O₃

	O ₃ /H ₂ O ₂		O ₃	
	OPEX	Augmentation	OPEX	Augmentation
\$ H₂O₂ + 20 %	12,84 \$	12%	3,85 \$	0%
\$ Électricité +20%	12,39 \$	8%	4,62 \$	20%
Demande en H₂O₂ -20%	10,09 \$	-12%	3,85 \$	0%
Demande en O₃ -20%	10,55 \$	-8%	3,08 \$	-20%

Pour le POA O₃/H₂O₂, le prix du H₂O₂ est celui apportant la plus grande variation de coût. Une augmentation de son prix d'achat de 20 % fait augmenter les OPEX du POA de 12 %. Une augmentation du prix de l'électricité fait, pour sa part, augmenter le coût du POA de 8 %. Pour le procédé O₃, l'électricité est le seul entrant. L'augmentation de son prix d'achat de 20 % affecte donc directement les OPEX de 20 %.

Une réduction de 20 % de la demande en H₂O₂ ou en O₃ ne suffit pas à atteindre la gamme de prix de 1 à 9 \$/m³ d'eau pour le POA O₃/H₂O₂. Pour le procédé O₃, une augmentation de 20 % du prix de l'électricité, situe les OPEX à 4,62 \$/m³ d'eau. Cette valeur respecte encore une fois la gamme de prix proposée.

7.3 Coût d'implantation

De manière générale, les CAPEX tiennent uniquement compte du coût des principaux appareils de traitement. Le diagramme des opérations, présenté à la figure 7.1, met en relation chacun des appareils utilisés pour le traitement des procédés O₃ et O₃/H₂O₂. L'estimation des CAPEX et le détail des 7 appareils compris dans le calcul sont présentés au tableau 7.3.

Tableau 7.3 : Détails des appareils considérés dans les CAPEX

#	Produits	Fournisseur	Marque, Modèle	Prix
1	Compresseur à air	Atlas Copco	---	500 000 \$
2	Générateur d'oxygène	Atlas Copco	PSA system (3 unités)	
3	Générateur d'O ₃	Primozone	Demande en oxygène : 204 Nm ³ /h Débit : 40,8 kg O ₃ /h Débit max: 46,24 kg O ₃ /h	2 500 000 \$
4	Système d'injection et d'agitation	Primozone	---	
5	Destructeur d'O ₃	Primozone	---	
6	Pompe magnétique pour H ₂ O ₂	Aqua-Mérik	2-MD-HC	315 \$
7	Réservoir	US Plastic	5,67 m ³ Dualline™ Double Wall Tank, 2 m Dia. x 3 m H	3 000 \$
Total				3 000 000 \$

Une estimation du coût des appareils servant à concentrer l'oxygène, n° 1 et 2, a été obtenue par la compagnie Atlas Copco. Les coûts s'élèvent à 500 000 \$. L'estimation du coût des appareils d'ozonation, n° 3 à 5 inclusivement, a pour sa part été obtenue par la compagnie Primozone. Celle-ci s'élève à 2,5 millions \$. Le coût d'acquisition de ces 5 appareils est donc d'environ 3 millions \$. Les autres fournitures ont un prix négligeable. Les CAPEX sont donc les mêmes pour les procédés O₃ et O₃/H₂O₂.

Dans un cas idéal, CRB souhaite pouvoir amortir la somme des CAPEX sur 3 à 5 ans. Plus l'investissement initial est élevé, plus les délais de remboursement sont longs. Il est donc avantageux pour CRB de réduire au maximum le coût des CAPEX.

Il existe divers moyens pour réduire ces coûts et rendre le procédé plus acceptable économiquement. Une optimisation du système d'injection d'ozone pourrait par exemple permettre de réduire la demande en O₃. L'achat de générateurs d'oxygène et d'ozone plus petits pourrait alors être suffisant. Cela réduirait considérablement les CAPEX. L'estimation des coûts reliés à l'implantation du système de traitement est élevée, mais sa valeur n'est pas fixe. Comme mentionné au début de la section 7, ceci est une estimation préliminaire.

Compte tenu des résultats expérimentaux et de l'estimation des coûts effectuée, le procédé O₃ semble l'option la plus envisageable pour CRB. Il est toutefois important de s'assurer, par des analyses externes, que toutes les exigences des villes sont respectées avant de conclure que le procédé répond aux demandes de CRB. Ces exigences concernent notamment l'ensemble des composés phénoliques et des HAP, le phosphore, les huiles et graisses et la DBO₅. Une analyse de l'air en sortie du procédé permettrait également de s'assurer qu'aucune matière volatile n'est libérée après le procédé. Si ce n'est pas le cas, l'ajout d'un filtre à charbon pourrait être installé avant le destructeur d'ozone afin de récupérer ces matières volatiles. Son coût d'acquisition devrait alors être ajouté au CAPEX et le coût du charbon activé devrait être ajouté aux OPEX.

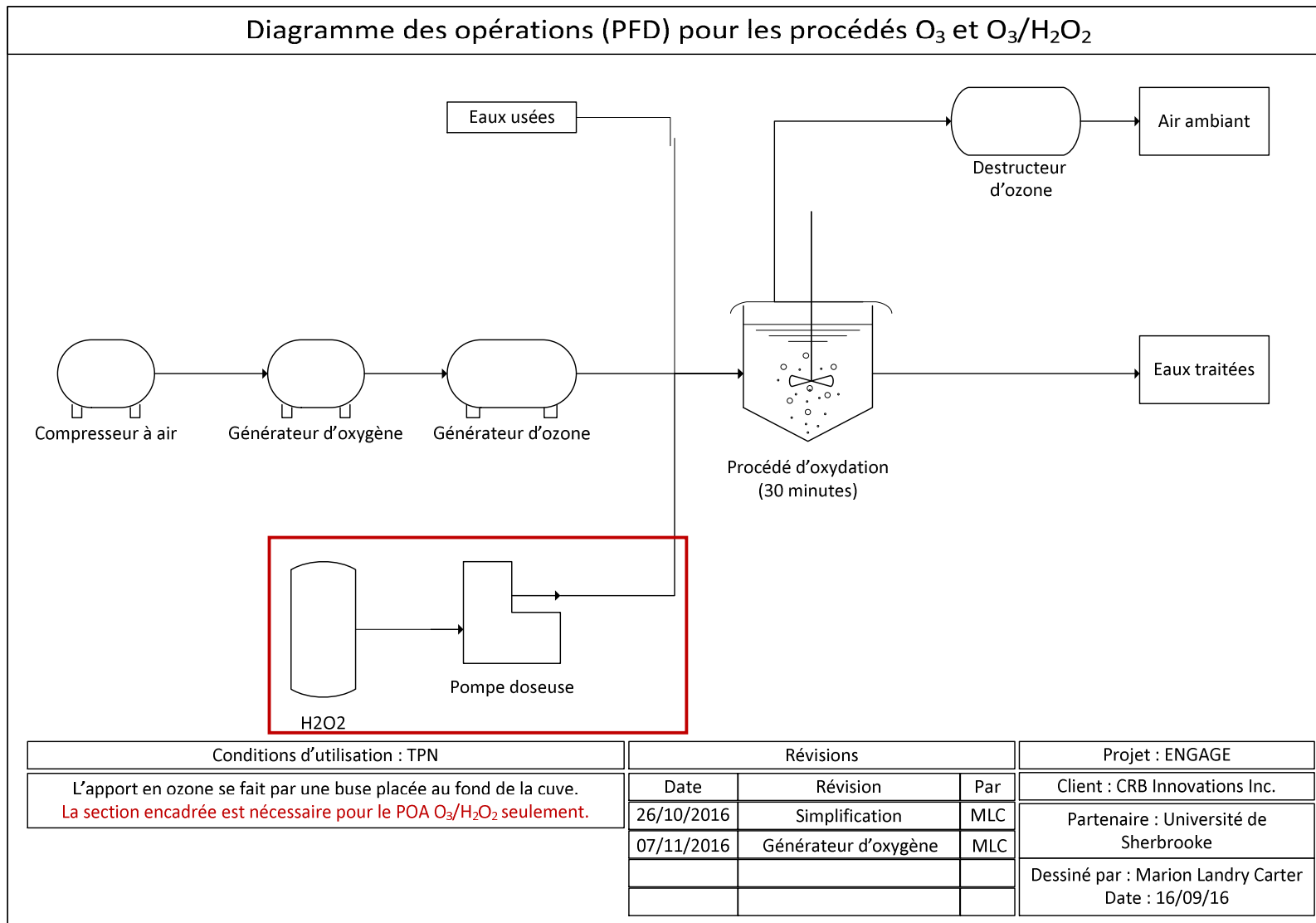


Figure 7.1 : Diagramme des opérations pour les procédés O₃ et O₃/H₂O₂

8 CONCLUSION

En industrie, la génération d'eaux usées est chose commune. La compagnie CRB Innovations inc. ne fait pas exception à la règle. La valorisation du bois traité en bioproduits et biocarburant crée des eaux usées fortement contaminées en biocides. Ces eaux contiennent entre autres des composés phénoliques, dont le PCP ; des HAP ; des métaux lourds ; du phosphore et des H&G. Étant donné leur forte contamination, ces eaux doivent être traitées afin de répondre aux exigences de rejets dans les égouts sanitaires des villes de Sherbrooke et d'East Angus. Plusieurs méthodes de traitement peuvent être utilisées pour décontaminer des eaux usées. Cette étude porte sur les procédés d'oxydation et les procédés d'oxydation avancée. L'objectif est de définir s'il est possible de répondre aux exigences des deux villes mentionnées plus haut pour permettre un rejet directement dans les égouts sanitaires, tout en répondant aux critères économiques fixés par l'entreprise CRB Innovations inc. Les neuf procédés d'oxydation testés sont : UV, UV/TiO₂, Fenton, H₂O₂, UV/H₂O₂, O₃, O₃/UV, O₃/H₂O₂ et O₃/UV/H₂O₂. Le projet est séparé en 4 phases distinctes : la comparaison, l'optimisation, l'étude approfondie et l'analyse économique préliminaire. Pour l'ensemble du projet, les critères étudiés sont la capacité de réduction de la concentration en PCP ainsi que la réduction de la DCO et du pH.

Dans la phase 1, l'efficacité des neuf procédés d'oxydation est comparée sur 20 minutes de traitement. Après une filtration des eaux à 0,45 µm, les procédés utilisant l'ozonation permettent de répondre aux critères de pH et de PCP des deux villes. Ils permettent également une réduction de la DCO de plus de 36 %. Le procédé O₃/H₂O₂ permet, quant à lui, une réduction de plus de 53 % de la DCO.

Les 2 procédés les plus favorables sont optimisés en phase 2. Ces procédés sont O₃ et O₃/H₂O₂. L'optimisation s'effectue sur les eaux brutes non filtrées. Cette phase permet d'établir que le second procédé est le plus efficace pour répondre aux besoins de CRB. En effet, il permet une réduction de la DCO de 48 % après 30 minutes au lieu de 30 % pour l'O₃ seul. Les deux procédés se conforment toutefois aux exigences des deux villes concernant le pH et le PCP. Les deux procédés sont optimisés à pH 12,3. La demande en ozone est de 145 mg/L*min et la durée est de 30 minutes. La concentration en H₂O₂ est de 3,75 mg/L pour le POA O₃/H₂O₂.

Lors de la phase 3, une étude plus approfondie du procédé final O₃/H₂O₂ est effectuée. Les cinétiques de dégradation des contaminants démontrent une stabilisation du pH à 7,75 et du PCP à 0,07 mg/L après 30 minutes. La majeure partie de la dégradation de la DCO s'effectue lors des 60 premières minutes après quoi elle atteint 59 %. La DBO₅ est également réduite considérablement après 30 minutes de traitement. Les valeurs quantitatives ne sont toutefois pas établies.

L'efficacité du procédé a été testée sur différentes matrices d'eaux et un facteur d'échelle de 3. Ceux-ci influencent directement l'efficacité du POA. Il est donc important de confirmer le rendement du POA chaque fois qu'il y a une modification du traitement qui touche ces aspects.

Une analyse économique préliminaire des procédés termine le mémoire en phase 4. Les OPEX pour 30 minutes du procédé O₃/H₂O₂ sont de 11,47 \$/m³. La gamme de prix proposée par CRB est toutefois de 1 à 9 \$/m³. En utilisant le procédé O₃, le coût est de 3,85 \$/m³. Rappelons que ce procédé respecte également les exigences des villes. La gamme de prix est aussi respectée par le procédé O₃ s'il y a une variation de 20 % du prix de la matière première. Le procédé O₃ semble donc plus réaliste économiquement. Les CAPEX sont estimés à 3 millions de dollars pour acquérir les appareils d'ozonation.

Compte tenu des résultats obtenus dans les 4 phases du projet, le procédé O₃ semble l'option la plus envisageable pour CRB. Il est toutefois important de s'assurer, par des analyses externes, que toutes les exigences des villes sont respectées avant de conclure que le procédé convient. Ces exigences concernent notamment l'ensemble des composés phénoliques et des HAP, le phosphore, les huiles et graisses et la DBO₅. Une analyse de la qualité de l'air en sortie du procédé permettrait également de s'assurer qu'aucune matière volatile n'est libérée.

Dans le cadre de ce projet, le système d'injection d'ozone n'est pas optimisé. Celui-ci joue toutefois un rôle de grande importance pour le transfert d'oxydant dans l'eau. Il serait donc bien d'évaluer le rôle de celui-ci sur un système à grande échelle. Cela permettrait possiblement de réduire les coûts du traitement.

Finalement, les POA sonochimiques et électrochimiques n'ont pas été considérés dans ce mémoire. Ceux-ci pourraient être de bonnes options à considérer si les autres procédés ne permettent pas d'obtenir les rendements souhaités.

ANNEXE A - EXIGENCES DE LA VILLE DE SHERBROOKE

REJETS DANS LES ÉGOUTS SANITAIRES

TITRE 6 - ENVIRONNEMENT

CHAPITRE 2 - REJETS DANS LES RÉSEAUX D'ÉGOUT (Ajouté par l'art. 6 de 1-5)

Section 1 - Dispositions déclaratoires et interprétatives

6.2.1 Définitions

À moins de déclaration contraire, expresse ou résultant du contexte de la disposition, les expressions, termes et mots suivants ont, dans le présent chapitre, le sens et l'application que leur attribue le présent article :

- 1) L'expression « **autorité compétente** » désigne le Service des infrastructures urbaines et de l'environnement;
- 2) L'expression « **demande biochimique en oxygène 5 jours (DBO₅)** » désigne la quantité d'oxygène exprimée en mg/l utilisée par l'oxydation biochimique de la matière organique pendant une période de cinq (5) jours à une température de 20 °C;
- 3) L'expression « **eaux de procédé** » désigne les eaux contaminées par une activité industrielle ou commerciale;
- 10) L'expression « **réseau d'égouts séparatifs** » désigne un système d'égouts où existent séparément un réseau d'égout domestique et un réseau d'égout pluvial;
- 11) L'expression « **réseau d'égouts unitaires** » désigne un système d'égouts conçu pour recevoir les eaux usées domestiques, les eaux de procédé et les eaux résultant de précipitations;

12) Les mots « ville » et « municipalité » désignent la Ville de Sherbrooke.

(Ajouté par l'art. 6 de 1-5 / Modifié par l'art. 31 de 1-43)

6.2.2 Objet

Le présent chapitre a pour but de régir les rejets dans les réseaux d'égouts pluviaux, domestiques ou unitaires exploités par la Ville, ainsi que dans de tels réseaux d'égouts exploités par une personne détenant le permis d'exploitation visé à l'article 32a) de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (L.R.Q., chapitre Q-2) et situés sur le territoire de la ville.

6.2.3 Champ d'application

Le présent chapitre s'applique à tous les bâtiments sur le territoire de la ville.

(Ajouté par l'art. 6 de 1-5)

6.2.4 Ségrégation des eaux

Dans le cas d'un territoire pourvu d'un réseau d'égouts séparatifs, les eaux de surface ou d'orage, les eaux provenant du drainage des toits, les eaux provenant du drainage de fondations ainsi que les eaux de refroidissement doivent être rejetées au réseau d'égouts pluviaux à la condition que la qualité de ces eaux soit conforme aux normes établies à l'article 6.2.7.

Certaines eaux de procédé dont la qualité est conforme aux normes établies à l'article 6.2.7 pourront être déversées au réseau d'égouts pluviaux après autorisation écrite du ministère de l'Environnement.

Aux fins du présent article, le réseau d'égouts pluviaux, en tout ou en partie, peut être remplacé par un fossé d'égouttement.

Dans le cas d'un territoire pourvu d'un réseau d'égouts unitaires, les eaux de refroidissement devront être recirculées et seule la purge du système de recirculation pourra être déversée au réseau unitaire.

(Ajouté par l'art. 6 de 1-5)

6.2.5 Contrôle des eaux

Toute conduite qui évacue une eau de procédé dans un réseau d'égouts unitaires, domestiques ou pluviaux doit être pourvue d'un regard d'au moins 900 millimètres de diamètre afin de permettre la vérification du débit et les caractéristiques de ces eaux.

Toute conduite qui évacue une eau de refroidissement dans un réseau d'égouts pluviaux doit être pourvue d'un regard permettant l'échantillonnage de ces eaux.

Aux fins du présent chapitre, ces regards constituent les points de contrôle de ces eaux.

