

SOPHIE LEPAGE

**DÉVELOPPEMENT D'OUTILS D'AIDE À  
L'OPÉRATION DU SYSTÈME DE  
COAGULATION-FLOCCULATION-DÉCANTATION DE  
L'USINE DE TRAITEMENT DES EAUX DE SAINTE-FOY**

Mémoire présenté  
à la Faculté des études supérieures et postdoctorales de l'Université Laval  
dans le cadre du programme de maîtrise en génie civil  
pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL  
FACULTÉ DES SCIENCES ET GÉNIE  
UNIVERSITÉ LAVAL  
QUÉBEC

2012

# RÉSUMÉ

Le procédé de coagulation constitue la première étape de traitement de la chaîne conventionnelle de production d'eau potable. La détermination du dosage optimal de coagulant à appliquer est relativement complexe puisqu'elle requiert l'atteinte simultanée de plusieurs objectifs. Il est donc pertinent de développer des outils d'aide à la décision pour assister les opérateurs dans le choix de la dose de coagulant. L'objectif de l'étude était de fournir des outils aux opérateurs de l'usine de traitement des eaux (UTE) de Sainte-Foy pour les aider dans le choix du dosage de sulfate d'aluminium (alun). Dans le cadre de ce projet, quatre outils ont été ainsi développés : un modèle de prédiction du dosage d'alun à appliquer, deux modèles de prédiction de la concentration en carbone organique dissous (COD) à l'eau décantée et un capteur virtuel qui permet de prédire la concentration en COD aux eaux brute et décantée. Dans tous les cas, il s'agit de modèles neuronaux.

Le premier modèle permet de prédire le dosage d'alun à appliquer en reproduisant la bonne opération antérieure effectuée à l'usine en termes de réduction de la turbidité. Les variables d'entrée du modèle sont le mois, la conductivité, la température, la turbidité et le pH à l'eau brute. L'ajustement du modèle a été effectué à partir de données d'opérations récoltées aux 5 minutes pendant 4 années (378 535 séries de données). Les dosages prédits diffèrent en moyenne de 5,9% de ceux réellement appliqués. Le second modèle permet de prédire la concentration en COD à l'eau décantée à partir de l'absorbance ultraviolet (UV) à 254 nm et du COD à l'eau brute, du pH de coagulation et de la dose d'alun appliquée. Les performances du modèle 2 ont été comparées à celles obtenues à partir de deux autres modèles empiriques provenant de la littérature et permettant de prédire la concentration en COD après coagulation. Le modèle neuronal 2 a de meilleures performances de prédiction que ces deux autres modèles empiriques. Les concentrations en COD prédites par le modèle 2 diffèrent en moyenne de 9,6% de celles réelles. Le troisième modèle prédit la concentration en COD aux eaux brute et décantée à partir de l'absorbance UV, de la température, de la turbidité et du pH. Il agit à titre de capteur virtuel de COD et permet de rendre compte de l'efficacité de l'enlèvement de la matière organique naturelle par les étapes de coagulation, floculation et décantation. Les concentrations en COD

prédites par le modèle 3 diffèrent en moyenne de 13,2% de celles réelles. Enfin, le quatrième modèle permet de prédire la concentration en COD à l'eau décantée à partir de l'absorbance UV (254 nm) à l'eau brute plutôt que du COD. Les concentrations prédites par ce dernier diffèrent en moyenne de 10,9% de celles réelles. La base de données utilisée pour l'ajustement des modèles 2, 3 et 4 comprend une année de suivi de COD et d'absorbance UV (eaux brute et décantée) à raison de 2 mesures par jour et les données d'opération récoltées en continu pour la même période.

Les performances des quatre modèles sont présentées et discutées en fonction de leur implantation possible à l'usine et des améliorations pouvant leur être apportées. De tous les modèles développés, le seul qui pourrait être implanté à court terme est le modèle 1. En effet, les modèles 2, 3 et 4 sont préliminaires et devraient être mis à jour à partir de bases de données plus grandes comprenant davantage de périodes de variations et rendre de meilleures performances avant de pouvoir être implantés en usine.

Les modèles développés pourraient être intégrés afin de permettre aux opérateurs de choisir le dosage de coagulant à appliquer qui permettrait de faire un compromis entre les différents objectifs du procédé de coagulation. Cela pourrait améliorer encore davantage la qualité de l'eau produite.

## ABSTRACT

The coagulation process is the first step of the conventional drinking water treatment chain. It is an important treatment step since it affects the efficiency of the subsequent treatment steps namely flocculation, settling, filtration and disinfection. It is relevant to develop decision aid tools to assist operators in the choice of the coagulant dose. This project aims at developing such tools. More specifically, the objective of the study was to provide tools for the operators of the Sainte-Foy water treatment plant to help them in choosing the appropriate aluminum sulphate dose (alum). As part of this project, three tools were developed: a model for the prediction of the coagulant dose, two models for the prediction of dissolved organic carbon (DOC) concentration of settled water and a virtual sensor which allows predicting DOC concentration of raw and settled waters. All models are neural network models.

The first model allows the prediction of the alum dosage by mimicking the good previous operation performed at the plant in terms of turbidity reduction. The input variables of the model are the month, the conductivity, temperature, turbidity and pH of raw water. The model was developed from operation data collected every 5 minutes during 4 years (378 535 data sets). Dosages predicted vary by an average of 5,9% of those actually applied. The second model allows the prediction of the DOC of the settled water. The input variables are the UV absorbance and DOC of raw water, pH of coagulation and alum dosage applied. Performances of the second model are compared with those obtained from two others empirical models (from the literature) that allow the prediction of the DOC of the settled water. Compared to these models, the second neural model gives better prediction performance. DOC concentrations predicted by the second model vary by an average of 9,6% of those actually measured. The third model allows the prediction of the DOC of raw and settled water. The input variables are the UV absorbance, temperature, turbidity and pH. The model acts as a virtual sensor of DOC concentration and allows the evaluation of the removal efficiency of natural organic matter by the coagulation, flocculation and settling steps. DOC concentrations predicted by the third model vary by an

average of 13,2% of those actually measured. Finally, the fourth model allows the prediction of the DOC of settled water from UV absorbance of raw water instead of DOC. Concentrations predicted by that model vary by an average of 10,7% of those actually measured. The database for the adjustment of the second, third, and fourth models includes one year of DOC and UV absorbance monitoring at raw and settled water performed twice daily and operation data continuously collected.

The models performances are presented and discussed according to their implementation and use in the treatment plant. A way to improve developed models is also described. Actually, only the first model could be implemented on a short term basis. Models 2, 3 and 4 are actually preliminary models that would need to be updated with larger databases including more variation periods before implementation.

Developed models could be integrated to allow the operators to choose the alum dosage that can afford to make a compromise between the different objectives of the coagulation process. This could further improve the treated water quality.

# REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet n'aurait pas été possible sans la précieuse collaboration de mes directeurs de maîtrise, Messieurs Christian Bouchard et Bernard Grandjean, de Monsieur Manuel Rodriguez, de la direction et du personnel de l'usine de traitement des eaux de Sainte-Foy et du personnel des laboratoires de l'Université Laval et de la Ville de Québec. De plus, j'aimerais remercier les membres du Conseil de bassin de la rivière Cap-Rouge pour m'avoir fourni des documents essentiels.

Je tiens également à remercier tous les partenaires financiers que sont le CRSNG, la Chaire de recherche en eau potable de l'Université Laval, la Ville de Québec, la Ville de Lévis, Dessau, Avensys-IFT labs et SNC Lavalin.