(Ajouté par l'art. 6 de 1-5)

présent règlement;

Section 2 - Contrôle des rejets

6.2.6 Rejets dans les réseaux d'égouts unitaires et domestiques

Il est interdit, en tout temps, de rejeter ou de permettre le rejet dans les réseaux d'égouts unitaires ou domestiques :

- 1) Des liquides ou vapeur dont la température est supérieure à 65 °C (150 °F);
- 2) Des liquides dont le pH est inférieur à 5,5 ou supérieur à 9,5 ou des liquides qui, de par leur nature, produiront dans les conduites d'égouts un pH inférieur à 5,5 ou supérieur à 9,5 après réaction;
- 3) De l'essence, du naphte, de l'acétone, des solvants et autres matières explosives ou inflammables;
- 4) De la cendre, du sable, de la terre, de la paille, du cambouis, des résidus métalliques, de la colle, du verre, des pigments, des torchons, des serviettes, des contenants de rebut, des déchets de volailles ou d'animaux, de la laine ou de la fourrure, de la sciure de bois, des copeaux de bois et autres matières susceptibles d'obstruer l'écoulement des eaux ou de nuire au fonctionnement propre de chacune des parties d'un réseau d'égouts et de l'usine de traitement des eaux usées;
- 5) Des liquides autres que ceux provenant d'une usine d'équarrissage et/ou fonderie contenant plus de 150 mg/l de matières grasses et d'huiles d'origine animale ou végétale;
- 6) Des liquides provenant d'une usine d'équarrissage ou d'un fonderie contenant plus de 100 mg/l de matières grasses et d'huiles d'origine animale ou végétale;
- 7) Des liquides contenant des matières en concentration maximale instantanée supérieure aux valeurs énumérées ci-dessous :

Tableau A. 1 : Concentrations maximales de contaminants admissibles dans un liquide

Matières	Concentration maximale
Aluminium total (Al)	50,0 mg/l
Antimoine total (Sb)	5,0 mg/l
Argent total (Ag)	0,5 mg/l
Arsenic total (As)	1,0 mg/l
Baryum total (Ba)	10,0 mg/l
Béryllium total (Be)	5,0 mg/l
Biphényles polychlorés (BPC)	0,002 mg/l
Cadmium total (Cd)	2,0 mg/l
Chrome total (Cr)	5,0 mg/l
Cobalt total (Co)	5,0 mg/l
Composés phénoliques	1,0 mg/l
Cuivre total (Cu)	5,0 mg/l
Cyanates (CN)	10,0 mg/l
Cyanoxydes disponibles (CN)	1,0 mg/l
Cyanoxydes totaux (CN)	10,0 mg/l
Étain total (Sn)	5,0 mg/l

Matières	Concentration maximale
Fer total (Fe)	50,0 g/l
Fluorures totaux (F)	70,0 mg/l
Huiles et graisses totales	150,0 mg/l
Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀	15,0 mg/l
Manganèse total (Mn)	50,0 mg/l
Mercure total (Hg)	0,05 mg/l
Molybdène total (Mo)	50,0 mg/l
Nickel total (Ni)	5,0 mg/l
Phosphore total (P)	100,0 mg/l
Plomb total (Pb)	2,0 mg/l
Sélénium (Se)	3,0 mg/l
Sulfures totaux (H ₂ S)	5,0 mg/l
Titane total (Ti)	10,0 mg/l
Vanadium total (V)	5,0 mg/l
Zinc total (Zn)	10,0 mg/l

- 8) Des liquides contenant plus de 1 mg/l de BTEX, c'est-à-dire, la somme totale en benzène, en toluène, en éthylbenzène et en xylène;
- 9) Des liquides dont les concentrations en cuivre, cadmium, chrome, nickel, zinc, plomb et arsenic respectent les limites énumérées au **paragraphe 7)** mais dont la somme des concentrations de ces métaux excède 10 mg/l;
- 10) Du sulfure d'hydrogène, du sulfure de carbone, de l'ammoniac, du trichloréthylène, de l'anhydride sulfureux, du formaldéhyde, du chlore, de la pyridine ou autres matières du même genre, en quantité telle qu'une odeur incommode s'en dégage en quelque endroit que ce soit du réseau;
- 11) Tout produit radioactif;
- 12) Toute matière mentionnée aux **paragraphe 6), 7), 8) et 9)** du présent article même lorsque cette matière n'est pas contenue dans un liquide;
- 13) Toute substance telle que antibiotique, médicament, biocide ou autre en concentration telle qu'elle peut avoir un impact négatif sur le traitement ou le milieu récepteur;
- 14) Des micro-organismes pathogènes ou des substances qui en contiennent. Le présent alinéa s'applique aux établissements tels que laboratoires et industries pharmaceutiques manipulant de tels micro-organismes.

(Ajouté par l'art. 6 de 1-5)

- 6.2.8 Interdiction de diluer**
- Il est défendu à toute personne de diluer un effluent avant le point de contrôle des eaux. L'addition d'une eau de refroidissement ou d'une eau non contaminée à une eau de procédé constitue une dilution au sens du présent article.
(Ajouté par l'art. 6 de 1-5)
- 6.2.9 Méthode de contrôle et d'analyse**
- Les échantillons utilisés pour les fins d'application de ce chapitre doivent être analysés selon les méthodes approuvées par le ministère de l'Environnement du Québec. Le contrôle des normes édictées au présent chapitre sera effectué par le prélèvement d'échantillons instantanés dans l'effluent concerné.
(Ajouté par l'art. 6 de 1-5)
- 6.2.10 Régularisation de débit**
- Les effluents de tout procédé dont le rejet instantané est susceptible de nuire à l'efficacité du système de traitement municipal devront être régularisés sur une période de vingt-quatre (24) heures.
- De même, tout établissement déversant des liquides contenant des colorants ou des teintures de quelque nature que ce soit devra régulariser le débit de ces liquides sur vingt-quatre (24) heures.
- (Ajouté par l'art. 6 de 1-5)
- 04-11-2010 6/2/6
- 6.2.11 Demande de certificat d'autorisation**
- Tout établissement existant désirant obtenir un certificat d'autorisation de la Ville pour le rejet de ses effluents dans les réseaux d'égouts, doit faire réaliser par une firme accréditée par le ministère de l'Environnement une caractérisation de ces rejets, pour les paramètres requis selon chaque cas, et ce, pour chacun de ses points de raccordement au réseau municipal.
- La caractérisation doit comprendre, au minimum, des mesures continues de débit, de pH et de température pendant trois (3) journées représentatives des activités de cet établissement. L'échantillonnage des eaux doit être proportionnel aux débits rejetés et doit être réalisé pour chacune de ces trois (3) journées. Les analyses requises sur chaque échantillon sont celles spécifiées aux articles 6.2.6 et 6.2.7 du présent règlement. La Ville doit approuver la campagne et les paramètres retenus avant la caractérisation.
- Pour les futurs établissements qui veulent un certificat d'autorisation avant l'implantation, l'entreprise doit s'engager à faire réaliser par une firme accréditée par le ministère de l'Environnement une caractérisation au cours de la première année d'opération et à apporter des correctifs, si requis.
- (Ajouté par l'art. 6 de 1-5)
- 6.2.12 Rejets d'eaux usées complémentaires**
- Pour toute propriété commerciale, industrielle ou, dans des cas exceptionnels, résidentielle où se déroulent des activités commerciales ou industrielles occasionnant un rejet d'eaux usées complémentaires non comptabilisé au compteur d'aqueduc, le propriétaire doit, à ses frais, installer à la sortie du rejet, et ce, avant le raccord à l'égout domestique ou unitaire public, un système de mesure permettant de comptabiliser les volumes d'eaux usées complémentaires rejetés au réseau municipal. Le système de mesure doit être approuvé au préalable par l'autorité compétente.
- Ces eaux usées complémentaires sont assujetties aux mêmes restrictions qualitatives que celles prescrites à l'article 6.2.6 du présent règlement.
- Le propriétaire sera facturé suivant le tarif d'assainissement applicable à la consommation d'eau potable stipulé au titre 7 du présent règlement.
- (Ajouté par l'art. 6 de 1-5)

- 6.2.13 Sceau**
- Après approbation du système de mesure d'eaux usées, la Ville installera un ou des sceaux scellés sur le ou les équipements de mesure d'eaux usées complémentaires. Il est défendu à toute personne autre que les employés de la Ville de briser le sceau d'un ou des équipements de mesure d'eaux usées complémentaires.
- (Ajouté par l'art. 6 de 1-5)
- 6.2.14 Avis**
- En cas de défectuosité d'un ou des équipements de mesure d'eaux usées complémentaires, le propriétaire doit en donner avis immédiatement à l'autorité compétente de la Ville.
- (Ajouté par l'art. 6 de 1-5)
- 18-04-2007 6/2/7
- 6.2.15 Défectuosité**
- En cas de défectuosité du ou des équipements de mesure d'eaux usées complémentaires, la Ville peut réclamer le paiement durant le temps que celui-ci ou ceux-ci ont fait défaut. En se basant sur la quantité d'eaux usées rejetées durant la période précédant immédiatement la période durant laquelle le ou les équipements de mesure d'eaux usées complémentaires n'étaient pas exacts ou sur la quantité d'eaux usées rejetée durant la même période l'année précédente.
- (Ajouté par l'art. 6 de 1-5)

Section 3 - Dispositions pénales

- 6.2.16 Constat d'infraction**
- Tout inspecteur du Service de la planification et du développement urbain et tout ingénieur de la Division de la gestion des eaux du Service des infrastructures urbaines et de l'environnement est autorisé à délivrer un constat d'infraction pour toute infraction au présent chapitre.
- Tout avocat à l'emploi de la Ville est autorisé à délivrer un constat d'infraction pour toute infraction au présent chapitre pour laquelle la Ville agit à titre de poursuivant.
- (Ajouté par l'art. 6 de 1-5 / Modifié par l'art. 32 de 1-43)
- 6.2.17 Amende minimale de 50,00 \$**
- Quiconque contrevient à quelques dispositions des articles 6.2.1 à 6.2.15 inclusivement du présent chapitre à l'exclusion des articles 6.2.6 à 6.2.8 inclusivement et 6.2.10 mentionnés à l'article 6.2.18, commet une infraction et est passible d'une amende minimum de cinquante dollars (50,00 \$) et d'au plus mille dollars (1 000,00 \$) si le contrevenant est une personne physique ou de deux mille dollars (2 000,00 \$) s'il est une personne morale. Pour une récidive, le montant maximum est de deux mille dollars (2 000,00 \$) si le contrevenant est une personne physique ou de quatre mille dollars (4 000,00 \$) s'il est une personne morale.
- (Ajouté par l'art. 6 de 1-5)
- 6.2.18 Amende minimale de 600,00 \$**
- Quiconque contrevient à quelques dispositions des articles 6.2.6 à 6.2.8 inclusivement et 6.2.10 du présent chapitre, commet une infraction et est passible d'une amende minimum de six cents dollars (600,00 \$) et d'au plus mille dollars (1 000,00 \$) si le contrevenant est une personne physique ou de deux mille dollars (2 000,00 \$) s'il est une personne morale. Pour une récidive, le montant maximum est de deux mille dollars (2 000,00 \$) si le contrevenant est une personne physique ou de quatre mille dollars (4 000,00 \$) s'il est une personne morale.
- (Ajouté par l'art. 6 de 1-5)
- 18-04-2007 6/2/8

ANNEXE B - EXIGENCES DE LA VILLE D'EAST ANGUS

REJET DANS LES ÉGOUTS SANITAIRES

Tableau B. 1 : Exigences de la Ville d'East Angus

Paramètres	Unité	Valeur maximale à respecter
DBO5	mg/l	400
MES	mg/l	500
pH		6<pH<9,5
Phénols ou composés phénoliques	mg/l	1
Huiles et graisses	mg/l	30
Ammoniac	mg/l	2
Azote total Kjeldahl	mg/l	100
Nitrates (NO2-NO3 sous forme N)	mg/l	20
Phosphore (sous forme P)	mg/l	10
Sulphates	mg/l	1500
Glycols (Éthylène Glycol et propylène glycol)	mg/l	100
Hexachlorobenzène	mg/l	0,0001
Aluminium	mg/l	50
Antimoine	mg/l	5
Arsenic	mg/l	1
Baryum	mg/l	1
Bismuth	mg/l	5
Bore	mg/l	25
Cadmium	mg/l	0,02
Chrome total	mg/l	5
Cobalt	mg/l	5
Cuivre	mg/l	3
Cyanure	mg/l	2
Sulfures	mg/l	2
Fluorure	mg/l	10
Plomb	mg/l	2
Manganèse	mg/l	5
Mercuré	mg/l	0,001
Molybdène	mg/l	5
Nickel	mg/l	3
Sélénium	mg/l	1
Argent	mg/l	5
Étain	mg/l	5
Titane	mg/l	5
Vanadium	mg/l	5
Zinc	mg/l	3
Arsenic+Cadmium+Chrome+Cuivre+Nickel+Plomb+Zinc	mg/l	10 (total)
Arsenic+Cadmium+Chrome+Cuivre+Nickel+Plomb+Zinc	kg/j	4 (total)
Dioxines et Furannes	mg/l	0,00072
Benzène	mg/l	0,01
Chloroforme	mg/l	0,08
Chlorure de Vinylène	mg/l	0,04
Dichlorométhane	mg/l	0,21

Formaldéhyde	mg/l	0,3
Styrène	mg/l	0,04
Tétrachlorure de carbone	mg/l	0,05
Toluène	mg/l	0,08
Trichloroéthylène	mg/l	0,054
Xylène	mg/l	0,32
Matières radioactives	mg/l	0
Matières explosives	mg/l	0
M-dichlorobenzène	mg/l	0,036
P-dichlorobenzène	mg/l	0,017
1,1 dichloroéthane	mg/l	0,2
Dichlorure d'éthylène	mg/l	0,21
Cis-1,2-dichloroéthylène	mg/l	0,2
Trans-1,2-dichloroéthylène	mg/l	0,2
Dichlo-1,2 propane	mg/l	0,85
Cis-1,3-dichloropropylène	mg/l	0,07
Trans-1,3-dichloropropylène	mg/l	0,07
Éthylbenzène	mg/l	0,057
1,1,2,2-tétrachloroéthane	mg/l	0,04
Tétrachloroéthylène	mg/l	0,05
1,1,1-trichloroéthane	mg/l	0,054
1,1,2-trichloroéthane	mg/l	0,8
Trichlorofluorométhane	mg/l	0,02
1,3,5-triméthylbenzène	mg/l	0,003
Chlorure de vinyl	mg/l	0,4
Bis(2-chloroéthoxy)méthane	mg/l	0,036
Phtalate de di(2-éthylhexyle)	mg/l	0,28
Benzylbutylphtalate	mg/l	0,017
Phtalate de diéthyle	mg/l	0,2
Bromodichlorométhane	mg/l	0,35
Bromoforme	mg/l	0,63
Bromométhane	mg/l	0,11
Chlorobenzène	mg/l	0,057
Chlorure d'éthyle	mg/l	0,27
Chlorométhane	mg/l	0,19
Dibromochlorométhane	mg/l	0,057
Dibromure d'éthylène	mg/l	0,028
Ortho-dichlorobenzène	mg/l	0,088
Di-n-butylphtalate	mg/l	0,057
Di-n-octylphtalate	mg/l	0,03
Fluorène	mg/l	0,059
Indole	mg/l	0,05
1-méthylnaphtalène	mg/l	0,032
2-méthylnaphtalène	mg/l	0,022
Naphtalène	mg/l	0,059
HAP (Total)	mg/l	0,015
2,4-dichlorophénol	mg/l	0,044
Hexachlorobenzène	mg/l	0,0001
N-méthyl-N-nitrosométhanamine	mg/l	0,4
Nonylphénols	mg/l	0,0025
Éthoxylate de nonylphénol	mg/l	0,025

ANNEXE C – ANALYSES DES EAUX A DE CRB PROCÉDÉ DE DÉTOXIFICATION A



Certificat d'analyse (suite)

No M1117456, version 1

Émis le: 2015-12-17

Projet: Eaux usées

Nature de l'échantillon: Eau usée

Sous-projet: Eaux usées

No éch.	Description	Résultat	Unité	Norme	Analysé le
2797412	Eau usée bois traitées - Détoxification				
	Prélevé le: 2015-11-17 Par: Ivan Res Reçu le: 2015-11-18				
	Matières en suspension	30	mg/L		2015-11-21
*	DCO	3060	mg O2/L		2015-11-27
	DBO5	888	mg O2/L		2015-11-27
	----- Métaux -----	-	-		2015-11-24
	Arsenic (As)	2.78	mg/L		2015-11-24
	Baryum (Ba)	<0.10	mg/L		2015-11-24
	Bore (B) (PNA)	0.85	mg/L		2015-11-24
	Cadmium (Cd)	<0.05	mg/L		2015-11-24
	Calcium (Ca) (PNA)	5.78	mg/L		2015-11-24
	Chrome (Cr)	0.84	mg/L		2015-11-24
	Cuivre (Cu)	1.05	mg/L		2015-11-24
	Fer (Fe)	1.43	mg/L		2015-11-24
	Magnésium (Mg)	1.27	mg/L		2015-11-24
	Manganèse (Mn)	0.17	mg/L		2015-11-24
	Mercuré (Hg)	0.0008	mg/L		2015-11-24
	Phosphore (P)	242	mg/L		2015-11-24
	Plomb (Pb)	0.06	mg/L		2015-11-24
	Sélénium (Se)	<0.10	mg/L		2015-11-24
	Sodium (Na)	1110	mg/L		2015-11-24
	Zinc (Zn)	1.05	mg/L		2015-11-24
*	Phénols (pâte & papier)	Annexe	-		2015-11-27
	Carbone organique total	741	mg/L		2015-11-25
*	Dioxines et furanes	Annexe	-		2015-12-17
	HAP	-	-		2015-11-19
	Acénaphthène	29.6	µg/L		2015-11-19
	Anthracène	12.1	µg/L		2015-11-19
	Benzo(a)anthracène	4.63	µg/L		2015-11-19
	Benzo(a)pyrène	<1.90	µg/L		2015-11-19
	benzo (b) fluoranthène	<4.20	µg/L		2015-11-19
	benzo(j)fluoranthène	<4.20	µg/L		2015-11-19
	Benzo [k] fluoranthène	<4.20	µg/L		2015-11-19
	Chrysène	4.88	µg/L		2015-11-19
	Dibenzo(a,h)anthracène	<1.25	µg/L		2015-11-19
	Fluoranthène	43.9	µg/L		2015-11-19
	Fluorène	28.9	µg/L		2015-11-19
	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	<1.35	µg/L		2015-11-19
	Naphtalène	9.65	µg/L		2015-11-19
	Phenanthrène	101	µg/L		2015-11-19
	Pyrène	28.4	µg/L		2015-11-19
	% de récupération des étalons analogues	-	-		2015-11-19
	d10-Acénaphthène	92	%		2015-11-19
	d10-Phénanthrène	45	%		2015-11-19
	d12-Benzo[ghi]pérylène	40	%		2015-11-19
	Huiles et graisses totales	169	mg/L		2015-11-23
*	Azote ammoniacal	0.31	mg N/L		2015-12-01

No éch.	Description	Résultat	Unité	Norme	Analysé le
---------	-------------	----------	-------	-------	------------

Remarques: La teneur du naphthalène est rapportée corrigée en fonction du taux de récupération de l'étalon de recouvrement qui lui est associé.

* Cette analyse a été effectuée en sous-traitance.

Méthode d'analyse	Description	Référence externe	Procédure interne
Dioxines et furanes	GCMS haute résolution	Sous-traitance	Externe
Phénols	GCMS	Sous-traitance	Externe
Balayage métaux	Digestion acide et ICPMS	MA.200-Mét 1.1	ILCE-069
Carbone organique total	Combustion et infra-rouge	Dohmann Apollo 9000	ILCE-059
DBO5	Incubation et électrométrie	APHA Std. Meth. 18e Ed.	ILCE-008
DCO	Oxydation en vase clos et Aquakem 200	APHA Std.Meth.	ILCE-010
Huiles & graisses	Extraction Rolacell, gravimétrie	MA415-HGT2.0,M-CR-5.4-017	ILCE-037
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)	GCMS	MA.400-HAP 1.1	ILCE-061
MES / MVES	Gravimétrie	SM 2540 D	ILCE-012
Azote ammoniacal	Colorimétrie par autoanalyseur Aquakem 200	Technicon	ILCE-002

Exova
237 rue de Liverpool
Saint-Augustin-de-Desmaures
Québec
Canada
G3A 2C8

Sans Frais: +1 (866) 365-2310
T: +1 (418) 878-4927
F: +1 (418) 878-7185
E: ventes@exova.com
W: www.exova.com

Exova
121 Boulevard Hymus
Pointe-Claire
Québec
Canada
H9R 1E6

T: +1 (514) 697-3273
F: +1 (514) 697-2090
E: ventes@exova.com
W: www.exova.com



Certificat d'analyses

Client: **GROUPE S.M. INC.**

Numéro de demande: **15-700622**

Bon de commande	Votre Projet	Chargé de Projet
DA024159	A2000 14-600	Mme Janic Allard

Échantillon(s)

No Labo. 3003678
 Votre Référence 2797412
 Matrice Eau usée
 Prélevé par Client
 Lieu de prélèvement NA
 Prélevé le 2015-11-17
 Reçu Labo 2015-11-20

Paramètre(s)

Méthode
Référence

Composés phénoliques

QC066-97 / Dérivation, extraction CH₂Cl₂, GC-MS (Accrédité)
MA. 400 - Phé 1.0 R2

	Préparation	2015-11-20
	Analyse	2015-11-23
	No. séquence	528354
Phénol	µg/L	<40
o-Crésol	µg/L	<30
m-Crésol	µg/L	<30
p-Crésol	µg/L	<30
2-Chlorophénol	µg/L	<20
3-Chlorophénol	µg/L	<20
4-Chlorophénol	µg/L	<20
2,4-Diméthylphénol	µg/L	<30
Guaïacol	µg/L	37
2,6-Dichlorophénol	µg/L	<20
4-Chloro-3-méthylphénol	µg/L	<20
2,4- et 2,5-Dichlorophénols	µg/L	<30
3,5-Dichlorophénol	µg/L	<20
Catéchol	µg/L	<20
2,3-Dichlorophénol	µg/L	<20
2-Nitrophénol	µg/L	<20
3,4-Dichlorophénol	µg/L	<20
4-Chloroguaïacol	µg/L	<20
2,4,6-Trichlorophénol	µg/L	<20
4-Nitrophénol	µg/L	<20
2,3,6-Trichlorophénol	µg/L	<20
2,3,5-Trichlorophénol	µg/L	<20
2,4,5-Trichlorophénol	µg/L	<20
4,5-Dichlorovératrol	µg/L	<20
Eugénol	µg/L	<30
4-Chlorocatéchol	µg/L	<20
4,6-Dichloroguaïacol	µg/L	<20

Paramètre(s)		
Méthode		
Référence		
2,3,4-Trichlorophénol	µg/L	<20
3,4,5-Trichlorophénol	µg/L	<20
4,5-Dichloroguaïacol	µg/L	<20
Isoeugéniol	µg/L	<20
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	µg/L	49
3,5-Dichlorocatéchol	µg/L	<20
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	µg/L	2600
3,4,5-Trichlorovératrol	µg/L	<20
6-Chlorovanilline	µg/L	<20
2,3,4,5-Tétrachlorophénol	µg/L	31
4,5-Dichlorocatéchol	µg/L	<20
3,4,5-Trichloroguaïacol	µg/L	<20
Tétrachlorovératrol	µg/L	<20
4,5,6-Trichloroguaïacol	µg/L	<20
5,6-Dichlorovanilline	µg/L	<20
Pentachlorophénol	µg/L	27000
3,4,5-Trichlorocatéchol	µg/L	<20
Tétrachloroguaïacol	µg/L	<20
3,4,5-Trichlorosyringol	µg/L	<20
Tétrachlorocatéchol	µg/L	<20
Phénols totaux	µg/L	30000

Paramètre(s)		
Méthode		
Référence		
Pourcentage de récupération		
2-Fluorophénol	%	68%
Trifluorométhyl-m-crésol	%	82%
Phénol-d5	%	79%
2-Chlorophénol-d4	%	75%
2,6-Dibromophénol	%	96%
2,4,6-Tribromophénol	%	80%
Pentachlorophénol-13C6	%	*
Quantité d'étalon analogue ajoutée (en µg)	µg	2.0

Commentaires:

3003678 2797412

Composés phénoliques : Limite de détection augmentée. Échantillon dilué, interférence de matrice.
Étalon analogue - Pentachlorophénol-13C6 : * Impossible de quantifier cet étalon - interférence de matrice.

Note 1 : Ces résultats et commentaires, le cas échéant, ne se rapportent qu'aux échantillons soumis pour les analyses réalisées au site de Saint-Augustin-de-Desmaures (#302).

Catherine Blais, chimiste



Exova
237 rue de Liverpool
Saint-Augustin-de-Desmaures
Québec
Canada
G3A 2C8

Sans Frais: +1 (866) 365-2310
T : +1 (418) 878-4927
F : +1 (418) 878-7185
E : ventes@exova.com
W : www.exova.com

Exova
121 Boulevard Hymus
Pointe-Claire
Québec
Canada
H9R 1E5

T : +1 (514) 697-3273
F : +1 (514) 697-2090
E : ventes@exova.com
W : www.exova.com



Certificat d'analyses

Client: **GRUPE S.M. INC.**

Numéro de demande: **15-700622**

Bon de commande	Votre Projet	Chargé de Projet
DA024159	A2000 14-600	Mme Janic Allard

Résultats du Contrôle de Qualité (CQ)

Paramètres (No. Séquence)	Unité	LDR	Blanc	Contrôle certifié	
				Obtenu	Attendu (Intervalle)
Composés phénoliques					
No Séquence: 528354					
Phénol	µg/L	< 0.8	<0.8	4.5	3.5 - 6.5
o-Crésol	µg/L	< 0.6	<0.6	5.0	3.5 - 6.5
m-Crésol	µg/L	< 0.5	<0.5	4.8	3.5 - 6.5
p-Crésol	µg/L	< 0.6	<0.6	4.5	3.5 - 6.5
2-Chlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.6	3.5 - 6.5
3-Chlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.7	3.5 - 6.5
4-Chlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.6	3.5 - 6.5
2,4-Diméthylphénol	µg/L	< 0.6	<0.6	5.2	3.5 - 6.5
Guaiacol	µg/L	< 0.6	<0.6	4.7	3.5 - 6.5
2,6-Dichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.7	3.5 - 6.5
4-Chloro-3-méthylphénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.7	3.5 - 6.5
2,4- et 2,5-Dichlorophénols	µg/L	< 0.6	<0.6	9.5	7 - 13
3,5-Dichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
Catéchol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.4	3.5 - 6.5
2,3-Dichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
2-Nitrophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.0	3.5 - 6.5
3,4-Dichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
4-Chloroguaiacol	µg/L	< 0.4	<0.4	4.6	3.5 - 6.5
2,4,6-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
4-Nitrophénol	µg/L	< 0.4	<0.4	4.1	3.5 - 6.5
2,3,6-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
2,3,5-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.2	3.5 - 6.5
2,4,5-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
4,5-Dichlorovératrol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
Eugénol	µg/L	< 0.6	<0.6	4.7	3.5 - 6.5
4-Chlorocatéchol	µg/L	< 0.4	<0.4	5.2	3.5 - 6.5
4,6-Dichloroguaiacol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.9	3.5 - 6.5
2,3,4-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.2	3.5 - 6.5
3,4,5-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.1	3.5 - 6.5
4,5-Dichloroguaiacol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.1	3.5 - 6.5
Isoeugénol	µg/L	< 0.4	<0.4	2.5	3.5 - 6.5
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
3,5-Dichlorocatéchol	µg/L	< 0.4	<0.4	4.5	3.5 - 6.5
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.0	3.5 - 6.5
3,4,5-Trichlorovératrol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
6-Chlorovanilline	µg/L	< 0.4	<0.4	4.8	3.5 - 6.5
2,3,4,5-Tétrachlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5

Résultats du Contrôle de Qualité (CQ)

Paramètres (No.Séquence)	Unité	LDR	Blanc	Contrôle certifié	
				Obtenu	Attendu (Intervalle)
4,5-Dichlorocatéchol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
3,4,5-Trichloroguaïacol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
Tétrachlorovératrol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.1	3.5 - 6.5
4,5,6-Trichloroguaïacol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.7	3.5 - 6.5
5,6-Dichlorovanilline	µg/L	< 0.4	<0.4	4.8	3.5 - 6.5
Pentachlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.0	3.5 - 6.5
3,4,5-Trichlorocatéchol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
Tétrachloroguaïacol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.7	3.5 - 6.5
3,4,5-Trichlorosyringol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.9	3.5 - 6.5
Tétrachlorocatéchol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.2	3.5 - 6.5
Phénols totaux	µg/L	< 0.8	< 0.8	NA	NA

Commentaires CQ

Séquence no. 528354 : Composés phénoliques : Isoeugénol : Contrôle certifié inférieur au critère d'acceptabilité, mais l'ensemble du contrôle qualité rencontre les critères d'acceptabilité pour cette analyse.

ANNEXE D – ANALYSES DES EAUX B2 DE CRB

2^E ÉCHANTILLONNAGE DU PROCÉDÉ DE DÉTOXIFICATION B



Certificat d'analyse (suite)

No M1262060, version 1

Émis le: 2016-11-14

Projet: Analyses dans le bois et les eaux
Sous-projet: Eaux

Nature de l'échantillon: Eau usée

No éch.	Description	Résultat	Unité	Norme	Analysé le
3192866	EPBT-01-D3				
	Prélevé le: 2016-11-03 Par: ACH Reçu le: 2016-11-04				
a	DCO	1630	mg O2/L		2016-11-08
	DBO5	859	mg O2/L		2016-11-06
	----- Métaux -----	-	-		2016-11-08
	Arsenic (As)	<0.10	mg/L		2016-11-08
	Baryum (Ba)	<0.10	mg/L		2016-11-08
	Bore (B) (PNA)	0.48	mg/L		2016-11-08
	Cadmium (Cd)	<0.05	mg/L		2016-11-08
	Calcium (Ca) (PNA)	779	mg/L		2016-11-08
	Chrome (Cr)	<0.10	mg/L		2016-11-08
	Cuivre (Cu)	0.60	mg/L		2016-11-08
	Fer (Fe)	1.34	mg/L		2016-11-08
	Magnésium (Mg)	1.91	mg/L		2016-11-08
	Manganèse (Mn)	<0.10	mg/L		2016-11-08
	Mercure (Hg)	<0.0005	mg/L		2016-11-08
	Plomb (Pb)	<0.05	mg/L		2016-11-08
	Sélénium (Se)	<0.10	mg/L		2016-11-08
	Sodium (Na)	930	mg/L		2016-11-08
	Zinc (Zn)	<0.10	mg/L		2016-11-08
*	Phénols (pâte & papier)	Annexe	-		2016-11-11
	HAP	-	-		2016-11-07
	Acénaphthène	<1.40	µg/L		2016-11-07
	Anthracène	1.85	µg/L		2016-11-07
	Benzo(a)anthracène	<1.75	µg/L		2016-11-07
	Benzo(a)pyrène	<1.65	µg/L		2016-11-07
	benzo (b) fluoranthène	<5.20	µg/L		2016-11-07
	benzo(j)fluoranthène	<2.50	µg/L		2016-11-07
	Benzo [k] fluoranthène	<1.90	µg/L		2016-11-07
	Chrysène	<2.00	µg/L		2016-11-07
	Dibenzo(a,h)anthracène	<2.10	µg/L		2016-11-07
	Fluoranthène	<1.60	µg/L		2016-11-07
	Fluorène	<2.80	µg/L		2016-11-07
	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	<1.65	µg/L		2016-11-07
	Naphtalène	4.94	µg/L		2016-11-07
	Phenanthrène	<1.40	µg/L		2016-11-07
	Pyrène	<2.00	µg/L		2016-11-07
	% de récupération des étalons analogues	-	-		2016-11-07
	d10-Acénaphthène	dilution	%		2016-11-07
	d10-Phénanthrène	dilution	%		2016-11-07
	d12-Benzo[ghi]pérylène	dilution	%		2016-11-07

Remarques: La teneur du naphtalène est rapportée corrigée en fonction du taux de récupération de l'étalon de recouvrement qui lui est associé.

* Cette analyse a été effectuée en sous-traitance.

³ Cette analyse a été effectuée à notre laboratoire de Québec.

Méthode d'analyse	Description	Référence externe	Procédure interne
Phénols	GCMS	Sous-traitance	Externe
Balayage métaux	Digestion acide et ICPMS	MA.200-Mét 1.1	ILCE-069
DBO5	Incubation et électrométrie	APHA Std. Meth. 18e Ed.	ILCE-008
DCO	DCO par colorimétrie	APHA/MA.315-DCO 1.1	ILCE-10/CHM-04
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)	GCMS	MA.400-HAP 1.1	ILCE-061

Exova
237 rue de Liverpool
Saint-Augustin-de-Desmaures
Québec
Canada
G3A 2C8

Sans Frais: +1 (866) 365-2310
T: +1 (418) 878-4927
F: +1 (418) 878-7185
E: ventes@exova.com
W: www.exova.com

Exova
121 Boulevard Hymus
Pointe-Claire
Québec
Canada
H9R 1E6

T: +1 (514) 697-3273
F: +1 (514) 697-2090
E: ventes@exova.com
W: www.exova.com



Certificat d'analyses

Client: **Groupe Environex - Longueuil** Numéro de demande: **16-758803**

Bon de commande	Votre Projet	Chargé de Projet
3192866	NA	Sous-traitance Longueuil

Échantillon(s)

No Labo.	3250762
Votre Référence	3192866
Matrice	Eau usée
Prélevé par	Client
Lieu de prélèvement	NA
Prélevé le	2016-11-03
Reçu Labo	2016-11-08

Paramètre(s)

Méthode		
Référence		
Composés phénoliques	Préparation	2016-11-07
Phénols par GC-MS (Accrédité)	Analyse	2016-11-08
QC066-97 (REF : MA, 400 - Phé 1.0 R3)	No. séquence	565126
Phénol	µg/L	<20
o-Crésol	µg/L	<20
m-Crésol	µg/L	<20
p-Crésol	µg/L	<20
2-Chlorophénol	µg/L	<8.0
3-Chlorophénol	µg/L	<8.0
4-Chlorophénol	µg/L	<8.0
2,4-Diméthylphénol	µg/L	<20
Guaïacol	µg/L	135
2,6-Dichlorophénol	µg/L	<8.0
4-Chloro-3-méthylphénol	µg/L	<8.0
2,4- et 2,5-Dichlorophénols	µg/L	<20
3,5-Dichlorophénol	µg/L	<8.0
Catéchol	µg/L	<8.0
2,3-Dichlorophénol	µg/L	<8.0
2-Nitrophénol	µg/L	<8.0
3,4-Dichlorophénol	µg/L	<8.0
4-Chloroguaïacol	µg/L	<10
2,4,6-Trichlorophénol	µg/L	<8.0
4-Nitrophénol	µg/L	<10
2,3,6-Trichlorophénol	µg/L	<8.0
2,3,5-Trichlorophénol	µg/L	<8.0
2,4,5-Trichlorophénol	µg/L	<8.0
4,5-Dichlorovératrol	µg/L	<8.0
Eugénol	µg/L	<20
4-Chlorocatéchol	µg/L	<10
4,6-Dichloroguaïacol	µg/L	<8.0

Paramètre(s)		
Méthode		
Référence		
2,3,4-Trichlorophénol	µg/L	<8.0
3,4,5-Trichlorophénol	µg/L	<8.0
4,5-Dichloroguaiacol	µg/L	<8.0
Isoeugénol	µg/L	<10
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	µg/L	<8.0
3,5-Dichlorocatéchol	µg/L	<10
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	µg/L	242
3,4,5-Trichlorovératrol	µg/L	<8.0
6-Chlorovanilline	µg/L	<10
2,3,4,5-Tétrachlorophénol	µg/L	<8.0
4,5-Dichlorocatéchol	µg/L	<8.0
3,4,5-Trichloroguaiacol	µg/L	<8.0
Tétrachlorovératrol	µg/L	<8.0
4,5,6-Trichloroguaiacol	µg/L	<8.0
5,6-Dichlorovanilline	µg/L	<10
Pentachlorophénol	µg/L	575
3,4,5-Trichlorocatéchol	µg/L	<8.0
Tétrachloroguaiacol	µg/L	<8.0
3,4,5-Trichlorosyringol	µg/L	<8.0
Tétrachlorocatéchol	µg/L	<8.0
Phénols totaux	µg/L	953

Paramètre(s)		
Méthode		
Référence		
<i>Pourcentage de récupération</i>		
2-Fluorophénol	%	dilue
Trifluorométhyl-m-crésol	%	dilue
Phénol-d5	%	dilue
2-Chlorophénol-d4	%	dilue
2,6-Dibromophénol	%	dilue
2,4,6-Tribromophénol	%	dilue
Pentachlorophénol-13C6	%	dilue
Quantité d'étalon analogue ajoutée (en µg)	µg	2.0

Commentaires:

3250762 3192888

Composés phénoliques : Limite de détection augmentée. Échantillon dilué, interférence de matrice.

Note 1 : Ces résultats et commentaires, le cas échéant, ne se rapportent qu'aux échantillons soumis pour les analyses réalisées au site de Saint-Augustin-de-Desmaures (#302).