Enfin, je remercie ma famille et mes amis pour leurs encouragements.

# TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ii
ABSTRACT .....	iv
REMERCIEMENTS .....	vi
TABLE DES MATIÈRES .....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES FIGURES.....	xi
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	xiii
LISTE DES ÉQUATIONS.....	xv
LISTE DES SYMBOLES .....	xvi
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION ET OBJECTIFS.....	1
CHAPITRE 2 : REVUE DE BIBLIOGRAPHIE .....	4
2.1. Variables de qualité et objectifs du traitement physico-chimique .....	4
2.1.1. Objectifs de la coagulation .....	4
2.1.2. Turbidité .....	5
2.1.3. Raisons qui motivent l'abattement de la turbidité.....	5
2.1.4. Matière organique naturelle .....	5
2.1.5. Raisons qui motivent l'enlèvement de la MON .....	8
2.1.6. L'aluminium résiduel .....	10
2.1.7. Raisons de la minimisation de la concentration en aluminium résiduel .....	10
2.2. Mécanismes de coagulation et variables contrôlant l'efficacité de la coagulation .....	10
2.2.1. Le sulfate d'aluminium : réactions d'hydrolyse.....	10
2.2.2. Les mécanismes de coagulation .....	13
2.2.2.1 Mécanismes de coagulation des particules et variables qui les influencent.....	13
2.2.2.2. Mécanismes de coagulation de la matière organique dissoute et variables qui les influencent .....	15
2.2.3. Variables qui influencent la forme et la concentration de l'aluminium résiduel et approches pour minimiser cette concentration .....	17
2.3. Modèles neuronaux.....	36
2.4. Modélisation du système de coagulation/floculation/décantation.....	23
2.4.1. Prédiction du dosage de coagulant à l'aide de modèles neuronaux .....	24
2.4.2. Prédiction de la concentration en matière organique de l'eau.....	25
2.4.2.1 – Modèles neuronaux .....	25
2.4.2.2. – Autres modèles empiriques .....	25
CHAPITRE 3 : MÉTHODOLOGIE .....	29
3.1. Présentation de l'usine et de la prise d'eau .....	29
3.2. Acquisition des données.....	35

3.2.1. Points d'échantillonnage, mesures et fréquence des mesures .....	35
3.2.2. Méthodes et appareils de mesure .....	36
3.2.2.1. Analyseurs en continu .....	36
3.2.2.2. Analyses ponctuelles .....	38
3.3. Développement des modèles .....	40
3.3.1. Développement général des modèles neuronaux et ajustement des paramètres des modèles empiriques existants .....	40
3.3.2. Modèle 1 : prédiction du dosage d'alun à appliquer .....	42
3.3.3. Modèle 2 : prédiction indirecte du COD à l'eau décantée .....	44
3.3.4. Modèle 3 : capteur virtuel de COD .....	46
3.3.5. Modèle 4 : prédiction directe du COD à l'eau décantée .....	47
3.4. Entretien avec les opérateurs .....	47
CHAPITRE 4 : RÉSULTATS ET DISCUSSION .....	49
4.1. Effets des marées sur la qualité de l'eau brute .....	49
4.2. Conditions d'opération rencontrées à l'UTE de Sainte-Foy et influence de la MON sur le dosage de coagulant .....	57
4.3. Modèle 1 : prédiction du dosage d'alun à appliquer .....	59
4.3.1. Performances du modèle 1 .....	59
4.3.2. Analyse de sensibilité du modèle 1 .....	71
4.3.3. Impact du remplacement de la sonde de pH à l'eau brute .....	75
4.4. Modèle 2 : prédiction indirecte du COD à l'eau décantée .....	80
4.4.1. Performances du modèle 2 .....	80
4.4.2. Comparaison des performances du modèle 2 avec celles des modèles empiriques d'Edwards et de l'USEPA .....	81
4.4.2.1. Comparaison des performances de prédiction sur la base de données totale .....	83
4.4.2.2. Comparaison des performances de prédiction sur la période de variation du 28 septembre au 28 octobre 2010 .....	85
4.4.2.3. Analyse de sensibilité des modèles .....	86
4.4.2.4. Choix du modèle de prédiction de l'enlèvement du COD .....	90
4.5. Modèle 3 : Capteur virtuel de COD .....	91
4.5.1. Performances du modèle 3 .....	91
4.6. Modèle 4 : prédiction directe du COD à l'eau décantée .....	95
4.6.1. Performances du modèle 4 .....	95
4.6.2. Analyse de sensibilité du modèle 4 .....	97
4.7. Résultats des entretiens avec les opérateurs .....	100
4.7.1. Mode d'opération général .....	100
4.7.2. Discussion sur les pratiques d'opération .....	100
4.7.3. Modes d'utilisation du modèle de prédiction du dosage d'alun .....	103
4.7.4. Discussion sur les modes d'utilisation du modèle de prédiction du dosage d'alun .....	105
CHAPITRE 5 : MISES À JOUR, IMPLANTATION ET INTÉGRATION DES MODÈLES ...	108
5.1. Mise à jour des modèles 2, 3 et 4 .....	108
5.2. Implantation du modèle 1 .....	109
5.3. Intégration des modèles 1 et 4 .....	111
5.4. Intérêt de la prise en compte de l'aluminium résiduel dans le choix du dosage d'alun .....	111
CHAPITRE 6 : CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS .....	115

BIBLIOGRAPHIE .....	118
ANNEXE 1 : Analyseurs des variables à l'eau brute.....	132
ANNEXE 2 : Fichiers de poids générés par NNFIT .....	137
ANNEXE 3 : Questionnaire utilisé lors des entretiens avec les opérateurs .....	142
ANNEXE 4 : Prédications mensuelles du modèle 1 .....	145
ANNEXE 5 : Comparaison des performances du modèle 4 avec celles des modèles 2 et 3 combinés.....	147
ANNEXE 6 : Relation entre la couleur et l'absorbance UV de l'eau .....	149
ANNEXE 7 : SPD dans le réseau de distribution de l'UTE de Sainte-Foy .....	151
ANNEXE 8 : Suite de la revue de littérature sur l'aluminium résiduel .....	154
ANNEXE 9 : Résultats des analyses d'aluminium à l'eau filtrée.....	156
ANNEXE 10 : Pistes pour le développement d'un modèle de prédiction du pH de coagulation	158

# LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 - Raisons qui motivent l'abattement de la turbidité .....	6
Tableau 2 - Directives sur la nature de la MON et l'efficacité de son enlèvement (traduit de Edzwald et Tobiason, 1999).....	7
Tableau 3 - Raisons qui motivent l'enlèvement de la MON .....	9
Tableau 4 -Raisons qui motivent la minimisation de la concentration en aluminium résiduel à l'eau traitée.....	11
Tableau 5 - Variables qui influencent l'abattement de la turbidité.....	14
Tableau 6 - Variables qui influencent l'enlèvement de la MOD .....	16
Tableau 7 – Bornes acceptables des variables du modèle de prédiction du dosage d'alun .....	44
Tableau 8 - Caractéristiques de l'eau de la rivière du Cap Rouge pour la période de 2005-2010 (Roche, 2011).....	50
Tableau 9 - Caractéristiques de l'eau du fleuve St-Laurent pour la période de 2007-2010 .....	51
Tableau 10 - Performances du modèle 1 sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation .....	62
Tableau 11 - Point de consigne pour l'analyse de sensibilité du modèle 1 .....	72
Tableau 12- Impact des incertitudes sur les performances de prédiction du modèle 1 sur la banque de 2007-2010.....	75
Tableau 13 - Performances de prédiction du modèle 1 sur la banque de 2010 avec et sans modifications des données de pH.....	77
Tableau 14 -Performances du modèle 2 sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation .....	80
Tableau 15 - Valeurs des paramètres ajustés des modèles d'Edwards et de l'USEPA .....	82
Tableau 16- Performances du modèle 2 et de ceux d'Edwards et de l'USEPA pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la base de données totale.....	83
Tableau 17 -Performances du modèle 2 et de ceux d'Edwards et de l'USEPA pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la période de variation.....	85
Tableau 18 - Point de consigne pour l'analyse de sensibilité du modèle 2 et de ceux d'Edwards et de l'USEPA.....	86
Tableau 19 - Performances du modèle 3 sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation .....	91
Tableau 20 - Performances du modèle 4 sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation .....	95
Tableau 21 - Point de consigne pour l'analyse de sensibilité du modèle 4 .....	98
Tableau 22 – Corrélations des variables mesurées en continu avec le pH de coagulation .....	158
Tableau 23-Performances des modèles 2 et 3 combinés et du modèle 4 pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la base de données totale.....	147
Tableau 24 - Performances des modèles 2 et 3 combinés et du modèle 4 pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la période de de variation.....	147
Tableau 25 - Concentrations moyennes annuelles en AHA5.....	152
Tableau 26 - Concentrations moyennes maximales en THM totaux à deux points dans le réseau .....	153

# LISTE DES FIGURES

Figure 1 - Diagramme d'équilibre de solubilité des hydroxydes d'aluminium à une température de 25 °C (traduit de Crittenden et al., 2005) .....	12
Figure 2 - Zones d'opération normales du sulfate d'aluminium (traduit de Crittenden et al., 2005) .....	15
Figure 3 - Schéma d'un réseau de neurones .....	19
Figure 4 - Schématisation du phénomène de surapprentissage .....	21
Figure 5 - Variations type de la somme des carrés des erreurs en fonction du nombre d'itérations .....	22
Figure 6 - Localisation des prises d'eau par rapport au poste de pompage, à l'UTE de Sainte-Foy et à la rivière Cap-Rouge (adapté de Poirier, 2009) .....	33
Figure 7 - Chaîne de traitement et points d'injection des produits chimiques .....	34
Figure 8 - Décanteur Pulsator (Degrémont, 2005) .....	35
Figure 9 - Variables mesurées en continu et ponctuellement à l'UTE de Sainte-Foy .....	37
Figure 10 - Effet des marées du 16 octobre 2011 sur le pH, la conductivité et la température à l'eau brute (nouvelle prise) .....	52
Figure 11 - Effet des marées du 8 octobre 2011 sur la turbidité à l'eau brute (nouvelle prise) .....	53
Figure 12 - Effets des marées du 3 juillet 2008 sur le pH et la conductivité à l'eau brute (ancienne prise) .....	55
Figure 13 - Effet des marées du 19 juin 2008 sur la température et la turbidité à l'eau brute (ancienne prise) .....	56
Figure 14 - Zones (points rouges) correspondant aux conditions d'opération rencontrée à l'UTE de Sainte-Foy pour les années 2007 à 2010 (Adapté de Crittenden et al., 2005) .....	58
Figure 15 - Fréquence des conditions d'opération rencontrées à l'UTE de Sainte-Foy pour les années 2007 à 2011 .....	60
Figure 16 - pH de coagulation en fonction de la température pour les années 2007-2010 .....	61
Figure 17 - Variation du SUVA à l'eau brute sur la base de données de 1 an (août 2010 à août 2011) .....	62
Figure 18 - Prédiction du modèle 1 sur les années 2007-2010 .....	63
Figure 19 - Distribution des erreurs de prédiction pour les années 2007-2010 .....	64
Figure 20 - Prédiction du modèle 1 sur l'année 2011 .....	65
Figure 21 - Distribution des erreurs de prédiction pour l'année 2011 .....	66
Figure 22 - Variations des caractéristiques à l'eau brute pour la période du 28 août au 5 septembre 2011 .....	68
Figure 23 - Prédiction du modèle 1 pour la période du 29 août au 5 septembre 2011 .....	69
Figure 24 - Variations de la turbidité à l'eau décantée pour la période du 28 août au 5 septembre 2011 .....	70
Figure 25 - Variations de la couleur à l'eau brute pour la période du 28 août au 5 septembre 2011 .....	70
Figure 26 - Effets des variations des variables à l'eau brute sur le dosage d'alun prédit par le modèle 1 .....	72
Figure 27 - Écart entre les pH mesurés avec la sonde TBX556 et l'appareil portatif AP61 .....	76
Figure 28 - Distribution des erreurs de prédiction du modèle 1 pour l'année 2010 sur la banque originale et celles modifiées .....	77

Figure 29 - Arbre décisionnel relatif au choix du modèle de prédiction du dosage d'alun à implanter.....	79
Figure 30 - Prédiction du modèle 2 sur la base de données totale .....	81
Figure 31 - Distribution des erreurs de prédiction du modèle 2 sur la base de données totale .....	82
Figure 32 - Variation de la somme des carrés des erreurs de prédiction du modèle 2 en fonction du nombre d'itérations .....	84
Figure 33 - Effets des variations des variables d'entrée du modèle 2 sur la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée.....	87
Figure 34 - Effets des variations des variables d'entrée du modèle d'Edwards sur la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée .....	88
Figure 35 - Effets des variations des variables d'entrée du modèle de l'USEPA sur la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée .....	89
Figure 36 - Prédiction du modèle 3 sur la base de données totale .....	92
Figure 37 - Variation des variables d'entrées du modèle 3 sur la base de données complète relative à l'eau décantée.....	93
Figure 38 - Distribution des erreurs de prédiction du modèle 3 sur la base de données totale .....	94
Figure 39 - Prédiction du modèle 4 sur la base de données totale .....	96
Figure 40 - Distribution des erreurs de prédiction du modèle 4 sur la base de données totale .....	97
Figure 41 - Effets des variations des variables d'entrée du modèle 4 sur la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée.....	99
Figure 42 - Exemple d'affichage des courbes de variation des variables sur l'écran de contrôle.....	110
Figure 43 - Points d'opération possibles du procédé de coagulation.....	112
Figure 44 - Zone d'opération possible du procédé de coagulation lorsque le pH est ajusté.....	114
Figure 45 - Analyseurs de pH (TBX556), de conductivité et de température (TB4).....	132
Figure 46 - Analyseurs et transmetteurs de pH, conductivité et température .....	133
Figure 47 - Transmetteurs de pH (TB84), de conductivité et de température (AX416).....	134
Figure 48 - Ligne de soutirage d'eau brute sur laquelle sont installés les analyseurs de pH, de conductivité et de température .....	135
Figure 49 - Analyseur de turbidité (Surface Scatter 7 sc).....	136
Figure 50 - Prédiction du modèle 1 sur le mois de mars 2007 .....	145
Figure 51 - Prédiction du modèle 1 sur le mois de juin 2008.....	145
Figure 52 - Prédiction du modèle 1 sur le mois de septembre 2009.....	146
Figure 53 - Prédiction du modèle 1 sur le mois de décembre 2010.....	146
Figure 54 - Relation entre l'absorbance UV à 254nm et la couleur apparente à l'eau brute non filtrée .....	149
Figure 55 - Localisation des points d'échantillonnage du réseau de Sainte-Foy.....	151
Figure 56 - Comparaison des mesures d'aluminium à l'eau filtrée pour la période du 11 mai au 30 septembre 2011 .....	157
Figure 57 - Distribution des différences relatives (en valeurs absolue) entre les mesures d'aluminium réalisées avec les appareils ICP et DR-5000.....	157
Figure 58 - Distribution des erreurs de prédiction de l'alcalinité .....	159