Geneviève Sevigny, chimiste



Résultats du Contrôle de Qualité (CQ)

Paramètres (No.Séquence)	Unité	LDR	Blanc	Contrôle certifié	
				Obtenu	Attendu (Intervalle)
Composés phénoliques					
No Séquence: 565126					
Phénol	µg/L	< 0.8	1.2	4.0	3.5 - 6.5
o-Crésol	µg/L	< 0.6	<0.6	4.0	3.5 - 6.5
m-Crésol	µg/L	< 0.5	<0.5	3.4	3.5 - 6.5
p-Crésol	µg/L	< 0.6	<0.6	4.0	3.5 - 6.5
2-Chlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.1	3.5 - 6.5
3-Chlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.2	3.5 - 6.5
4-Chlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.4	3.5 - 6.5
2,4-Diméthylphénol	µg/L	< 0.6	<0.6	4.3	3.5 - 6.5
Guaïacol	µg/L	< 0.6	<0.6	3.8	3.5 - 6.5
2,6-Dichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.3	3.5 - 6.5
4-Chloro-3-méthylphénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.3	3.5 - 6.5
2,4- et 2,5-Dichlorophénols	µg/L	< 0.6	<0.6	8.0	7 - 13
3,5-Dichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.1	3.5 - 6.5
Catéchol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.0	3.5 - 6.5
2,3-Dichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.1	3.5 - 6.5
2-Nitrophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.2	3.5 - 6.5
3,4-Dichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.2	3.5 - 6.5
4-Chloroguaïacol	µg/L	< 0.4	<0.4	4.5	3.5 - 6.5
2,4,6-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.1	3.5 - 6.5
4-Nitrophénol	µg/L	< 0.4	<0.4	4.3	3.5 - 6.5
2,3,6-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.1	3.5 - 6.5
2,3,5-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.4	3.5 - 6.5
2,4,5-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.1	3.5 - 6.5
4,5-Dichlorovératrol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.5	3.5 - 6.5
Eugénol	µg/L	< 0.6	<0.6	4.2	3.5 - 6.5
4-Chlorocatéchol	µg/L	< 0.4	<0.4	5.1	3.5 - 6.5
4,6-Dichloroguaïacol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.7	3.5 - 6.5
2,3,4-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.0	3.5 - 6.5
3,4,5-Trichlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.5	3.5 - 6.5
4,5-Dichloroguaïacol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.0	3.5 - 6.5
Isoeugénol	µg/L	< 0.4	<0.4	4.8	3.5 - 6.5
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.4	3.5 - 6.5
3,5-Dichlorocatéchol	µg/L	< 0.4	<0.4	4.5	3.5 - 6.5
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.5	3.5 - 6.5
3,4,5-Trichlorovératrol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.6	3.5 - 6.5
6-Chlorovanilline	µg/L	< 0.4	<0.4	4.8	3.5 - 6.5
2,3,4,5-Tétrachlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.7	3.5 - 6.5

Résultats du Contrôle de Qualité (CQ)

Paramètres (No.Séquence)	Unité	LDR	Blanc	Contrôle certifié	
				Obtenu	Attendu (Intervalle)
4,5-Dichlorocatéchol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.9	3.5 - 6.5
3,4,5-Trichloroguaïacol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.7	3.5 - 6.5
Tétrachlorovératrol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.7	3.5 - 6.5
4,5,6-Trichloroguaïacol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
5,6-Dichlorovanilline	µg/L	< 0.4	<0.4	5.1	3.5 - 6.5
Pentachlorophénol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.8	3.5 - 6.5
3,4,5-Trichlorocatéchol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.0	3.5 - 6.5
Tétrachloroguaïacol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.7	3.5 - 6.5
3,4,5-Trichlorosyringol	µg/L	< 0.3	<0.3	5.0	3.5 - 6.5
Tétrachlorocatéchol	µg/L	< 0.3	<0.3	4.9	3.5 - 6.5
Phénols totaux	µg/L	< 0.8	1.2	NA	NA

Commentaires CQ

Séquence no. 565126 : Composés phénoliques : Phenol : Blanc positif soustrait des échantillons / Positive blank subtracted from the samples.
m-Cresol : Contrôle certifié inférieur au critère d'acceptabilité. Plus d'échantillon pour reprendre l'analyse / Certified control lower than criteria.

ANNEXE E – ESSAIS DE LABORATOIRE, PHASE 1

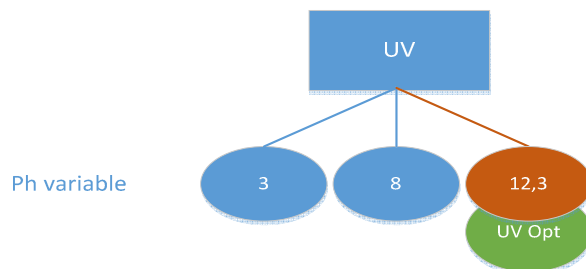


Figure E. 1 : Essai de photolyse

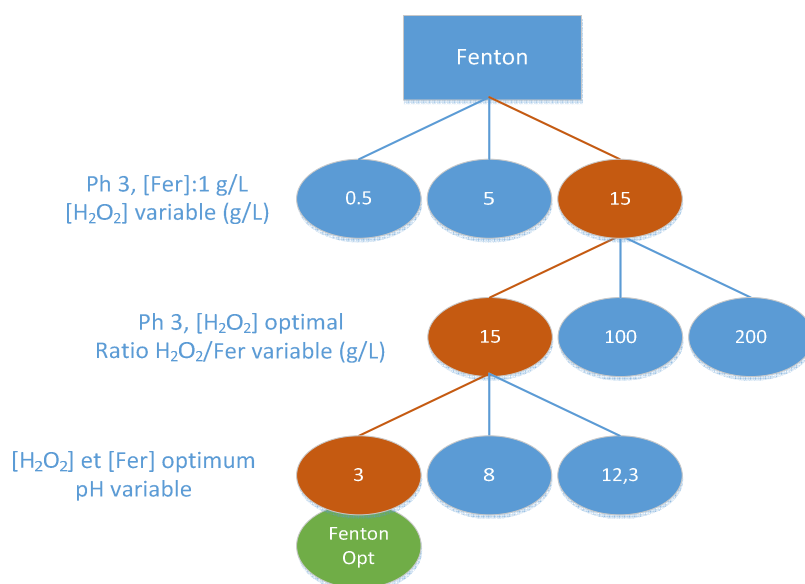


Figure E. 2 : Essai Fenton

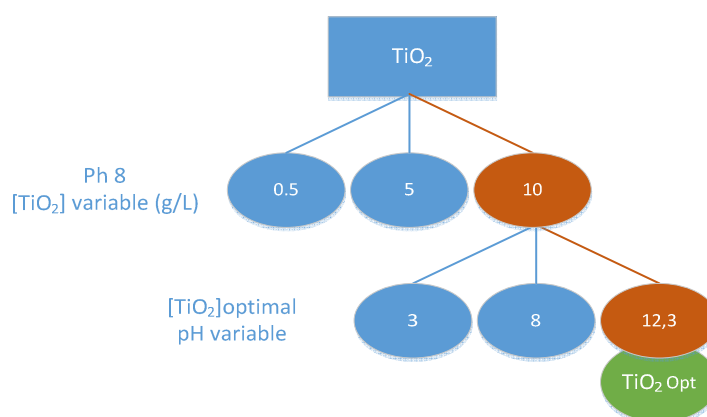


Figure E. 3 : Essai de photocatalyse TiO₂

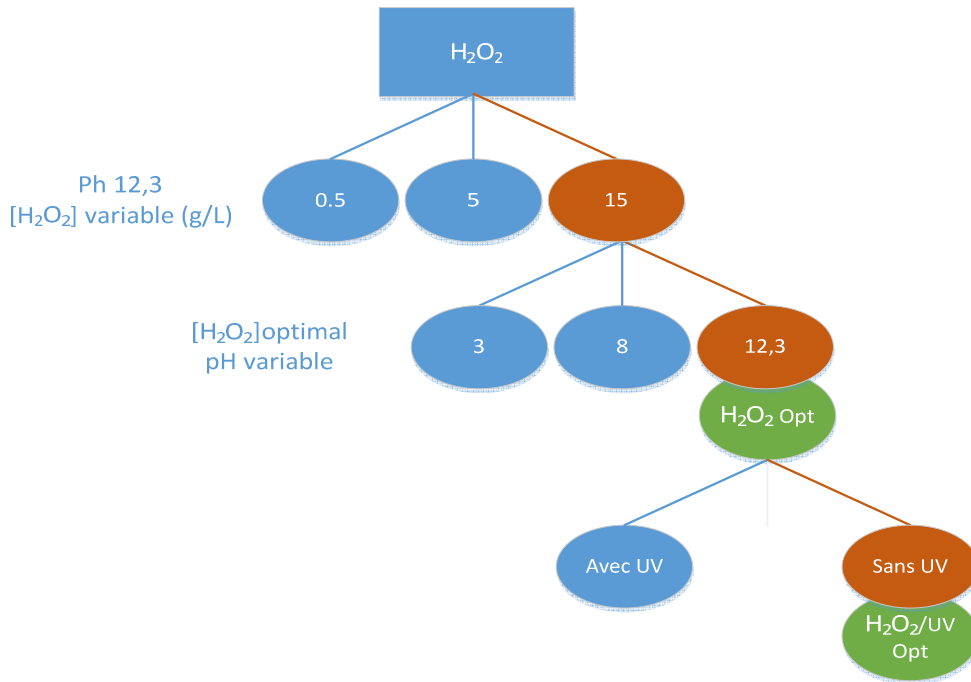


Figure E. 4 : Essai de peroxydation

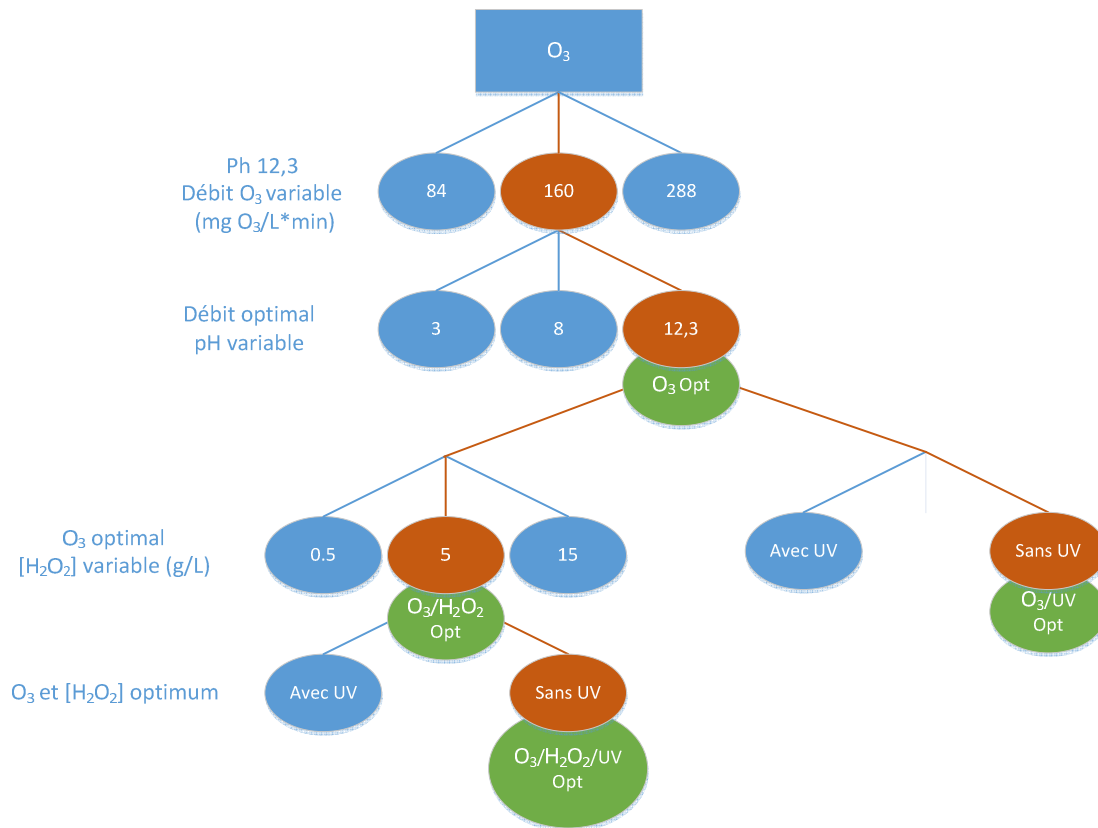


Figure E. 5 : Essai d'ozonation

ANNEXE F – RÉSULTATS OBTENUS EN PHASE 1

COMPARAISON DES PROCÉDÉS D'OXYDATION

Tableau F. 1 : Valeurs initiales des eaux - Phase 1

Conditions d'essai			Réduction du PCP							Variation du pH				DCO						
	pH		Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	
			ng/mL	mg/L	mg/L	mg/L	%	%					mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%				
après filtration 450 nm	3		40	62,2	2,488	3	95	93,19	1,49	2,99	3,0	0,0	0,01	10	5910	5965	-15	-14	1,12	
				76,6	3,064		93				3,00					6020		-13		
				96,3	3,852		92													
	8		400	154	61,6	46,6	-34	-1,17	28,52	8,02	8,0	0,0	0,04	10	6890	6830	-1	-2	1,22	
				102,6	41,04		11				7,96					6770		-3		
				92,9	37,16		19													
	12,3		400	120	48	46,1	-4	0,00	5,96	12,29	12,3	0,0	0,02	10	7000	6945	1	0	1,12	
				110,3	44,12		4				12,32					6890		-1		

Tableau F. 2 : Résultats de photolyse (UV)

Conditions d'essai			Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO					
	pH		Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	Réduction	\bar{x}	σ
			ng/mL	mg/L	mg/L	mg/L	%	%							mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	
	3		40	26	1,04	0,77	98	98,3	0,8	2,99	3,0	0,0	0,01	10	598	5980	0		
				12,5	0,5		99				2,98								
	8		400	72,4	28,96	35,36	37	23,2	19,7	7,96	6,8	-1,2	1,59	10	668	6680	-4		
				104,4	41,76		9				5,71								
	12,3		400	61,7	24,68	33,7	46	26,8	27,7	12,32	12,3	0,0	0,01	10	681	6810	-2		
				106,8	42,72		7				12,33								

Tableau F. 3 : Résultats de O3/H2O2

Conditions d'essai			Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO					
Débit d'O ₃ : 160 mg/L*min	H2O2 g/L	pH	Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ
			ng/mL	mg/L	mg/L	mg/L	%	%							mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	
	0,5	12,3	400	1,2	0,48	0,5	99	98,9	0,1	8,71	8,7	-3,6	0,01	10	4080	4350	-41	-37,37	5,50
				1,3	0,52		99				8,7					4620		-33	
	5	12,3	400	1,8	0,72	0,74	98	98,4	0,1	8,37	8,5	-3,8	0,16	10	3260	3275	-53	-52,84	0,31
				1,9	0,76		98				8,59					3290		-53	
	15	12,3	400	2,3	0,92	1,36	98	97,0	1,4	9,93	9,9	-2,4	0,06	10	2950	3060	-58	-55,94	2,24
				4,5	1,8		96				9,84					3170		-54	

Tableau F. 4 : Résultats de photocatalyse (UV/TiO₂)

Conditions d'essai			Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO			
	[TiO ₂] g/L	pH	Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	Réduction %
		0,5	8	400	129,9	51,96	57,88	-13	-25,7	18,2	7,9	7,9	-0,1	0,04	10	676	6760
				159,5	63,8		-39			7,85							
5		8	400	129,6	51,84	51,22	-13	-11,2	1,9	7,33	7,3	-0,7	0,01	10	590	5900	-15
				126,5	50,6		-10			7,35							
10		8	400	79,6	31,84	42,46	31	7,8	32,6	7,06	7,1	-0,9	0,01	10	504	5040	-27
				132,7	53,08		-15			7,08							
TiO ₂ : 10 g/L		3	400	10	4	4,44	91	90,4	1,4	3,14	3,135	0,1	0,01	10	420	4200	-40
				12,2	4,88		89			3,13							
		8	400	79,6	31,84	42,46	31	7,8	32,6	7,33	7,3	-0,7	0,01	10	590	5900	-15
				132,7	53,08		-15			7,35							
		12,3	400	72,4	28,96	25,74	37	44,1	9,9	12,04	12,0	-0,3	0,01	10	507	5070	-27
				56,3	22,52		51			12,03							

Tableau F. 5 : Résultats de H₂O₂

Conditions d'essai			Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO			
	H ₂ O ₂ g/L	pH	Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	Réduction %
		0,5	12,3	400	118,7	47,48	50,36	-3	-9,3	8,8	12,2	12,2	-0,1	0,01	10	666	6660
				133,1	53,24		-16			12,18							
5		12,3	400	118,4	47,36	50,38	-3	-9,4	9,3	10,5	10,5	-1,8	0,02	10	613	6130	-12
				133,5	53,4		-16			10,47							
15		12,3	400	135,7	54,28	52,72	-18	-14,5	4,8	10,24	10,2	-2,1	0,00	10	553	5530	-20
				127,9	51,16		-11			10,24							
H ₂ O ₂ : 15 g/L		3	40	76	3,04	3,08	93	93,3	0,1	2,99	3,0	0,0	0,01	10	548	5480	-21
				78	3,12		93			3							
		8	400	109	43,6	51,2	5	-11,2	23,3	6,25	6,3	-1,7	0,01	10	533	5330	-23
				147	58,8		-28			6,26							
		12,3	400	135,7	54,28	52,72	-18	-14,5	4,8	10,24	10,2	-2,1	0,00	10	553	5530	-20
				127,9	51,16		-11			10,24							

Tableau F. 6 : Résultats de Fenton

Conditions d'essai			Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO			
	H ₂ O ₂ g/L	pH	Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	Réduction
				ng/mL	mg/L	mg/L	%	%								mgO ₂ /L	mgO ₂ /L
Fer : 1 g/L	0,5	3	40	92	3,68	3,48	92	92,4	0,6	2,86	2,9	-0,1	0,01	10	557	5570	-20
				82	3,28		93			2,85							
	5	3	40	68	2,72	2,46	94	94,7	0,8	2,61	2,6	-0,4	0,00	10	471	4710	-32
				55	2,2		95			2,61							
	15	3	40	42	1,68	1,82	96	96,0	0,4	2,52	2,5	-0,5	0,01	10	378	3780	-46
				49	1,96		96		2,54								
H ₂ O ₂ : 15 g/L	15	3	40	42	1,68	1,82	96	96,0	0,4	2,52	2,5	-0,5	0,01	10	378	3780	-46
				49	1,96		96			2,54							
	100	3	40	74,9	2,996	3,496	93	92,4	1,5	2,96	2,9	-0,1	0,04	10	494	4940	-29
				99,9	3,996		91			2,9							
	200	3	40	71,5	2,86	3,604	94	92,2	2,3	2,95	2,9	-0,1	0,01	10	538	5380	-23
				108,7	4,348		91		2,94								
H ₂ O ₂ : 15 g/L H ₂ O ₂ /Fer : 15g/L	3	3	40	42	1,68	1,82	96	96,0	0,4	2,52	2,5	-0,5	0,01	10	378	3780	-46
				49	1,96		96			2,54							
	8	3	40	83,5	3,34	2,65	93	94,2	2,1	5,57	5,6	-2,4	0,05	10	555	5550	-20
				49	1,96		96			5,64							
	12,3	3	40	5,5	0,22	0,268	100	99,4	0,1	10,46	10,5	-1,8	0,00	10	458	4580	-34
				7,9	0,316		99		10,46								

Tableau F. 7 : Résultats de UV/H₂O₂

Conditions d'essai			Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO			
	H ₂ O ₂ g/L	pH	Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	Réduction
				ng/mL	mg/L	mg/L	%	%								mgO ₂ /L	mgO ₂ /L
H ₂ O ₂ : 15 g/L	Avec UV	12,3	400	104,1	41,64	31,5	10	31,6	31,1	10,34	10,37	-1,9	0,04	10	581	5810	-16
				53,4	21,36		54			10,4							
	Sans UV	12,3	400	135,7	54,28	52,72	-18	-14,5	4,8	10,24	10,2	-2,1	0,00	10	553	5530	-20
				127,9	51,16		-11			10,24							

Tableau F. 8 : Résultats d'ozonation

Conditions d'essai			Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO				
O ₃ mg/L*min	pH		Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	Réduction	
				ng/mL	mg/L	mg/L	%	%			mgC/L	mgC/L	%					
86	12,3		400	0	0	0	100	100,0	0,0	11,37	11,4	-0,9	0,00	10	449	4490	-35	
				0	0		100			11,37								
			400	1,3	0,52	0,26	99	99,4	0,8	8,77	8,8	-3,5	0,05	10	445	4450	-36	
160	12,3			0	0		100			8,84								
			400	0	0	0,12	100	99,7	0,4	8,89	8,9	-3,4	0,08	10	493	4930	-29	
288	12,3			0,6	0,24		99			9								
			400	0	0	0	100	100,0	0,0	2,86	2,8	-0,2	0,02	10	554	5540	-20	
Débit d'O ₃ : 160 mg/L*min		3		0	0	0	100	100,0	0,0	2,83								
		8		0	0		100			5,94	5,8	-2,2	0,23	10	614	6140	-12	
		12,3		400	5	2	2	96	95,7	0,0	5,61							
					5	2		96			8,77	8,8	-3,5	0,05	10	445	4450	-36
				400	0	0	0,26	100	99,4	0,8	8,84							
		1,3	0,52		99													

Tableau F. 9 : Résultats d'O₃/UV

Conditions d'essai			Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO			
Débit d'O ₃ : 160 mg/L*min	pH		Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	Réduction
				ng/mL	mg/L	mg/L	%	%			mgC/L	mgC/L	%				
Avec UV	12,3		400	0	0	0	100	100,0	0,0	8,88	8,75	-3,6	0,19	10	462	4620	-33
				0	0		100			8,61							
Sans UV	12,3		400	0	0	0,26	100	99,4	0,8	8,77	8,8	-3,5	0,05	10	445	4450	-36
				1,3	0,52		99			8,84							

Tableau F. 10 : Résultats d'O₃/UV/H₂O₂

Conditions d'essai			Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO					
Débit d'O ₃ : 160 mg/L*min, H ₂ O ₂ : 5 g/L	pH		Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ
				ng/mL	mg/L	mg/L	%	%			mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%					
Avec UV	12,3		400	2,7	1,08	1	98	97,8	0,2	7,73	7,97	-4,3	0,33	10	3720	4040	-46	-41,83	6,52
				2,3	0,92		98			8,2						4360		-37	
Sans UV	12,3		400	1,8	0,72	0,74	98	98,4	0,1	8,37	8,5	-3,8	0,16	10	3260	3275	-53	-52,84	0,31
				1,9	0,76		98			8,59						3290		-53	

Variables
Variable opt.

ANNEXE G – RÉSULTATS DE DCO DES PHASES 1 À 3

VALEURS EN MG/L

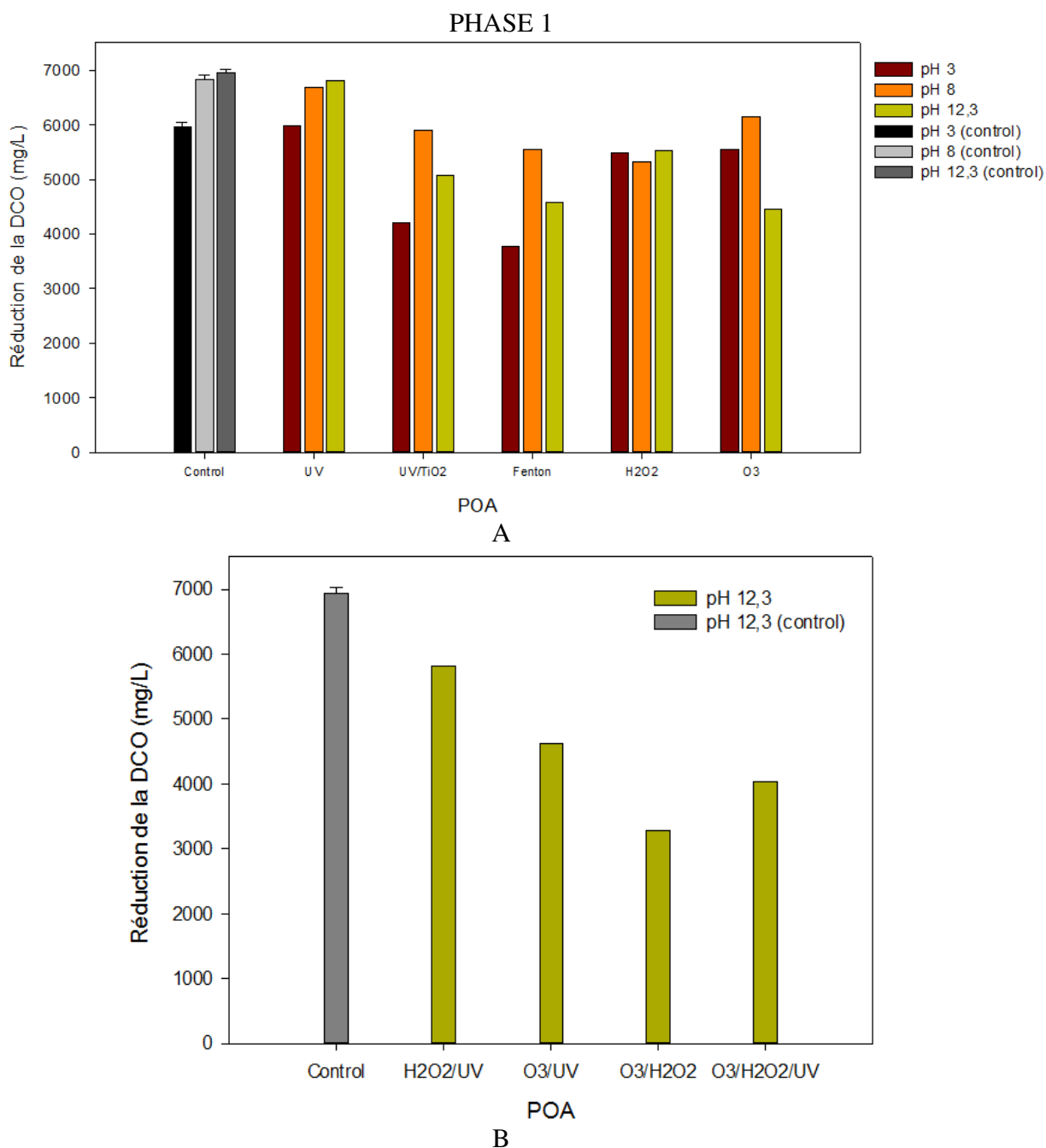


Figure G. 1 : DCO après 20 min de traitement
 (A : procédés testés aux pH 3 ; 8 et 12,3) (B : Procédés testés au pH 12,3 seulement)