# LISTE DES ABRÉVIATIONS

AHA	Acides haloacétiques
AWWA	American Water Works Association
BDCM	Bromodichlorométhane
DBA	Acide dibromoacétique
DBCM	Dibromochlorométhane
DCA	Acide dichloroacétique
EB	Eau brute
ED	Eau décantée
ET	Eau traitée
MBA	Acide monobromoacétique
MCA	Acide monochloroacétique
MDDEP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs
MOD	Matière organique dissoute
MON	Matière organique naturelle
OMS	Organisation mondiale de la Santé
RQEP	Règlement sur la qualité de l'eau potable
SPD	Sous-produit de désinfection
TCA	Acide trichloroacétique

THM	Trihalométhanes
STS	Solides totaux en suspension
UCA	Unité de Couleur Apparente
UCV	Unité de Couleur Vraie
USEPA	«United States Environmental Protection Agency»
UTE	Usine de traitement des eaux
UV	Ultraviolet

# LISTE DES ÉQUATIONS

Équation 1 : SUVA .....	6
Équation 2 : Sorties de la couche d'entrée .....	20
Équation 3 : Sortie normalisée .....	20
Équation 4 : Sortie de la couche cachée .....	20
Équation 5 : Entrées normalisées .....	20
Équation 6 : Erreur absolue .....	22
Équation 7 : Erreur relative .....	22
Équation 8 : Coefficient de corrélation .....	22
Équation 9 : Moyenne des erreurs absolues .....	23
Équation 10 : Moyenne des erreurs relatives .....	23
Équation 11 : Écart type des erreurs absolues .....	23
Équation 12 : Écart type des erreurs relatives .....	23
Équation 13 : Modèle d'Edwards .....	27
Équation 14 : Modèle d'Edwards .....	27
Équation 15 : Modèle d'Edwards .....	27
Équation 16 : Modèle d'Edwards .....	27
Équation 17 : Modèle de l'USEPA .....	28
Équation 18 : Modèle de l'USEPA .....	28
Équation 19 : Modèle neuronal 1 .....	42
Équation 20 : Temps de séjour entre le point d'injection d'alun et la sortie des décanteurs .....	43
Équation 21 : Modèle neuronal 2 .....	45
Équation 22 : Enlèvement du carbone organique dissous .....	45
Équation 23 : Modèle neuronal 3 .....	46
Équation 24 : Modèle neuronal 3 .....	46
Équation 25 : Modèle neuronal 4 .....	47
Équation 26 : Modèle de prédiction de la concentration de l'eau filtrée en aluminium particulaire .....	155
Équation 27 : Calcul de l'alcalinité à partir de la conductivité .....	158

## LISTE DES SYMBOLES

a, b, c, d, e :	Paramètres du modèles de l'USEPA (1992)
$b'$ :	Paramètre de sorption du carbone organique dissous sur les hydroxydes (L/mg COD)
$[C]_{eq}$ :	Concentration en carbone organique dissous adsorbable dans la solution à l'équilibre (mgC/L)
COD :	Concentration en carbone organique dissous (mgC/L)
COT :	Concentration en carbone organique total (mgC/L)
$COT_i$ :	Concentration en carbone organique total à l'eau brute (mgC/L)
$COT_o$ :	Concentration en carbone organique total résiduel (mgC/L)
$E_a$ :	Erreur absolue de prédiction
$E_r$ :	Erreur relative de prédiction
$H_j$ :	Variable de sortie normalisée d'un neurone de la couche cachée
$K_1, K_2$ :	Paramètres du modèle d'Edwards (1997)
M :	Dose de coagulant(mmol/L)
n :	Nombre de données utilisées
S :	Variable de sortie unique normalisée de la couche de sortie
SUVA :	Absorbance ultraviolet spécifique (L/(m.mg))
T :	Température (°C)
TR :	Turbidité (UTN, unité de turbidité néphélométrique)
$U_i$ :	Variable d'entrée normalisée du réseau
$W_{ij}$ :	Poids reliant un neurone de la couche d'entrée à un neurone de la couche cachée
$W_j$ :	Poids reliant un neurone de la couche cachée à celui de la couche de sortie

$x_1, x_2, x_3$  : Paramètres du modèle d'Edwards (1997)

$X_i$  : Valeur réelle de la variable d'entrée

$Y_i$  : Valeur réelle de la variable de sortie

### **Symboles grecs**

$\mu_{Ea}$  : Moyenne des erreurs absolues

$\mu_{Er}$  : Moyenne des erreurs relatives

$\sigma_{Ea}$  : Écart type des erreurs absolues

$\sigma_{Er}$  : Écart type des erreurs relatives

# **CHAPITRE 1**

## **INTRODUCTION ET OBJECTIFS**

Le gouvernement du Québec a adopté en juin 2001 le Règlement sur la qualité de l'eau potable, RQEP (Gouvernement du Québec, 2008) visant à améliorer la protection de la santé publique, par la mise à niveau de 77 normes. De ce fait, le Québec détient les standards de qualité parmi les plus élevés en Amérique du Nord (Gouvernement du Québec, 2008). Le resserrement des normes sur la qualité de l'eau potable a entraîné la construction et la réfection d'un grand nombre d'usines de traitement des eaux. L'opération de ces dernières représente un défi majeur puisque la production d'eau potable requiert l'atteinte de nombreux objectifs.

L'objectif premier de la production d'eau potable est la désinfection qui vise l'enlèvement ou l'inactivation des pathogènes par des traitements physiques ou chimiques (MDDEP, 2006). Les autres objectifs relatifs à la production d'eau potable concernent la détoxification de l'eau, c'est-à-dire l'enlèvement des substances toxiques et des composés responsables de la formation de sous-produits toxiques, notamment la matière organique naturelle (MON) qui réagit avec les désinfectants pour former des sous-produits potentiellement cancérigènes (Silva et al., 2010; Wang et Zhu, 2010). Les aspects esthétiques de l'eau tels que les goûts, les odeurs et la couleur font partie des recommandations canadiennes sur la qualité de l'eau potable et constituent donc

un autre objectif de production (Santé Canada, 2010). Enfin, l'eau produite par les installations de traitement ne doit pas favoriser la dégradation des matériaux du réseau de distribution (Crittenden et al., 2005).

La filière la plus couramment utilisée pour le traitement des eaux de surface comprend une coagulation, une floculation, une décantation, une filtration et une désinfection. Cette combinaison de procédés est appelée chaîne de traitement conventionnelle et peut être utilisée pour traiter une vaste gamme de qualité d'eau brute (MDDEP, 2006; Crittenden et al., 2005). Les premières étapes de cette chaîne, c'est-à-dire la coagulation, la floculation et la décantation, sont d'autant plus importantes qu'elles influencent l'efficacité des étapes subséquentes de traitement. Ces procédés sont soumis directement aux variations de la qualité de l'eau brute ce qui rend leur opération complexe.