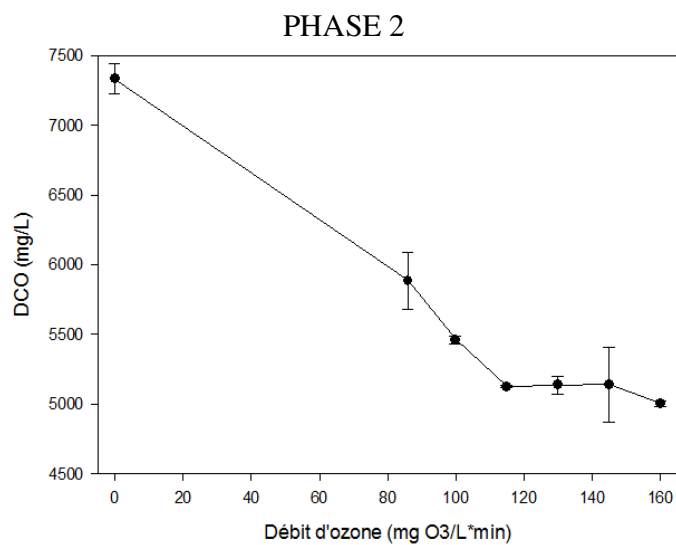


Figure G. 2 : DCO en fonction du dosage d'ozone

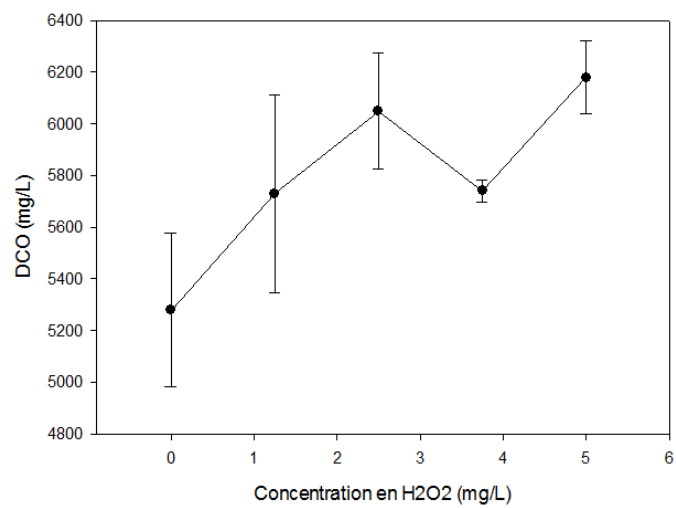


Figure G. 3 : DCO en fonction de la concentration en H₂O₂

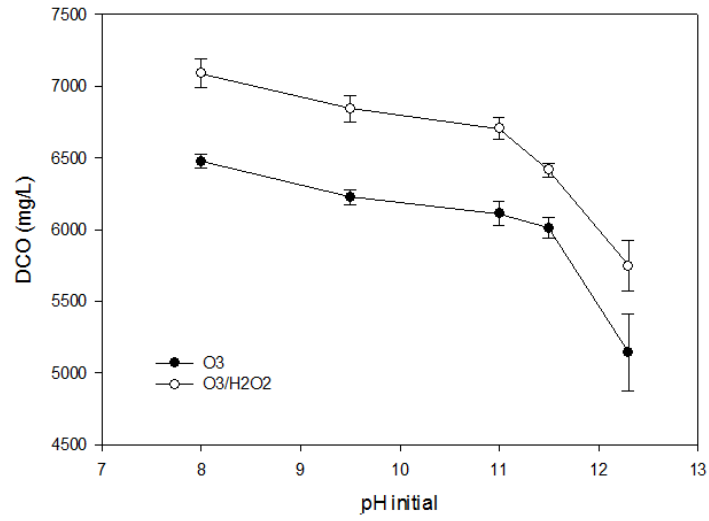


Figure G. 4 : DCO en fonction du pH

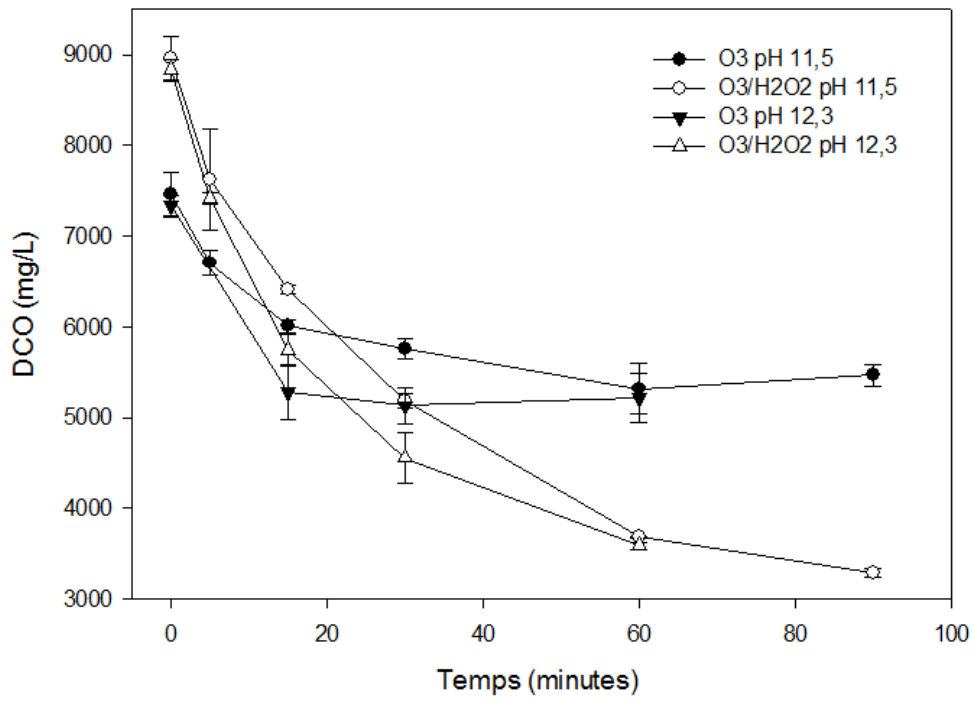


Figure G. 5 : DCO en fonction de la durée du traitement

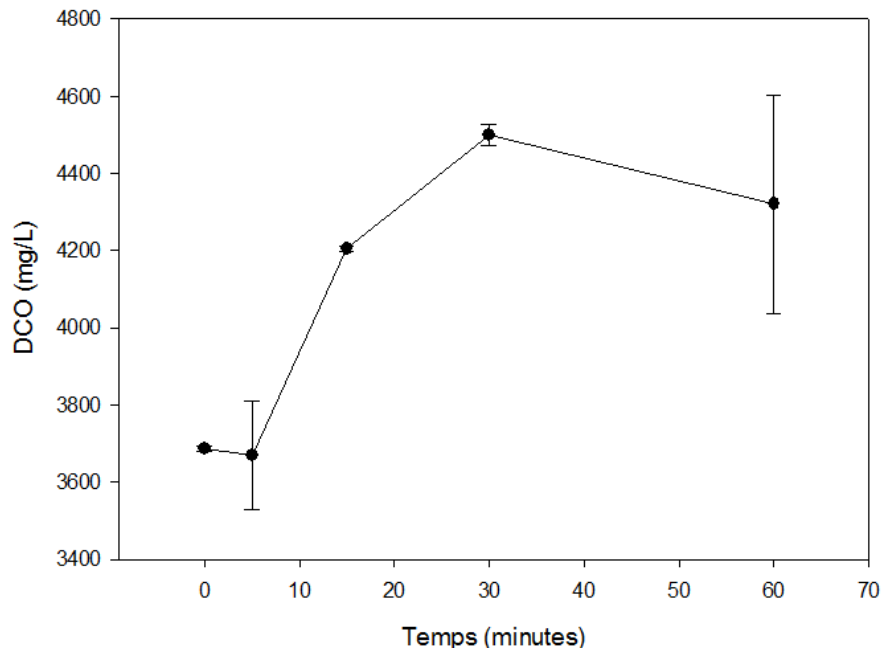


Figure G. 6 : DCO en fonction du délai d'ajout d' H_2O_2

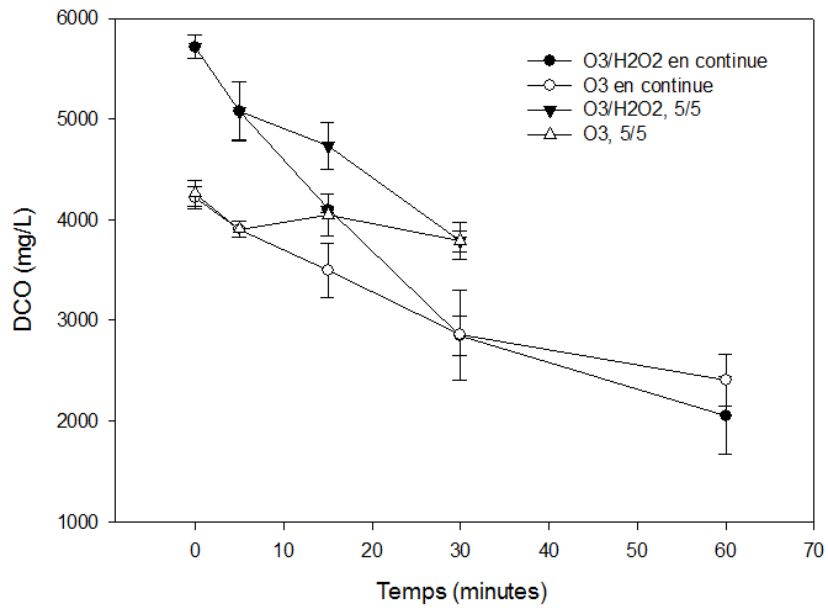


Figure G. 7 : DCO en fonction de l'intervalle d'ozonation

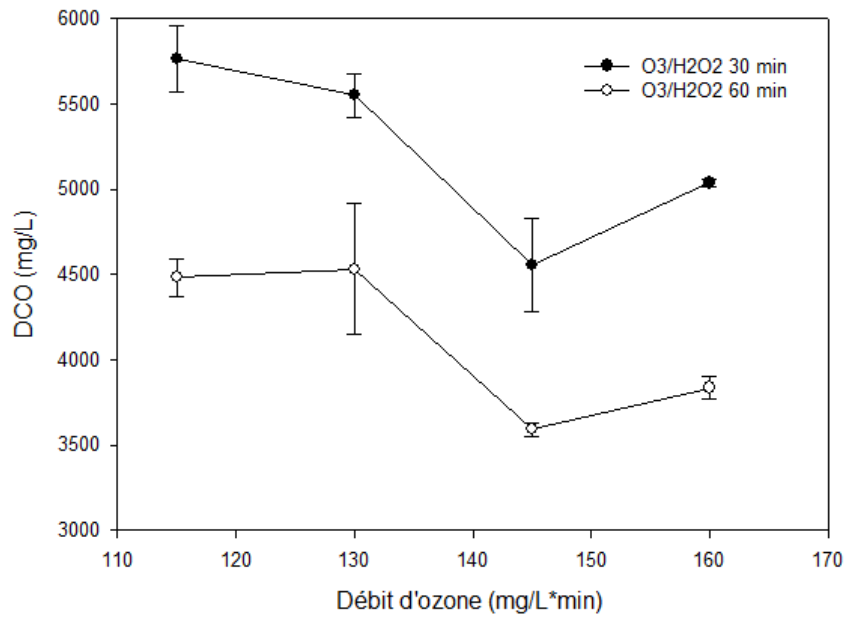


Figure G. 8 : DCO en fonction du dosage, validation

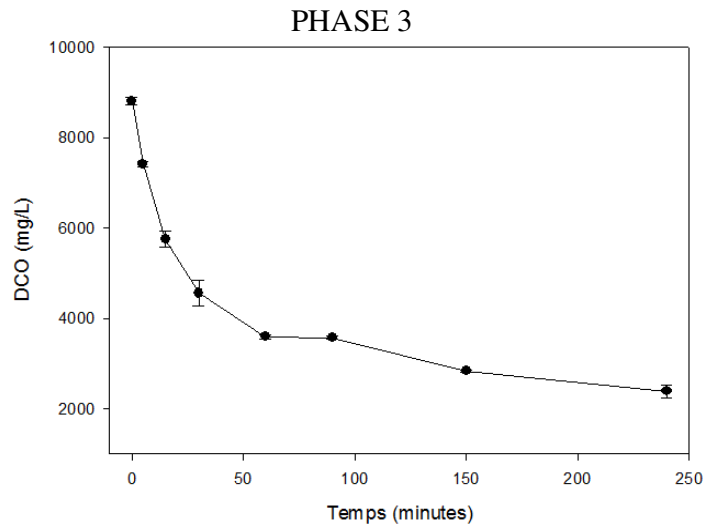


Figure G. 9 : Cinétique de dégradation de la DCO

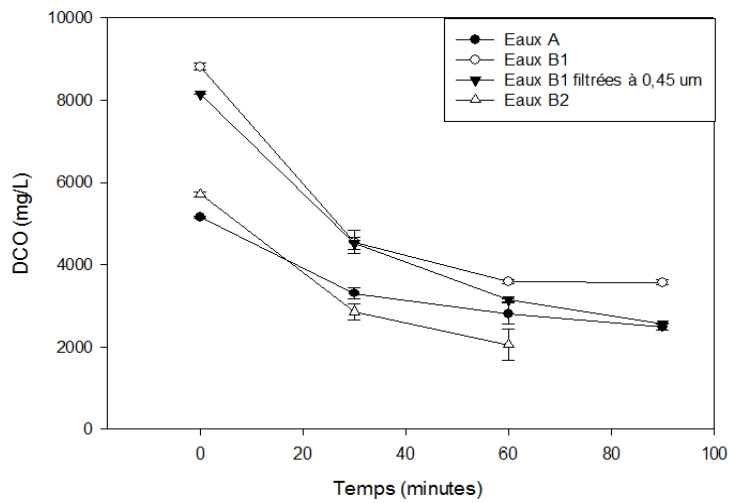


Figure G. 10 : DCO en fonction de la matrice des eaux

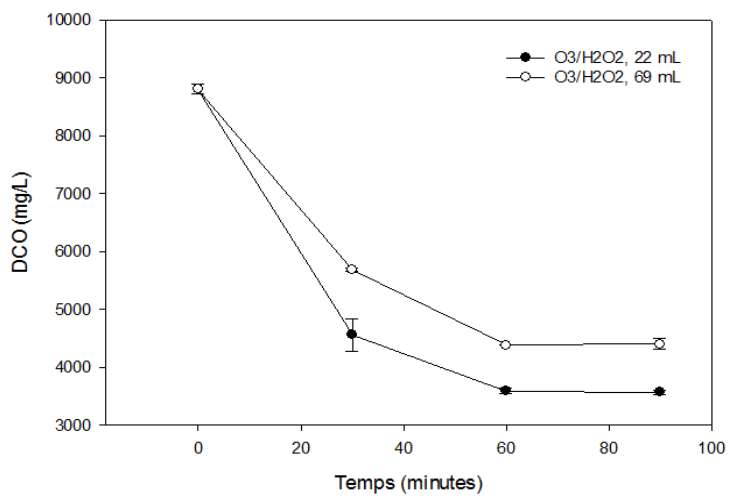


Figure G. 11 : DCO en fonction du facteur d'échelle

ANNEXE H – RÉSULTATS OBTENUS EN PHASE 2

OPTIMISATION DES PROCÉDÉS O₃ ET O₃/H₂O₂

Tableau H. 1 : Valeurs initiales des eaux - phase 2

Conditions d'essai		Réduction du PCP							Variation du pH				DCO						
Eaux B1	pH	Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ %	Lecture	\bar{x}	Var.	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	\bar{x} mgO ₂ /L	Réduction %	\bar{x} %	σ
		8	400	129,7	51,88	52	-10	-10	0	8,0	8,0	-4,2	0,0	10	733	7330	7255	0	1
			129,1	51,64		-10			8,0					718	7180		2		
	9,5	400	122	48,8	51	-4	-9	8	9,5	9,5	-2,7	0,0	10	720	7200	7170	2	2	1
			134,9	53,96		-15			9,5					714	7140		3		
	11	400	122,7	49,08	50	-4	-6	2	11,0	11,0	-1,2	0,0	10	713	7130	7400	3	-1	5
			125,9	50,36		-7			11,0					767	7670		-5		
	11,5	400	139,7	55,88	57	-19	-21	2	11,5	11,5	-0,7	0,0	10	728	7280	7455	1	-2	3
			143,7	57,48		-22			11,5					763	7630		-4		
	Sans ajustement de pH	400	120	48	47				12,2	12,2	0,0	0,0	10	726	7260	7335	1	0	1
			115	46					12,2					741	7410		-1		
Eaux B2	12,5	400	7,4	2,96	2,68	94	94	1	12,5	12,5	0,3	0,0	5	834	4170	4206,3	43	43	1
			6	2,4		95			12,5					848,5	4242,5		42		

Eaux distillées et H ₂ O ₂	[H ₂ O ₂] g/L	pH
	1,25	sans ajustement
	2,5	
	3,75	
	5	

Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	\bar{x} mgO ₂ /L
10	55	550	460
	37	370	
10	82	820	805
	79	790	
10	150	1500	1500
	150	1500	
10	166	1660	1650
	164	1640	

Tableau H. 2 : Résultats d'optimisation du dosage d'ozone, eaux B1

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO									
débit mg/L*min	[H ₂ O ₂] g/L	Durée minutes	pH	Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ	Lecture	\bar{x}	Var.	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	\bar{x} mgO ₂ /L	Réduction %	\bar{x} %	σ %			
86	0	15	12,3	100	482,1	48,21	38,55	-3	18	29	11,94	11,9	-0,3	0,1	10	574	5740	5885	22	20	3			
													11,81					603	6030		18			
100													11,76	11,7	-0,5	0,1	10	544	5440	5460	26	26	0	
														11,67					548	5480		25		
115							10	589,8	5,898	5,09	87	89	2	10,82	10,9	-1,3	0,1	10	512	5120	5125	30	30	0
														10,94					513	5130		30		
130							10	138,3	1,383	1,24	97	97	0	9,76	9,7	-2,5	0,1	10	509	5090	5135	31	30	1
											9,67					518	5180		29					
145				10	89,2	0,892	0,82	98	98	0	9,38	9,4	-2,8	0,0	10	495	4950	5140	33	30	4			
											9,37					533	5330		27					
160				10	50,7	0,507	0,48	99	99	0	9,13	9,1	-3,1	0,0	10	502	5020	5005	32	32	0			
											9,15					499	4990		32					

Tableau H. 3 : Résultats d'optimisation de la concentration en H₂O₂

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO									
Eaux B1, Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min	[H ₂ O ₂] g/L	Durée minutes	pH	Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ	Lecture	\bar{x}	Var.	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	\bar{x} mgO ₂ /L	Réduction %	\bar{x} %	σ %			
		0	15	12,3	10	144,1	1,441	2,00	97	96	2	9,37	9,4	-2,8	0,0	10	507	5070	5280	31	28	4		
													9,38					549	5490		25			
		1,25					10	569,7	5,697	3,41	88	93	7	9,33	9,2	-3,0	0,2	10	600	6000	5730	23	26	5
														9,08					546	5460		30		
		2,5					100	73,4	7,34	6,39	84	86	3	9,23	9,1	-3,1	0,2	10	621	6210	6050	24	26	3
														8,96					589	5890		28		
	3,75					10	20,8	0,208	0,55	100	99	1	8,5	8,5	-3,7	0,0	10	571	5710	5740	35	35	0	
											8,44					577	5770		35					
	5			10	269,1	2,691	1,75	94	96	3	8,9	8,8	-3,4	0,2	10	608	6080	6180	32	31	2			
											8,66					628	6280		30					

Tableau H. 4 : Résultats d'optimisation du pH pour O₃

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO							
Eaux B1, Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min	[H ₂ O ₂] : 0 g/L	Durée minutes	pH	Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Var.	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	
				ng/mL	mg/L	mg/L	%	%	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%								
		15	8	10	22,8	0,228	0,25	100	100	0	6,28	6,2	-6,0	0,1	10	651	6510	6475	10	11	1	
			9,5		27,4	0,274		99				6,14					644	6440		11		
					32,3	0,323	0,32	99	99	0	6,49	6,5	-5,7	0,0	10	619	6190	6225	14	13	1	
			11		31,8	0,318		99				6,52					626	6260		13		
					82,5	0,825	0,62	98	99	1	6,8	6,8	-5,4	0,0	10	617	6170	6110	17	17	1	
			11,5		41,6	0,416		99				6,79					605	6050		18		
				53,1	0,531	0,47	99	99	0	7,16	7,2	-4,3	0,0	10	596	5960	6010	20	19	1		
		12,3		41,2	0,412		99				7,16					606	6060		19			
				89,2	0,892	0,82	98	98	0	9,37	9,4	-2,8	0,0	10	495	4950	5140	33	30	4		
					74,2	0,742		98			9,37					533	5330		27			

Tableau H. 5 : Résultats d'optimisation du pH pour O₃/H₂O₂

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO							
Eaux B1, Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min	[H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée minutes	pH	Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Var.	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	
				ng/mL	mg/L	mg/L	%	%	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%								
		15	8	10	124,7	1,247	0,96	98	98	1	5,71	5,7	-6,5	0,0	10	716	7160	7090	19	20	1	
			9,5		67,5	0,675		99				5,71					702	7020		21		
					20,4	0,204	0,26	100	99	0	6,01	6,1	-6,1	0,1	10	678	6780	6845	23	23	1	
			11		31,5	0,315		99				6,13					691	6910		22		
					10,9	0,109	0,10	100	100	0	6,46	6,4	-5,8	0,1	10	665	6650	6705	25	24	1	
			11,5		9,3	0,093		100				6,31					676	6760		23		
				50,5	0,505	0,62	99	99	0	6,87	6,8	-4,8	0,2	10	638	6380	6415	29	28	1		
		12,3		72,7	0,727		99				6,63					645	6450		28			
				312,3	3,123	3,48	93	93	1	8,75	8,7	-3,5	0,0	10	562	5620	5745	36	35	2		
					384,3	3,843		92			8,74					587	5870		34			

Tableau H. 6 : Résultats d'optimisation du temps de traitement pour O₃

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO									
Eaux B1, Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min	[H ₂ O ₂] : 0 g/L	Durée	pH 11,5	Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Var.	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ			
		minutes		ng/mL	mg/L	mg/L	%	%	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%										
		5		100	172,9	17,29	11,64	69	79	14	8,71	8,7	-2,8	0,1	10	680	6800	6705	9	10	2			
												8,61												
		15		10	89,2	0,892	0,82	98	99	0	7,16	7,2	-4,3	0,0	10	596	5960	6010	20	19	1			
													7,16											
		30		10	4,3	0,043	0,04	100	100	0	6,95	6,9	-4,6	0,0	10	568	5680	5760	24	23	2			
		60									6,9													
		90		10	3,6	0,036	0,05	100	100	0	7,21	7,3	-4,2	0,1	10	552	5520	5320	26	29	4			
													7,31											
													7,1	7,1	-4,4	0,0	10	555	5550	5465	26	27	2	
											7,16													
Eaux B1, Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min	[H ₂ O ₂] : 0 g/L	15	pH 12,3	10	89,2	0,892	0,82	98	98	0	9,38	9,4	-2,8	0,0	10	507	5070	5280	31	28	4			
		30																						
		60		1	256	0,256	0,15	99	100	0	8,30	8,5	-3,7	0,3	10	527	5270	5130	28	30	3			
											8,66													
				1	67,2	0,0672	0,06	100	100	0	8,10	8,1	-4,1	0,0	10	541	5410	5215	26	29	4			

Tableau H. 7 : Résultats d'optimisation du temps de traitement pour O₃/H₂O₂

Eaux B1, Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min	[H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée	Dilution							Lecture				Dilution						
		minutes	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	\bar{x}	Var.	σ	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ			
			ng/mL	mg/L	mg/L	%	%				mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%				
		5	151,2	15,12	17,48	73	69	6	7,04	7,1	-4,4	0,1	10	802	8020	7625	10	15	6	
		15	198,4	19,84		65			7,18				10	723	7230		19			
		30	50,5	0,505	0,62	99	99	0	6,63	6,8	-4,8	0,2	10	638	6380	6415	29	28	1	
		60	72,7	0,727		99			6,87				10	645	6450		28			
		90	0	0	0,00	100	100	0	6,17	6,2	-5,3	0,0	10	513	5130	5185	43	42	1	
			0	0		100			6,22				10	524	5240		41			
			1,2	0,012	0,01	100	100	0	6,48	6,6	-4,9	0,1	10	369	3690	3685	59	59	0	
			1,2	0,012		100			6,63				10	368	3680		59			
			25,7	0,257	0,26	100	100	0	6,89	6,9	-4,6	0,0	10	332	3320	3290	63	63	0	
			26,7	0,267		100			6,93				10	326	3260		64			

Eaux B1, Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min	[H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée	Dilution							Lecture				Dilution						
		minutes	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	\bar{x}	Var.	σ	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ			
			ng/mL	mg/L	mg/L	%	%				mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%				
		5	198,9	19,89	19,68	58	58	1	10,54	10,5	-1,7	0,1	5	1492	7460	7412,5	16	16	1	
		15	194,7	19,47		59			10,44				10	1473	7365		17			
		30	312,3	3,123	3,48	93	93	1	8,75	8,7	-3,5	0,0	10	562	5620	5745	36	35	2	
		60	384,3	3,843		92			8,74				10	587	5870		34			
			70	0,07	0,07	100	100	0	7,6	7,6	-4,6	0,1	10	436	4360	4555	51	48	3	
			75,3	0,0753		100			7,69				10	475	4750		46			
			59,3	0,0593	0,06	100	100	0	7,88	7,8	-4,4	0,1	10	356	3560	3590	60	59	0	
			69,8	0,0698		100			7,79				10	362	3620		59			

Tableau H. 8 : Résultats d'optimisation du délai d'ajout du H₂O₂

Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min et [H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée total de 60 minutes	Délai	Dilution							Lecture				Dilution						
		minutes	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	\bar{x}	Var.	σ	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ			
			ng/mL	mg/L	mg/L	%	%				mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%				
		0	1,2	0,012	0,01	100	100	0	6,48	6,6	-4,9	0,1	10	369	3690	3685	59	59	0	
		5	1,2	0,012		100			6,63				10	368	3680		59			
		15	3,3	0,033	0,03	100	100	0	6,44	6,4	-5,1	0,0	10	357	3570	3670	60	59	2	
		30	2,5	0,025		100			6,45				10	377	3770		58			
		60	6,3	0,063	0,07	100	100	0	6,4	6,5	-5,1	0,1	10	420	4200	4205	53	53	0	
			8,1	0,081		100			6,5				10	421	4210		53			
			6,8	0,068	0,07	100	100	0	6,62	6,5	-5,0	0,2	10	452	4520	4500	50	50	0	
			7,6	0,076		100			6,37				10	448	4480		50			
			3,6	0,036	0,05	100	100	0	7,21	7,3	-4,2	0,1	10	552	5520	5320	26	29	4	
			5,5	0,055		100			7,31				10	512	5120		31			

Tableau H. 9 : Résultats de l'ozonation pas intervalles
(5 min O₃, 5 min sans O₃, à répétition)

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO						
Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min 5/5 minutes	[H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée	Eaux B2	Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Var.	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ
		minutes		ng/mL	mg/L	mg/L	%	%				mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%				
		5		200	4,7	0,94	0,97	65	64	2	10,19	10,2	1,5	0,1	5	975	4875	5080	15	11	5
		15		10	46,8	0,468	0,42	83	84	3	10,26	10,3	1,5	0,0	5	914	4570	4735	20	17	4
30	1	11,6	0,0116	0,01	100	100	0	10,27	10,27	1,9	0,2	5	783	3915	3788	31	34	3			
				8,9	0,0089		100														

Tableau H. 10 : Validation des dosages d'O₃

Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min et [H ₂ O ₂] : 3,75 g/L, ajouté au temps 0.	30 minutes	Débit	Eaux B1, pH 12,3	Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Var.	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ
		mg/L*min		ng/mL	mg/L	mg/L	%	%				mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%				
	115	10	36,9	0,369	0,90	99	98	1	7,77	7,6	-3,9	0,2	10	563	5630	5765	37	36	2		
	130	10	35,3	0,353	0,33	99	99	0	7,49	7,6	-3,9	0,0	10	590	5900		34				
	145	10	30,7	0,307		99			7,59	7,6	-3,9	0,0	10	564	5640	5550	37	38	1		
	160	1	70	0,07	0,07	100	100	0	7,55	7,6	-4,6	0,1	10	546	5460		39				
		10	75,3	0,0753		100			7,6	7,6	-4,6	0,1	10	436	4360	4555	51	48	3		
		10	55,9	0,559	0,62	99	99	0	7,69	7,6	-4,1	0,1	10	475	4750		46				
		10	67,9	0,679		99			7,38	7,4	-4,1	0,1	10	502	5020	5035	44	44	0		
									7,46	7,4	-4,1	0,1	10	505	5050		44				

Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min et [H ₂ O ₂] : 3,75 g/L, ajouté au temps 0.	60 minutes	Débit	Eaux B1, pH 12,3	Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Var.	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ
		mg/L*min		ng/mL	mg/L	mg/L	%	%				mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%				
	115	10	37,2	0,372	0,39	99	99	0	7,69	7,8	-3,8	0,1	10	456	4560	4480	49	50	1		
	130	10	44,5	0,445	0,44	99	99	0	7,81	7,8	-3,8	0,1	10	440	4400		51				
	145	10	44,1	0,441		99			7,35	7,4	-4,1	0,0	10	426	4260	4530	52	49	4		
	160	1	59,3	0,0593	0,06	100	100	0	7,42	7,4	-4,1	0,0	10	480	4800		46				
		10	62,2	0,622	0,63	99	99	0	7,88	7,8	-4,4	0,1	10	356	3560	3590	60	59	0		
		10	62,9	0,629		99			7,79	7,8	-4,4	0,1	10	362	3620		59				
									7,47	7,5	-4,0	0,0	10	379	3790	3835	58	57	1		
									7,53	7,5	-4,0	0,0	10	388	3880		57				

Variables
Variable opt.

ANNEXE I – RÉSULTATS OBTENUS EN PHASE 3

SUIVI DU PROCÉDÉ O₃/H₂O₂

Tableau I. 1 : Valeurs initiales des eaux - phase 3

Conditions d'essai		Réduction du PCP						Variation du pH				DCO							
pH		Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ
		ng/mL	mg/L	mg/L	mg/L	%	%	%	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%
Eaux B1	12,3	400	120	48	47				12,2	12,2			10	726	7260	7335			
			115	46					12,2					741	7410				
Eaux B2	12,5	400	2,96	1,184	1	97	98	0	12,5	12,5	0,3	0,01	5	834	4170	4206,3	43	43	1
			2,4	0,96		98			12,5					848,5	4243		42		
Eaux B1, filtrées à 0,45 um	12,3	400	95,8	38,32	40	18	16	4	12,2	12,2	0,0	0,01	5	1328	6640	6643	9	9	0
			102	40,8		13			12,2					1329	6645		9		
Eaux A	8,4	400	53,7	21,48	22	54	53	2	8,4	8,4	-3,8	0,01	5	725	3625	3643	51	50	0
			57,2	22,88		51			8,4					732	3660		50		

Eaux distillées et H2O2 sans ajustement de	[H2O2] g/L
	3,75

Dilution	Lecture	[] réelle	\bar{x}
	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L
5	305	1525	1518
	302	1510	

Tableau I. 2 : Cinétiques

Conditions d'essai		Réduction du PCP						Variation du pH				Réduction de la DCO							
Durée minutes	pH 12,3	Dilution	ULPC	[] Réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture	[] réelle	\bar{x}	Réduction	\bar{x}	σ
		ng/mL	mg/L	mg/L	mg/L	%	%	%	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	mgO ₂ /L	%	%	%
5		100	198,9	19,89	19,68	58	58,1	0,6	10,54	10,5	-1,7	0,07	5	1492	7460	7413	16	16	1
			194,7	19,47		59			10,44					1473	7365		17		
15		10	312,3	3,123	3,48	93	92,6	1,1	8,75	8,7	-3,5	0,01	10	562	5620	5745	37	35	2
			384,3	3,843		92			8,74					587	5870		34		
30		1	70	0,07	0,07	100	99,8	0,0	7,6	7,6	-4,6	0,06	10	436	4360	4555	51	49	3
			75,3	0,0753		100			7,69					475	4750		46		
60		1	59,3	0,0593	0,06	100	99,9	0,0	7,88	7,8	-4,4	0,06	10	356	3560	3590	60	59	0
			69,8	0,0698		100			7,79					362	3620		59		
90									7,6	7,6	-4,7	0,06	5	708	3540	3568	60	60	0
									7,51					719	3595		59		
150									7,94	7,9	-4,3	0,01	5	560	2800	2810	68	68	0
									7,95					564	2820		68		
240									7,73	7,8	-4,4	0,05	5	457	2285	2380	74	73	2
									7,8					495	2475		72		

Tableau I. 3 : Effet de matrice

A – Eaux A

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO																									
Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min	[H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée		Eaux A	Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	\bar{x} mgO ₂ /L	Réduction %	\bar{x} %	σ %																		
		minutes																																						
		30																					1	94,9	0,0949	0,10	100	99,6	0,0	5,66	5,6	-2,8	0,04	5	641	3205	3305	38	36	3
		60																						98	0,098		100			5,60				5	681	3405		34		
90		1	100,1	0,1001	0,10	100	99,6	0,0	5,47	5,5	-2,9	0,02	5	597	2985	2805	42	46	5																					
			93,7	0,0937		100			5,44					5	525	2625		49																						
									5,17	5,2	-3,2	0,02		5	509	2545	2488	51	52	2																				
									5,20						486	2430		53																						

B – Eaux B1 filtrées à 0,45 µm

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO																									
Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min	[H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée		Eaux B1 filtrées	Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	\bar{x} mgO ₂ /L	Réduction %	\bar{x} %	σ %																		
		minutes																																						
		30																					1	60,4	0,0604	0,08	100	99,8	0,1	7,46	7,4	-4,8	0,06	5	925	4625	4523	43	45	2
		60																						97,7	0,0977		100			7,37					5	884	4420		46	
90		1	55,2	0,0552	0,05	100	99,9	0,0	7,33	7,4	-4,9	0,06	5	634	3170	3145	61	61	0																					
			53,4	0,0534		100			7,42					5	624	3120		62																						
									7,93	8,0	-4,3	0,07		5	515	2575	2568	68	69	0																				
									8,03						512	2560		69																						

C – Eaux B1

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO																									
Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min	[H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée		Eaux B1	Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	\bar{x} mgO ₂ /L	Réduction %	\bar{x} %	σ %																		
		minutes																																						
		30																					1	70	0,07	0,07	100	99,8	0,0	7,6	7,6	-4,6	0,06	10	436	4360	4555	51	49	3
		60																						75,3	0,0753		100			7,69					10	475	4750		46	
90		1	59,3	0,0593	0,06	100	99,9	0,0	7,88	7,8	-4,4	0,06	10	356	3560	3590	60	59	0																					
			69,8	0,0698		100			7,79					10	362	3620		59																						
									7,6	7,6	-4,7	0,06		5	708	3540	3568	60	60	0																				
									7,51						719	3595		59																						

Eaux B2

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO						
Débit d'O ₂ : 145 mg/L *min	[H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée		Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	\bar{x} mgO ₂ /L	Réduction %	\bar{x} %	σ %
		minutes																			
		30		1	53,7	0,0537	0,05	95	94,9	0,1	8,53	9,1	-3,5	0,74	5	542	2710	2850	53	50	3
		60		1	54,9	0,0549		95			9,57				5	598	2990		48		
				1	48,8	0,0488	0,05	95	95,5	0,1	7,78	8,0	-4,5	0,30	5	356	1780	2052,5	69	64	7
					48	0,048		96			8,2				5	465	2325		59		

Tableau I. 4 : Impact du facteur d'échelle de 3

A – Facteur 1

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO						
Débit d'O ₂ : 145 mg/L *min	[H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée		Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	\bar{x} mgO ₂ /L	Réduction %	\bar{x} %	σ %
		minutes																			
		30		1	70	0,07	0,07	100	99,8	0,0	7,6	7,6	-4,6	0,06	10	436	4360	4555	51	49	3
		60			75,3	0,0753		100			7,69					475	4750		46		
		90		1	59,3	0,0593	0,06	100	99,9	0,0	7,88	7,8	-4,4	0,06	10	356	3560	3590	60	59	0
					69,8	0,0698		100			7,79					362	3620		59		
											7,6	7,6	-4,7	0,06	5	708	3540	3568	60	60	0
											7,51					719	3595		59		

B – Facteur 3

Conditions d'essai				Réduction du PCP							Variation du pH				Réduction de la DCO						
Débit d'O ₂ : 145 mg/L *min	[H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Durée		Dilution	ULPC ng/mL	[] Réelle mg/L	\bar{x} mg/L	Réduction %	\bar{x} %	σ	Lecture	\bar{x}	Variation	σ	Dilution	Lecture mgO ₂ /L	[] réelle mgO ₂ /L	\bar{x} mgO ₂ /L	Réduction %	\bar{x} %	σ %
		minutes																			
		30		1	71,8	0,0718	0,09	100	99,8	0,1	7,9	8,0	-4,2	0,11	5	1133	5665	5683	36	36	0
		60			105,6	0,1056		100	\bar{x}		8,05					1140	5700		36		
		90		1	68,5	0,0685	0,07	100	99,8	0,0	7,7	7,7	-4,5	0,04	5	877	4385	4383	50	50	0
					74,3	0,0743		100			7,76					876	4380		51		
											7,97	8,1	-4,1	0,18	5	867	4335	4403	51	50	1
											8,23					894	4470		50		

4 Demande biologique en oxygène à 5 jours (DBO₅) sur les eaux B1

Tableau I. 5 : Dilutions pour DBO₅ en fonction des valeurs de DCO des eaux B1

Durée du POA (Min)	DCO avant filtration (mg O ₂ /L)	Dilution	Plage de DCO couverte ¹ (mg O ₂ /L)
0	7337	1 : 2000	4000 - 14000
		1 : 650	1200 - 4200
30	4500	1 : 650	1200 - 4300
		1 : 250	520 - 1800
60	3550	1 : 650	1200 - 4200
		1 : 250	400 - 1400

¹ Tirée de la norme MA. 315 – DBO 1.1 [CEAEQ, 2014a]

La DBO₅ a été mesurée sur les eaux B1 aux temps 0, 30 et 60 min. Aux temps 30 et 60 min, la DBO₅ a été mesurée sur les eaux filtrées à 0,45 µm et non-filtrées. La différence entre ces valeurs permet d'évaluer l'impact des MES sur la DBO₅.

À la figure I.1, la différence de DBO₅ en fonction des dilutions et de la concentration en MES est bien visible.

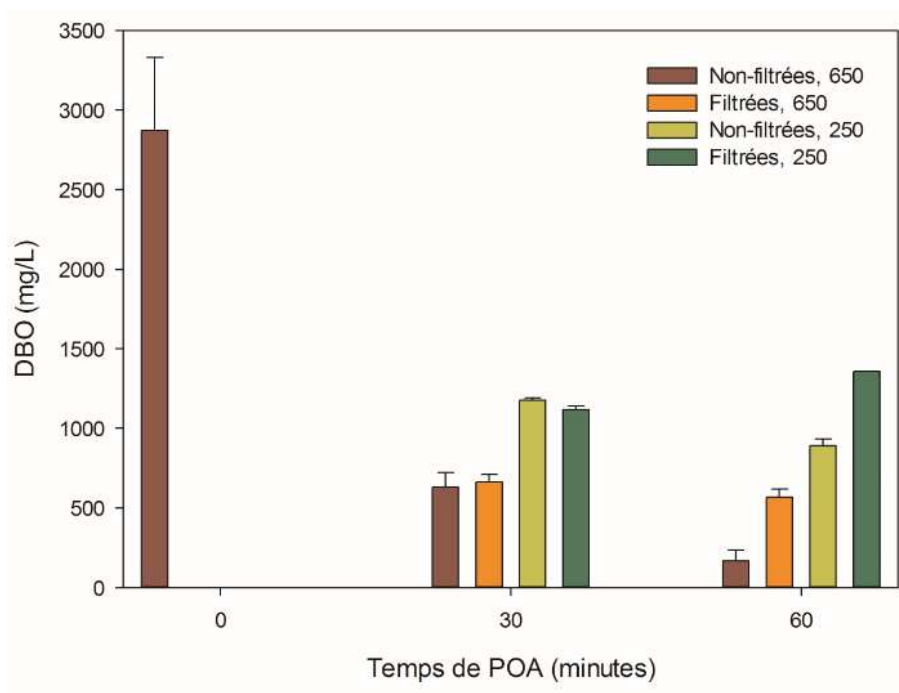


Figure I. 1 : DBO₅ en fonction des dilutions et de la concentration en MES

Tableau I. 6 : DBO₅ sur les eaux B1

A – Blancs

Conditions d'essai	T=0		T=5 j					
	Mesure mL	[OD] mg O ₂ /L	Échantillon	Mesure mL	[OD] mg O ₂ /L	DBO5 diluée mg O ₂ /L	\bar{x} mg O ₂ /L	σ
Eau distillée	2,1	16,2	1	10,3	8,0	8,3	8,3	0,07
				10,2	7,9	8,3		
			2	10,3	8,0	8,3		
				10,1	7,8	8,4		

B – Eaux B1 filtrées à 0,45 µm après POA

Conditions d'essai			T=0		T=5 j									
Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min [H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Eaux B, Filtrées après POA	Durée	Dilution	Mesure	[OD]	Échantillon	Mesure	[OD]	DBO5 diluée	DBO5 finale	\bar{x}	σ		
		minutes	1 :	mL	mg O ₂ /L		mL	mg O ₂ /L	mg O ₂ /L	mg O ₂ /L	mg O ₂ /L			
		30	650	2	15,5	1	8,15	6,3	9,2	554	664	77		
							7,9	6,1	9,4	683				
						2	15,5	2	7,9	6,1	9,4	683		
									7,8	6,0	9,4	735		
						2	15,5	1	3,8	2,9	12,5	1119	1119	17
									3,7	2,9	12,6	1140		
						2	15,5	2	3,9	3,0	12,4	1099		
									3,8	2,9	12,5	1119		
						2	15,5	1	8	6,2	9,3	592	568	48
									8	6,2	9,3	592		
						2	15,5	2	8,2	6,3	9,1	495		
									8	6,2	9,3	592		
				2,1	16,2	1	1,8	1,4	14,8	1354	1354	0		
							1,8	1,4	14,8	1354				
						2 ---	scellée,							
						---	brisée							

C – Eaux B1 non-filtrées

Conditions d'essai			T=0		T=5 j									
Débit d'O ₃ : 145 mg/L*min [H ₂ O ₂] : 3,75 g/L	Eaux B, Non-filtrées	Durée	Dilution	Mesure	[OD]	Échantillon	Mesure	[OD]	DBO5 diluée	DBO5 finale	\bar{x}	σ		
		minutes	(réelle)	mL	mg O ₂ /L		mL	mg O ₂ /L	mg O ₂ /L	mg O ₂ /L	mg O ₂ /L			
		0	650	2,3	17,8	1	6,1	4,7	13,1	3157	2874	426		
							6	4,6	13,1	3209				
						2	15,5	2	7,8	6,0	11,7	2281		
									6,7	5,2	12,6	2848		
						2	15,5	1	8,25	6,4	9,1	503	631	164
									7,55	5,8	9,6	863		
						2	15,5	2	8	6,2	9,3	631		
									8,2	6,3	9,1	528		
						2	15,5	1	3,5	2,7	12,8	1181	1176	18
									3,5	2,7	12,8	1181		
						2	15,5	2	3,45	2,7	12,8	1192		
									3,65	2,8	12,6	1150		
				1,9	14,7	1	7,95	6,1	8,5	133	169	94		
							8,05	6,2	8,5	85				
				2	14,7	2	7,6	5,9	8,8	302				
							7,9	6,1	8,6	157				
				1,9	14,7	1	2,65	2,0	12,6	896	892	32		
							2,4	1,9	12,8	936				
						2	2,8	2,2	12,5	872				
							2,85	2,2	12,5	864				

1 mL Thiosulfate 0,025 N = 0,2 mg O₂/L

ANNEXE J – DÉTAILS DES OPEX

Tableau J. 1 : Besoin en ozone et en oxygène

Besoin en Ozone			Besoin en Oxygène		
Dosage O ₃	145	mg O ₃ /(L*min)	O ₃ /m ³ eaux	4,35	kg O ₃ /m ³ eaux
Durée	30	minutes	Taux de transfert	10	% ww
Concentration en O ₃	4350	mg O ₃ /L	Masse volumique O ₂ ¹	1,326	kg O ₂ /m ³ O ₂
Besoin O₃/m³ eaux	4,35	kg O₃/m³ eaux	Production O ₃	0,133	kg O ₃ /m ³ O ₂
			Besoin O₂/m³ eaux	32,8	m³ O₂/m³ eaux
	435	kg O₃/j		3281	m³ O₂/j

¹Masse volumique de l'oxygène (21°C et 1 Atm) : 1,326 m³/kg

B – Besoin en peroxyde d'hydrogène

Besoin en H ₂ O ₂			Besoin en solution de H ₂ O ₂ (50 %) ¹		
Concentration	3,75	g H ₂ O ₂ /L eaux	H ₂ O ₂ /m ³ eaux	3,75	g H ₂ O ₂ /L eaux
			MV solution de H ₂ O ₂	1,20	kg/L sol'n
	3,75	kg H ₂ O ₂ /m ³ eaux	Concentration bouteille	600	g H ₂ O ₂ /L sol'n
Besoin H₂O₂/m³ eaux	3,75	g H₂O₂/m³	Besoin sol'n H₂O₂/m³ eaux	6	L sol'n H₂O₂/m³ eaux
	375	g H₂O₂/j		625	L sol'n H₂O₂/j

¹Bouteille de 50 % WW, densité de 1,20 g/mL à 20°C (FMC Oxypure)

<http://www.h2o2.com/technical-library/default.aspx?pid=135&name=H2O2-Manufacturer-Data>

Tableau J. 2 : Référence de prix et caractéristiques des produits (OPEX)

Entrants	Fournisseur	Type	Référence de prix
H2O2	USP Technologies	50% WW, CAS N° 7722-84-1, 0,91\$US/L	USP Technologies, Industrie
Demande énergétique du générateur d'O2	Hydro-Sherbrooke	0,09\$/m ³ O2 produit	H2flow (M. Philippe Taliana)
Demande énergétique du générateur d'O3	Hydro-Sherbrooke	8 kWh/kg O3, Tarif M	[Pinnacle, 2014, Ville de Sherbrooke, 2016]
Demande énergétique du destructeur d'O3	Hydro-Sherbrooke	10 % de la demande du générateur d'O3, Tarif M	[Ville de Sherbrooke, 2016, WRF, 2016]

RÉFÉRENCES

Adams, D. J., Diaz, X., Mankhand, T. R., Miller, J. D., Pennington, P. et Chatwin, T. (2005) Arsenic removal from contaminated waters. *The Minerals, Metals & Materials Society annual meeting*, volume Arsenic Metallurgy, n° p. 12.