L'étape de coagulation, dont dépendent celles de floculation, de décantation et de filtration, requiert l'ajout de produits chimiques auxquels sont associés des coûts importants. Ainsi, l'optimisation du processus de coagulation, incluant la détermination de la dose minimale permettant l'atteinte des normes de qualité, revêt un intérêt grandissant auprès des gestionnaires d'usines désireux de réduire leurs coûts d'opération. Outre la minimisation des coûts, un compromis se doit d'être fait quant aux objectifs à atteindre lors de la coagulation et par conséquent lors de la détermination du dosage de coagulant à employer. En effet, la coagulation doit permettre de maximiser l'enlèvement des particules par les procédés de séparation solide-liquide en aval, de maximiser l'enlèvement des précurseurs des sous-produits de désinfection (SPD), de minimiser la concentration en coagulant résiduel et de minimiser la production de boues (Edzwald et Tobiason, 1999). Dépendamment du sens dans lequel varie le dosage du coagulant (augmentation ou diminution), certains objectifs sont favorisés au détriment des autres. La détermination du dosage de coagulant à appliquer pour l'optimisation de cette étape de traitement est donc relativement complexe. Des outils d'aide à la décision peuvent être développés pour guider ce choix.

C'est dans cette optique qu'a été développé, au courant des années 1995 et 1996, un modèle neuronal permettant de prédire la quantité d'alun à ajouter pour l'atteinte de la valeur cible à l'usine de traitement des eaux (UTE) de Sainte-Foy (Gagnon et al., 1997). Ce modèle n'est plus adéquat, en particulier à cause du changement de la prise d'eau réalisé en 2009. Il est donc

d'intérêt de mettre à jour ce modèle et de développer un outil supplémentaire pour tenir compte de l'impact des étapes de coagulation, floculation et décantation sur l'enlèvement de la matière organique naturelle.

L'objectif principal de cette maîtrise est de développer des outils destinés aux opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy pour les aider dans le choix du dosage de sulfate d'aluminium (alun). L'atteinte de cet objectif passe par le développement de deux outils qui permettent de:

- 1- prédire le dosage d'alun à appliquer pour l'enlèvement des particules responsables de la turbidité
- 2- prédire la concentration de matière organique à l'eau décantée

Chaque développement d'outil représente un volet du projet. Une fois implantés, ceux-ci devraient non seulement permettre de faciliter le travail des opérateurs, mais également de produire une eau de meilleure qualité en améliorant les performances des étapes de clarification, de réduire les coûts d'opération en évitant le surdosage de coagulant et d'assurer un suivi efficace de l'enlèvement de la matière organique par les étapes de coagulation, floculation et décantation.

Ce document comprend tout d'abord une revue de bibliographie présentant l'état des connaissances relatives au projet de recherche. Celle-ci inclut notamment la présentation des variables d'intérêt du procédé de coagulation, des différents mécanismes d'enlèvement de la matière organique et de la turbidité ainsi que des façons de modéliser un système de coagulation/floculation/décantation. La section méthodologie comprend une présentation sommaire de l'UTE de Sainte-Foy, des différentes variables mesurées qui sont utiles dans le cadre de cette étude, des méthodes d'analyse de ceux-ci ainsi que de celles de développement des différents modèles neuronaux. Elle traite également des entretiens réalisés avec les opérateurs dans le but d'obtenir, entre-autres, des renseignements sur l'implantation des modèles. Par la suite, les performances des différents outils développés sont présentées dans la section *Résultats et discussion*, de même que les façons de les améliorer, de les intégrer et de les implanter en usine. Enfin, une brève conclusion vient résumer les résultats obtenus et introduire des pistes de développement pour une éventuelle suite au projet.

## **CHAPITRE 2**

### **REVUE DE BIBLIOGRAPHIE**

#### **2.1. Variables de qualité et objectifs du traitement physico-chimique**

##### **2.1.1. Objectifs de la coagulation**

Les conditions d'opération du procédé de coagulation doivent être ajustées de manière à atteindre simultanément les cinq objectifs suivants (Edzwald et Tobiason, 1999):

- 1- Maximiser l'enlèvement de la turbidité et des particules en suspension par les procédés en aval
- 2- Maximiser l'enlèvement du carbone organique total (COT) et des précurseurs de SPD
- 3- Minimiser la concentration en coagulant résiduel
- 4- Minimiser la production de boues
- 5- Minimiser les coûts d'opération

Dépendamment du sens dans lequel varie le dosage de coagulant (augmentation ou diminution), certains objectifs sont favorisés au détriment des autres, d'où la complexité d'optimiser cette étape de traitement.

### **2.1.2. Turbidité**

La turbidité est une mesure indirecte de la charge particulaire d'une eau qui dépend de la taille, de la forme, de l'indice de réfraction et de la composition des particules (Crittenden et al., 2005; Santé Canada, 2003). Les particules naturellement présentes dans l'eau proviennent de la désagrégation du sol et de l'activité biologique et peuvent être organiques ou inorganiques (Cheremisinoff, 1995; Crittenden et al., 2005; Santé Canada, 2003). Les particules inorganiques peuvent inclure du sable, de l'argile, de la vase, de la silice, des oxydes minéraux et du carbonate de calcium (Cheremisinoff, 1995; Crittenden et al., 2005; Degrémont, 2005; MDDEP, 2006; Santé Canada, 2003). Les particules organiques comprennent des matières végétales et animales, des virus, des bactéries, des algues, du zooplancton et des protozoaires tels que les kystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium* (Cheremisinoff, 1995; Crittenden et al., 2005; Santé Canada, 2003).

### **2.1.3. Raisons qui motivent l'abatement de la turbidité**

De nombreuses raisons motivent l'enlèvement de la turbidité. Celles-ci sont présentées dans le tableau 1.

### **2.1.4. Matière organique naturelle**

La MON est un mélange complexe de composés organiques provenant de l'activité biologique (Crittenden et al., 2005), de la décomposition et de la lixiviation des débris organiques produits par les plantes et les animaux (Soh et al., 2008; Crittenden et al., 2005). La partie soluble de la MON, appelée matière organique dissoute, MOD, se compose de substances humiques (acides humiques et fulviques), d'acides aminés, de polysaccharides, d'acides aliphatiques, d'acides aromatiques, de protéines et d'un grand nombre d'autres molécules organiques (USEPA, 1999; Crittenden et al., 2005). La concentration d'une eau en MON peut être exprimée en terme de carbone organique total (COT), de carbone organique dissous (COD), d'absorbance ultraviolet (UV) à 254 nm et d'absorptivité ultraviolet spécifique (SUVA) (Crittenden et al., 2005). Le COD est la fraction du COT qui passe à travers un filtre de 0,45 µm (USEPA, 1999). Il représente typiquement 80 à 90% du COT (Crittenden et al., 2005).

Les molécules organiques contenant des groupements aromatiques tels que les substances humiques absorbent le rayonnement UV à 254 nm (USEPA, 1999). Le SUVA se définit comme suit :

$$\text{SUVA (mg}^{-1} \text{ m}^{-1} \text{ L)} = \text{Absorbance UV à 254 nm (m}^{-1}\text{)} / \text{COD (mg/L)} \quad (1)$$

Tableau 1 - Raisons qui motivent l'abattement de la turbidité

<b>Raison</b>	<b>Explication</b>
<i>Apparence, goûts et odeurs</i>	Les propriétés organoleptiques de l'eau doivent la rendre attirante aux yeux des consommateurs en dépit de quoi, ces derniers la rejettent (Degrémont, 2005). L'eau traitée ne doit donc pas être brouillée ni posséder des goûts et odeurs désagréables.
<i>Élimination des pathogènes</i>	L'abattement de la turbidité est un bon indicateur de l'enlèvement des pathogènes et donc du bon fonctionnement des installations puisque : 1) Une partie des particules causant la turbidité est constituée de virus, de bactéries et de protozoaires (Cheremisinoff, 1995; Crittenden et al., 2005; Santé Canada, 2003). 2) Des microorganismes s'adsorbent à la surface des particules inorganiques et organiques, ces dernières les protégeant contre l'action des désinfectants (MDDEP, 2006; Santé Canada, 2003).
<i>Adsorption de polluants</i>	Les particules peuvent avoir des composés toxiques tels que des métaux lourds adsorbés sur leurs surfaces (Degrémont, 2005; Crittenden et al., 2005; Santé Canada, 2003).
<i>Dépôts dans le réseau</i>	Les particules qui n'ont pas été enlevées par les étapes de séparation physique peuvent décanter, se déposer dans les conduites du réseau de distribution et obstruer, à long terme, ces dernières (Degrémont, 2005).

La MOD peut être caractérisée par sa fraction humique et non humique, sa nature hydrophobe ou hydrophile et le poids moléculaire de ses constituants (Krasner et al., 1995; Owen et al., 1995; Soh et al., 2008). Elle est composée de fractions coagulables (adsorbables) et non coagulables (non adsorbables) (Crittenden et al., 2005; Edwards, 1997). Les molécules organiques hydrophobes et de hauts poids moléculaires, telles que les substances humiques, sont facilement coagulables (Hayes, 1998; Soh et al., 2008). C'est d'ailleurs ces dernières qui contrôlent la demande en coagulant (Sharp, 2006). La MOD hydrophobe est chargée négativement. Une quantité supplémentaire de coagulant doit être ajoutée pour neutraliser ces charges négatives avant que le coagulant ne réagissent pour former les hydroxydes de métaux sur lesquels s'adsorbe

ou avec lesquels se complexe la MOD, avant de précipiter (voir la section 2.2.2.2). Cette dose supplémentaire à ajouter représente la demande en coagulant engendrée par la présence de MOD dans l'eau (Edzwald et Tobiason, 1999). Le SUVA est un indicateur de la nature de la MOD et de l'efficacité de son enlèvement par la coagulation (Edzwald et al., 1985; Edzwald et Tobiason, 1999; Degrémont, 2005). Le tableau 2 présente les valeurs seuils proposées par Edzwald et Tobiason (1999) concernant le SUVA et la signification des différents intervalles définis par ces valeurs.

Tableau 2 - Directives sur la nature de la MOD et l'efficacité de son enlèvement (traduit de Edzwald et Tobiason, 1999)

<b>SUVA (L/(m.mg))</b>	<b>Composition</b>	<b>Coagulation</b>	<b>Abattement COD</b>
≥4	Essentiellement des substances aquatiques de forte hydrophobicité et de hautes masses molaires	Coagulation contrôlée par MOD	> 50% pour l'alun, un peu plus pour des sels de fer
2 à 4	Mélange de substances humiques aquatiques et autres types de MON, de substances hydrophiles et hydrophobes, de colloïdes de différentes masses molaires	Coagulation influencée par MOD	25 à 50% avec l'alun, un peu plus pour les sels de fer
< 2	Essentiellement des substances non-humiques de faible hydrophobicité et de faibles masses molaires	Aucune influence de la MOD sur la coagulation	< 25% avec l'alun, un peu plus pour les sels de fer

Le tableau 2 permet également de jauger l'influence de la MOD sur le dosage du coagulant (Edzwald, 1993). En effet, dépendamment de la valeur du SUVA à l'eau brute, la MOD peut influencer ce dosage.

La concentration et la nature de la MON dans l'eau varient en fonction des saisons, de la géologie (type de sol) et du climat, et sont le résultat des apports extérieurs et intérieurs, des procédés de transport et de ceux de transformation (Ban, 2008; Hope et al., 1994). La matière organique produite par les organismes aquatiques est dite autochtone tandis que celle provenant de l'activité biologique terrestre est dite allochtone (Thurman, 1985). Cette dernière catégorie est entraînée dans les cours d'eau par ruissellement et lessivage ou encore par dissolution dans l'eau s'infiltrant à travers les interstices du sol (Ban, 2008; Thurman, 1985). La MON peut également

être soumise à des phénomènes de biodégradation, de précipitation, de photolyse, d'hydrolyse et être adsorbée à la surface des particules du sol (Ban, 2008; Hope et al., 1994; Kaiser and Guggenberger, 2000; Thurman, 1985). Ces phénomènes entraînent une diminution des concentrations en MON dans l'eau.

Dans les régions où le climat est continental, l'hiver se caractérise par une accumulation de neige et des températures froides qui entraînent le gel du sol sur une certaine profondeur et la formation possible d'une couverture de glace sur les cours d'eau. Durant cette saison, la MON résultant de la dégradation des feuilles d'arbres tombées durant l'automne et de l'activité biologique terrestre s'accumule à la surface et dans les couches supérieures du sol (Ban, 2008). Les concentrations en MON dans les cours d'eaux sont minimales en hiver à cause de la glace recouvrant ces derniers (Brinkman, 2011; Cai, 2008). Lors de la fonte des neiges et des inondations du printemps, une partie de cette MON est lessivée dans les cours d'eau, provoquant des pics de concentration (Hope et al., 1994; Mulholland, 1997). Les fortes précipitations se produisant durant l'été et plus particulièrement en automne entraînent également des concentrations élevées en MON dans les cours d'eau (Hurst et al., 2004).

La MON allochtone, est principalement hydrophobe contrairement à celle autochtone (Brinkman, 2011). L'absorbance UV (254 nm) est relativement constante en hiver et en été mais augmente en automne et au printemps à cause du transport massif de la MON allochtone dans les cours d'eau (Brinkman, 2011). En été, l'activité des organismes aquatiques est plus élevée et il y a donc davantage de production de MON autochtone (Brinkman, 2011). Les concentrations de ce type de MON dans l'eau peuvent être plus élevées si cette augmentation de production n'est pas contrebalancée par l'amplification des phénomènes d'hydrolyse et de photolyse durant la saison chaude (Neff et Asner, 2001). En hiver, l'activité des organismes aquatiques et donc la production de MON autochtone est ralentie et il n'y a pas d'apport de MON allochtone à cause du sol gelé et de la couverture de glace.

### **2.1.5. Raisons qui motivent l'enlèvement de la MON**

De nombreuses raisons motivent l'enlèvement de la MON. Celles-ci sont présentées dans le tableau 3.