Agustina, T. E., Ang, H. M. et Vareek, V. K. (2005) A review of synergistic effect of photocatalysis and ozonation on wastewater treatment. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*, volume 6, n° 4, p. 264-273.

Akin Karci, I. A.-A., Tugba Olmez-Hanci, Miray Bekbolet (2013) Degradation and detoxification of industrially important phenol derivatives in water by direct UV-C photolysis and H₂O₂/UV-C process: A comparative study. *Chemical Engineering Journal*, volume 224, n° p. 5.

Andres, S., Bisson, M. et Houeix, N. (2011) *Pentachlorophénol*. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement INERIS, France, 62 p.

Benitez, F. J., Acero, J. L., Real, F. J. et Garcia, J. (2003) Kinetics of photodegradation and ozonation of pentachlorophenol. *Chemosphere*, volume 51, n° p. 651-662.

Bernal-Martinez, A. (2005) *Elimination des hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans les boues d'épuration par couplage ozonation – digestion anaérobie*. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, Génie des procédés, Montpellier, France, 231 p.

Besnault, S. et Martin, S. (2011) *Etat de l'art sur les procédés avancés intensifs pour la réduction de micropolluants dans les eaux usées traitées ARMISTIQ – Action A*. Rapport bibliographique, Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, ONEMA et CEMAGREF, France, 54 p.

Bettati, M. (2012) *Le droit international de l'environnement*, volume édition. Odile Jacob,, Paris, France, 304 p.

Bhattacharya, S. K., Yuan, Q. et Jin, P. (1996) Removal of pentachlorophenol from wastewater by combined anaerobic-aerobic treatment. *Journal of Hazardous Materials*, volume 49, n° 2-3, p. 143-154.

Bissen, M. et Frimmel, F. H. (2003) Arsenic – a Review. Part II: Oxidation of Arsenic and its Removal in Water Treatment. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, volume 31, n° 2, p. 87-97.

Bouafia-Chergui, S. et Alloune, R. (2007) Procédé d'oxydation avancée pour le traitement des eaux usées: Principe et applications. *Revue des Energies Renouvelables*, volume Spécial, n° ICRES'D'2007, p. 163-170.

Burnol, A., Duro, L. et Grive, M. (2006) *Éléments traces métalliques, guide méthodologique*. Rapport d'étude, INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a, Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement français, INERIS, France, 138 p.

Camarero, S., Cañas, A. I., Nousiainen, P., Record, E., Lomascolo, A., Jesús Martínez, M. et T. Martínez, Á. (2008) P-hydroxycinnamic acids as natural mediators for laccase oxidation of recalcitrant compounds. *Environmental Science and Technology*, volume 42, n° 17, p. 6703-6709.

Carey, F. A. et Rogers, K. (2011) Hydrocarbon. *Encyclopaedia Britannica*, volume n° p. 35.

CEAEQ (2003) *Détermination du carbone organique dans les effluents : oxydation par persulfate et rayons UV – dosage par spectrophotométrie infrarouge*. Méthode d'analyse, MA. 415 – COT 1.0, Gouvernement du Québec. MDDELCC, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Québec, Canada, 11 p.

CEAEQ (2014a) *Détermination de la demande biochimique en oxygène : méthode électrométrique*, . Méthode d'analyse, MA. 315 - DBO 1.1 Rév. 3, Gouvernement du Québec. MDDELCC, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Québec, Canada, 11 p.

CEAEQ (2014b) *Détermination de la demande chimique en oxygène : méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium*. Méthode d'analyse, MA. 315 - DCO 1.1, Gouvernement du Québec, MDDELCC, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Québec, Canada, 11 p.

CEAEQ (2014c) *Détermination des huiles et des graisses totales : méthode gravimétrique*. Méthode d'analyse, MA. 400 - HGT 1.1, Gouvernement du Québec, MDDELCC, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Québec, Canada, 10 p.

Chedeville, O., Tosun-Bayraktar, A. et Porte, C. (2005) Modeling of fenton reaction for the oxidation of phenol in water. *Journal of Automated Methods & Management in Chemistry*, volume 2, n° p. 6.

CMM (2012) *Règlement sur l'assainissement des eaux de la Communauté Métropolitaine de Montréal*. Règlement municipal, Règlement numéro 2008-47, C. M. d. Montréal, Montréal, Canada, 18 p.

Davey, J. C., Bodwell, J. E., Gosse, J. A. et Hamilton, J. W. (2007) Arsenic as an Endocrine Disruptor: Effects of Arsenic on Estrogen Receptor-Mediated Gene Expression In Vivo and in Cell Culture. *Toxicological Sciences*, volume 98, n° 1, p. 75-86.

Deronzier, G. et Choubert, J.-M. (2004) *Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées - Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique*. Document technique, FNDAE n° 29, Gouvernement de l'Ontario, d. l. A. Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et des Affaires rurales, Ontario, Canada, 24 p.

Dubreuil, D., Domeignoz, A., Fansi, S., Fraisse, C., Renaud, S. et Turan, D. (2006) *Potentiel et pouvoir oxydant*. Annexe, Séquence 2, Partie 3, Université de Nantes, Université virtuelle Environnement et Développement Durable, Nantes, France, 8 p.

Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W. et Greenberg, A. E. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater : Including bottom sediments and sludge*, volume 21, Centennial édition. American Public Health Association - American Water Works Association et Water Environment Federation, États-Unis, 1250 p.

ECCC (2014) *Installations de préservation du bois au pentachlorophénol sous pression (PCPP)*. Chapitre E -, Gouvernement du Canada, Environnement et Changement climatique Canada, Canada, 36 p.

Engwall, M., A., Pignatello, J. J. et Grasso, D. (1999) Degradation and detoxification of the wood preservatives creosote and pentachlorophenol in water by the photo-Fenton reaction. *Water Research*, volume 33, n° 5, p. 1151-1158.

Esplugas, S., Giménez, J., Contreras, S., Pascual, E. et Rodriguez, M. (2002) Comparison of different advanced oxidation processes for phenol degradation. *Water Research*, volume 36, n° p. 8.

Fabre, B., Ayele, J., Mazet, M. et Lafrance, P. (1990) Adsorption du pentachlorophenol sur divers matériaux : Influence de co-adsorbats organiques (Substances humiques et lindane). *Revue des sciences de l'eau*, volume 3, n° p. 277-292.

Faisal, I. (2009) Oxidation of Phenolic Wastewater by Fenton's Reagent. *Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering*, volume 10, n° 2, p. 7.

Farrokhi, M., Mesdaghinia, A., Naseri, S. et Yazdanbakhsh, A. (2003) Oxidation of Pentachlorophenol by Fenton's Reagent. *Iranian Journal of Public Health*, volume 32, n° 1, p. 6-10.

Feng, H. et Le-Cheng, L. (2004) Degradation kinetics and mechanisms of phenol in photo-Fenton process. *Journal of Zhejiang University SCIENCE*, volume 5, n° 2, p. 7.

Gherrou, A. (2011) Les technologies d'oxydation avancée appliquées aux traitements des eaux. *La revue de l'ordre des chimistes du Québec*, volume 25, n° 4, p. 16-36.

Gogate, P. R. et Pandit, A. B. (2004) A review of imperative technologies for wastewater treatment I: Oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, volume 8, n° 3-4, p. 501-551.

Gunukula, R. V. B. et Tittlebaum, M. E. (2001) Industrial wastewater treatment by an advanced oxidation process. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, volume 36, n° 3, p. 307-320.

Hach (2014) *Oxygen Demand, Chemical, Method 8000*. 10 p.

Hasan, D. u. B., Abdul Aziz, A. R. et Daud, W. M. A. W. (2012) Oxidative mineralisation of petroleum refinery effluent using Fenton-like process. *Chemical Engineering Research and Design*, volume 90, n° 2, p. 298-307.

Homby, M. et Peach, J. (1997) *Les fondements de la chimie organique*, Oxford chemistry primers, volume Les essentiels en chimie édition. DeBoeck Université, Paris, France, 92 p.

Hong, P. K. A. et Zeng, Y. (2002) Degradation of pentachlorophenol by ozonation and biodegradability of intermediates. *Water Research*, volume 36, n° p. 4243-4254.

Hu, G., Li, J. et Zeng, G. (2013) Recent development in the treatment of oily sludge from petroleum industry: A review. *Journal of Hazardous Materials*, volume 261, n° p. 470-490.

INSPQ (2016) *Turbidité. Expertise en santé environnementale et toxicologie*, Gouvernement du Québec, Institut national de santé public, Québec, Canada, 8 p.

Jamroz, T., Ledakowicz, S., Miller, J. S. et Sencio, B. (2003) Microbiological evaluation of toxicity of three polycyclic aromatic hydrocarbons and their decomposition products formed by advanced oxidation processes. *Environmental Toxicology*, volume 18, n° 3, p. 187-191.

Jin, Z. et Hong, D. (2009) *Study of treatment of oil pollution from water with electro-Fenton technology*. papier de conférence, 3rd International Conference, Bioinformatics and Biomedical Engineering, Piscataway, États-Unis, 4 p.

Khoe, G. H., Zaw, M., Prasad, P. S. et Emmett, M. T. (1998) *Oxydation photo-assistée d'espèces inorganiques dans des solutions aqueuses*. Brevet, 98933377.8, Office Européen des brevets European patent specification, France, 18 p.

KWR et WRF (2011) *New concepts of UV/H₂O₂ oxidation*. Rapport d'étude, BTO 2011.046, Watercycle Research Institute, Pays-Bas, 300 p.

Lefèbre, G. (1978) *Chimie des hydrocarbures*, volume édition. L'institut français du pétrole, Paris, France, 284 p.

Legrini, O., Oliveros, E. et Braun, A. M. (1993) Photochemical Processes for Water Treatment. *Chemical Reviews*, volume 93, n° p. 27.

Legros, A. et Villain, N. (2004) L'élimination du phosphore présent dans les eaux résiduaires urbaines. *L'eau, l'industrie, les nuisances.*, volume 274, n° p. 52-54.

Lenntech (2016a) Désinfection par rayonnement Ultra-violet. <http://www.lenntech.fr/info-desinfection-uv.htm>, page consultée le 21 mars 2016

Lenntech (2016b) Mécanismes de réaction de l'ozone. <http://www.lenntech.fr/bibliotheque/ozone/reaction/ozone/ozone-reaction-mecanismes.htm>, page consultée le 21 mars 2016

Lescano, M. R., Zalazar, C. S., Cassano, A. E. et Brandi, R. J. (2011) Arsenic (III) oxidation of water applying a combination of hydrogen peroxide and UVC radiation. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, volume 10, n° p. 1797-1804.

Li, G., He, J., Wang, D., Meng, P. et Zeng, M. (2015) Optimization and interpretation of O₃ and O₃/H₂O₂ oxidation processes to pretreat hydrocortisone pharmaceutical wastewater. *Environmental Technology*, volume 36, n° 8, p. 1026-1034.

MDDELCC (2002) *Indice de la qualité de l'air (IQA)*. Outil d'information et de sensibilisation, Gouvernement du Québec, Ministère du développement durable de l'environnement et de la lutte au changement climatique, Québec, Canada, 2 p.

MDDELCC (2014) *Validation des systèmes de désinfection par rayonnement ultraviolet (UV) - Traitement des eaux usées d'origine commerciale, institutionnelle ou communautaire*. Fiche d'information, Gouvernement du Québec, Ministère du développement durable de l'environnement et de la lutte au changement climatique, Québec, Canada, 1 p.

Mouton, J. (2008) *Développement d'un procédé de lavage de sol pour le traitement simultané des HAP et du plomb*. Thèse de doctorat, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique Centre Eau, Terre et Environnement, Québec, Canada, 274 p.

Munter, R. (2001) Advanced oxidation processes - Current status and prospects. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Chemistry*, volume 50, n° 2, p. 59-80.

Neyens, E. et Baeyens, J. (2003) A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous Materials*, volume 98, n° 1-3, p. 33-50.

Nilvebrant, N.-O. et Björklund Jansson, M. (2005) *Hydroxyl radical formation during hydrogen peroxide bleaching*. Rapport d'étude, 197, Innventia, Stockholm, Suède, 59 p.

Oram, B. (2014) *Ozonation in Water Treatment*. Fiche d'information, Water Research Center, Dallas, États-Unis, 3 p.

Oturan, M. A., Oturan, N. et Aaron, J.-J. (2004) Traitement des micropolluants organiques dans l'eau par des procédés d'oxydation avancée. *l'actualité chimique*, volume Août-septembre, n° 277-278, p. 57-64.

OXYPLUS (2016) Le procédé PSA : une technologie de pointe parfaitement maîtrisée. <http://www.oxyplus-technologies.com/technologies/le-procedé-psa/>, page consultée le 07 septembre 2016

Pera-Titus, M., Garcia-Molina, V., Banos, M. A., Gimenez, J. et Esplugas, S. (2004) Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: A general review. *Applied Catalysis B: Environmental*, volume 47, n° 4, p. 219-256.

Pinnacle (2014) *Zenith 30X Specifications*. Fiche d'informations, Pinnacle ozone solutions, Floride, États-Unis, 1 p.

Poyatos, J. M., Muñio, M. M., Almecija, M. C., Torres, J. C., Hontoria, E. et Osorio, F. (2010) Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: State of the Art. *Water, Air and Soil Pollution*, volume 205, n° p. 187-204.

Quan, X., Ruan, X., Zhao, H., Chen, S. et Zhao, Y. (2007) Photoelectrocatalytic degradation of pentachlorophenol in aqueous solution using a TiO₂ nanotube film electrode. *Environmental Pollution*, volume 147, n° p. 409-414.

Sabaté, J., Bayona, J. M. et Solanas, A. M. (2001) Photolysis of PAHs in aqueous phase by UV irradiation. *Chemosphere.*, volume 44, n° p. 119-124.

Santé Canada (2008) *Les chlorophénols*. Lignes directrices, Gouvernement du Canada, S. Canada, Canada, 6 p.

Smith, B. A., Teel, A. L. et Watts, R. J. (2004) Identification of the reactive oxygen species responsible for carbon tetrachloride degradation in modified fenton's systems. *Environmental Science and Technology*, volume 38, n° p. 5465-5469.

Smith, B. A., Teel, A. L. et Watts, R. J. (2006) Mechanism for the destruction of carbon tetrachloride and chloroform DNAPLs by modified Fenton's reagent. *Journal of contaminant hydrology*, volume 85, n° p. 229-246.

Sorlini, S., Gialdini, F. et Stefan, M. (2014) UV/H₂O₂ oxidation of arsenic and terbuthylazine in drinking water. *Environmental Monitoring and Assessment*, volume 186, n° p. 1311-1316.

Teel, A. L. et Watts, R. J. (2002) Degradation of carbon tetrachloride by modified Fenton's reagent. *Journal of Hazardous Materials*, volume 94, n° p. 179-189.

Trapido, M., Hirvonen, A., Veressinina, Y., Hentunen, J. et Munter, R. (1997) Ozonation, ozone/UV and UV/H₂O₂ degradation of chlorophenols. *Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association*, volume 19, n° 1, p. 75-96.

Tugba, O.-H. et Idil, A.-A. (2013) Comparison of sulfate and hydroxyl radical based advanced oxidation of phenol. *Chemical Engineering Journal*, volume 224, n° p. 6.

UDPPC (2016) Phosphore : présentation.

<http://www.udppc.asso.fr/national/index.php/component/content/article?id=363:phosphore-presentation>, page consultée le

Ville de Sherbrooke (2007) *Rejet dans les réseaux d'égout de la Ville de Sherbrooke*. Règlement municipal, Titre 6 - Environnement Chapitre 2, Ville de Sherbrooke, Sherbrooke, Canada, 8 p.

Ville de Sherbrooke (2016) *Tarifs d'électricité et conditions de service d'électricité*. Règlement municipal, règlement n°425, Ville de Sherbrooke, Sherbrooke, Canada, 124 p.

Wen, S., Zhao, J., Sheng, G., Fu, J. et Peng, P. a. (2002) Photocatalytic reactions of phenanthrene at TiO₂/water interfaces. *Chemosphere*, volume 46, n° p. 871–877.

WRF (2016) *How current and advanced treatment impacts energy consumption*. Fact Sheet, Water Research Foundation, Energy efficiency and water treatment Energy management, Denver, États-Unis, 4 p.

Yang, H., Lin, W.-Y. et Rajeshwar, K. (1999) Homogeneous and heteroneneous photocatalytic reactions involving As(III) and As(V) species in aqueous media. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, volume 123, n° p. 137-143.

Yang, H., Zhu, S. et Pan, N. (2004) Studying the mechanisms of titanium dioxide as ultraviolet-blocking additive for films and fabrics by an improved scheme. *Journal of Applied Polymer Science*, volume 92, n° p. 3201–3210.

Yavuz, Y., Kopalal, A. S. et Bakir Ögütveren, U. (2007) Phenol removal through chemical oxidation using fenton reagent. *Chemical Engineering and Technology*, volume 30, n° 5, p. 4.

Yu, L., Han, M. et He, F. (2013) A review of treating oily wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, volume n° p. 10.

Zaviska, F., Drogui, P., Mercier, G. et Blais, J.-F. (2009) Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels : Application à la dégradation des polluants réfractaires. *Journal of Water Science*, volume 22, n° 4, p. 535-564.

Zaw, M. et Emmett, M. T. (2002) Arsenic removal from water using advanced oxidation processes. *Toxicology Letters*, volume 133, n° p. 113-118.

Zeng, Y. et Hong, P. K. A. (2002) Slurry-phase ozonation for remediation of sediments contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of the Air and Waste Management Association*, volume 52, n° 1, p. 58-68.

Zimbron, J. A. et Reardon, K. F. (2009) Fenton's oxidation of pentachlorophenol. *Water Research*, volume 43, n° p. 9.