Tableau 3 - Raisons qui motivent l'enlèvement de la MON

<b>Raison</b>	<b>Explication</b>
<i>Couleur</i>	La matière organique colloïdale et dissoute, en particulier les acides humiques et fulviques, confèrent à l'eau une couleur jaunâtre qui peut déplaire aux consommateurs (Degrémont, 2005; Crittenden et al., 2005; Pennanen, 1975)
<i>Goûts et odeurs</i>	Plusieurs composés formés par la réaction du chlore avec la MOD engendrent des goûts et odeurs marqués même à de très faibles concentrations (Cheremisinoff, 1995). De plus, les substances organiques peuvent être, elles-mêmes, des sources de goûts et odeurs désagréables (Katela et Elektrowicz, 2009).
<i>Demande supplémentaire en coagulant</i>	La matière organique colloïdale possédant une charge négative, elles exercent une demande supplémentaire en coagulant chargé positivement (Edzwald et Tobiason, 1999; Edzwald et Van Benschoten, 1990).
<i>Demande supplémentaire en désinfectant</i>	La matière organique présente dans l'eau, notamment les substances humiques (Degrémont, 2005), exerce une demande supplémentaire en chlore, lorsque ce dernier est utilisé comme désinfectant final à la sortie des installations de traitement (Cheremisinoff, 1995; MDDEP, 2006; Soh et al., 2008; USEPA, 1999). Cela est aussi vrai pour d'autres désinfectants tel que le l'ozone et le dioxyde de chlore (Crittenden et al., 2005; MDDEP, 2006).
<i>Précurseurs de SPD</i>	La MOD réagit avec les désinfectants, tels que le chlore et l'ozone, pour former des SPD indésirables (Degrémont, 2005; MDDEP, 2006; USEPA, 1999). La réaction de l'ozone avec les substances organiques forme des aldéhydes (Degrémont, 2005) potentiellement cancérigènes et mutagènes (Silva et al., 2010). Les produits de réaction du chlore avec la MOD, soit les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA), sont soupçonnés d'être cancérigènes pour l'homme (Degrémont, 2005; MDDEP, 2006; Silva et al., 2010; Wang et Zhu, 2010). Ces composés sont normés (THM) ou en voie de l'être (AHA).
<i>Formation d'autres complexes toxiques</i>	La MOD forme des complexes avec des substances toxiques tels que les métaux lourds, les oxydes hydratés, le phosphore et l'ammoniac (Duan et al., 2002; Kam et Gregory, 2001; Santé Canada, 2003; Smeck et Novak, 1994; USEPA, 1999).
<i>Adsorption de polluants</i>	Des composés organiques dangereux comme les pesticides, les phtalates et les hydrocarbures aromatiques polycycliques peuvent s'adsorber à la surface des particules de MON (Duan et al., 2002; Kam et Gregory, 2001; Smeck et Novak, 1994).
<i>Recroissance bactérienne en réseau</i>	La fraction biodégradable de la MON favorise la recroissance bactérienne dans le réseau de distribution puisqu'elle fournit la nourriture nécessaire à la multiplication des bactéries (MDDEP, 2006; USEPA, 1999).

### **2.1.6. L'aluminium résiduel**

L'utilisation de coagulants à base d'aluminium à la première étape du traitement physico-chimique peut entraîner des concentrations en aluminium à l'eau traitée supérieures à celles de la source (Driscoll et Letterman, 1988; Miller et al., 1984; Srinivisan et al., 1999). Santé Canada (2008) recommande que les concentrations en aluminium total à la sortie des stations de traitement conventionnelles soient inférieures à 0,1 mg/L. Cependant, « toute tentative de réduire les résidus d'aluminium ne doit pas compromettre l'efficacité des procédés de désinfection (c.-à-d. la qualité microbiologique) ou l'élimination des précurseurs de sous-produits de la désinfection » (Santé Canada, 2008). La section 2.2.3 présente les variables qui influencent la forme et la concentration de l'aluminium résiduel ainsi que des approches pour minimiser cette concentration.

### **2.1.7. Raisons de la minimisation de la concentration en aluminium résiduel**

Les raisons qui motivent la réduction de la concentration en aluminium à l'eau traitée sont mentionnées dans le tableau 4.

## **2.2. Mécanismes de coagulation et variables contrôlant l'efficacité de la coagulation**

### **2.2.1. Le sulfate d'aluminium : réactions d'hydrolyse**

L'alun est l'un des coagulants les plus utilisés au Québec principalement à cause de sa disponibilité et de son faible coût (MDDEP, 2006). L'alun, dont la formule générale est  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ , se dissocie et réagit avec l'eau pour former une panoplie d'espèces solubles mononucléaires et polynucléaires (comportant un ou plusieurs ions aluminium) ainsi qu'un précipité d'hydroxyde d'aluminium amorphe (Crittenden et al., 2005; Van Benschoten et

Edzwald, 1990). Cette réaction entraîne une consommation d'alcalinité (Crittenden, 2005). La figure 1 présente le diagramme d'équilibre de solubilité des hydroxydes d'aluminium.

Tableau 4 -Raisons qui motivent la minimisation de la concentration en aluminium résiduel à l'eau traitée

<b>Raison</b>	<b>Explication</b>
<i>Augmentation de la turbidité</i>	Lorsque l'eau à la sortie des installations de traitement contient une forte concentration en aluminium (supérieure à 0,4 mg/L), une floculation spontanée peut se produire dans le réseau de distribution (Fitch et al., 1986; Gebbie, 2005; Rahman, 1992; Van Benschoten et Edzwald, 1990b). Les floes rendent l'eau plus turbide et cette dernière peut faire l'objet de plaintes de la part des consommateurs (Chow et al., 2009).
<i>Diminution de l'efficacité de la désinfection</i>	Les floes d'hydroxyde d'aluminium qui passent à travers les filtres sans être enlevés peuvent protéger les microorganismes contre l'action des désinfectants et ainsi réduire l'efficacité de la désinfection (Driscoll et Letterman, 1999 ; Hoff, 1977 ; Rahman, 1992)
<i>Diminution de la capacité du réseau</i>	Les floes résultant du phénomène de floculation spontanée encrassent les conduites du réseau de distribution et diminuent leurs capacités hydraulique (Chow et al., 2009 ; Driscoll et Letterman, 1999 ; Van Benschoten et Edzwald, 1990b).
<i>Maladies associées à l'aluminium</i>	L'aluminium serait potentiellement responsable du développement de maladies neurodégénératives sévères telles que l'Alzheimer, le Parkinson et la Sclérose latérale amyotrophique (Gourier-Fréry et al., 2004 ;OMS, 2008 ; Santé Canada, 2008 )  Chez les sujets dialysés, l'aluminium s'accumule dans l'organisme et provoque des atteintes neurologiques à type d'encéphalopathie, des troubles osseux à types d'ostéomalacie et d'ostéodystrophie et des perturbations de l'érythropoïèse à type d'anémie hypochrome (Driscoll et Letterman, 1988 ; Gourier-Fréry et al., 2004 ; Santé Canada, 2008)

Les courbes entourant la zone de précipité amorphe d'hydroxyde d'aluminium indiquent les concentrations d'équilibre des espèces solubles en équilibre avec  $Al(OH)_{3(s)}$ . Pour une concentration de coagulant (exprimée en  $Al^{3+}$ ) donnée, ces courbes délimitent la zone de pH où les produits de l'hydrolyse du sulfate d'aluminium sont solides. En dehors de cette zone, ces produits sont solubles. Ce diagramme permet d'évaluer les concentrations en aluminium particulaire et dissous pour des variables d'opération données. La section en gris correspond aux

conditions d'opération normalement utilisées en usine lorsque le mécanisme de coagulation est la précipitation et l'emprisonnement (Crittenden et al., 2005).

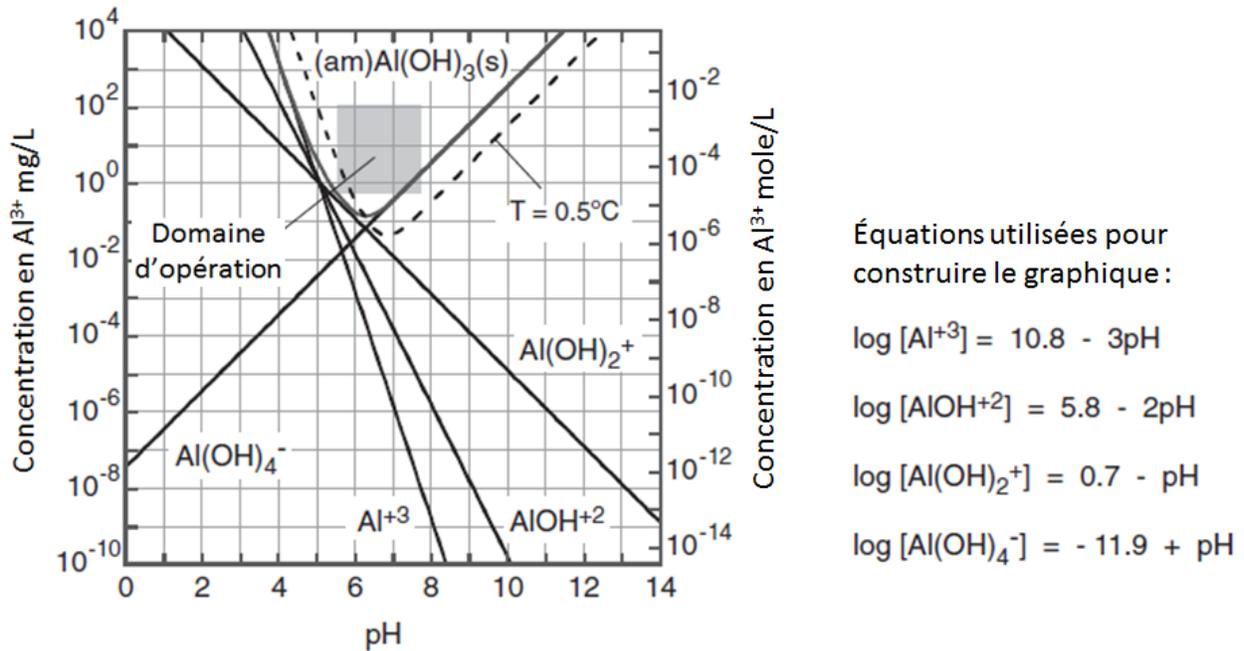


Figure 1 - Diagramme d'équilibre de solubilité des hydroxydes d'aluminium à une température de 25 °C (traduit de Crittenden et al., 2005)

Le pH a aussi un impact sur la charge des produits de l'hydrolyse de l'alun. Les précipités d'hydroxyde d'aluminium sont chargés positivement lorsque le pH est inférieur à 8 et négativement dans le cas contraire (AWWA, 1990). De même, les produits d'hydrolyse solubles sont chargés positivement lorsque le pH est acide. La charge moyenne positive des produits solubles de réaction de l'alun avec l'eau augmente avec une diminution du pH. À titre d'exemple, la charge moyenne des composés d'aluminium hydrolysés solubles est de +1,5  $\mu\text{eq}/\text{mg C}$  à un pH de 5,5 et de +0,5  $\mu\text{eq}/\text{mg C}$  à un pH de 6,5 (Edzwald et Tobiasson, 1999).

Une variation de la température entraîne un changement dans la position des courbes entourant la zone de précipité amorphe d'hydroxyde d'aluminium (ligne pointillée sur la figure 2). Lorsque la température diminue, le pH de solubilité minimale de l'aluminium augmente tel que montré à la figure 1 (Crittenden et al., 2005; Edzwald et Tobiasson, 1999).

## 2.2.2. Les mécanismes de coagulation

### 2.2.2.1 Mécanismes de coagulation des particules et variables qui les influencent

En traitement de l'eau, les particules en suspension et colloïdales responsables de la turbidité peuvent être coagulées par trois mécanismes (Crittenden et al., 2005; MDDEP, 2006).

#### *Adsorption et neutralisation de charge*

Les produits solubles et insolubles positifs de l'hydrolyse des coagulants métalliques (sels simples ou préhydrolysés) ou les ions positifs des polymères cationiques s'adsorbent à la surface des particules et neutralisent les charges négatives de ces dernières (Crittenden et al., 2005). Les particules ainsi déstabilisées se collent les unes aux autres pour former des floccs qui peuvent sédimenter.

#### *Précipitation et emprisonnement (coagulation par entraînement)*

Les précipités insolubles d'hydroxydes de métaux emprisonnent les matières particulaires en se formant (Crittenden et al., 2005). Les particules servent de germes de précipitation autour desquels les hydroxydes s'agglomèrent (Crittenden et al., 2005).

#### *Adsorption et pontage*

Les chaînes de polymères non-ioniques et anioniques de hauts poids moléculaires ( $10^4 - 10^7$  g/mol) s'adsorbent sur les sites libres de plusieurs particules, les reliant les unes aux autres et formant ainsi des floccs décantables (Crittenden et al., 2005). Le pontage par l'ajout d'un polymère est le mécanisme dominant dans le conditionnement des boues (Crittenden et al., 2005).

Le tableau 5 présente les variables qui influencent la coagulation des particules et qui conditionnent donc la réduction de la turbidité par coagulation, floculation et par un procédé de séparation solide-liquide.

Tableau 5 - Variables qui influencent la coagulation des particules

<b>Variables</b>	<b>Explication</b>
<i>Type de coagulant utilisé</i>	Le type du ou des coagulants utilisés lors de la première étape d'un traitement physico-chimique influe sur les mécanismes de coagulation pouvant être mis en œuvre. Le type de coagulant est choisi en fonction des caractéristiques de l'eau à traiter, notamment de sa température et de son alcalinité (Sinha et al., 2004).
<i>pH et dosage du coagulant</i>	Pour un type de coagulant donné, le pH et le dosage de coagulant sont responsables des mécanismes mis en jeu dans la coagulation des particules. La figure 2 illustre ce phénomène pour le sulfate d'aluminium. Une gamme de pH et de dosage de coagulant est associée à chaque mécanisme de coagulation.
<i>Température</i>	La température affecte les vitesses des réactions d'hydrolyse des sels simples d'aluminium. La réaction se fait rapidement en eau chaude (de 1 à 10 secondes) mais est ralentie en eau froide (MDDEP, 2006). Pour pallier à ce problème, les dosages ou le temps de contact entre l'eau et le coagulant doivent être augmentés. Les pH de solubilité minimale et maximale des précipités d'hydroxyde de métaux sont augmentés par une diminution de la température ce qui modifie les zones d'opération optimales pour chaque mécanisme de coagulation (Crittenden <i>et al.</i> , 2005 ; Edzwald et Kamiski, 2007; Edzwald et Tobiason, 1999).
<i>Alcalinité</i>	Dépendamment de l'alcalinité de l'eau, c'est-à-dire de son pouvoir tampon, l'ajout d'un produit chimique acide ou alcalin peut être requis pour ajuster le pH dans la zone optimale de coagulation (MDDEP, 2006).
<i>Concentration de l'eau en particules</i>	Si le mécanisme de coagulation mis en jeu est l'adsorption et la neutralisation de charge, une augmentation de la concentration de l'eau en particules requiert une augmentation du dosage de coagulant pour l'atteinte du même niveau d'enlèvement. Par contre, lorsque la coagulation est effectuée par précipitation et emprisonnement l'efficacité de la floculation augmente proportionnellement à la concentration de l'eau en particules, ce qui entraîne une diminution du dosage de coagulant nécessaire (Crittenden et al., 2005).
<i>Interactions avec les autres composants dans l'eau</i>	Les produits de l'hydrolyse des coagulants métalliques réagissent avec des ions présents dans l'eau, tels que le phosphate, le sulfate et le fluorure, ce qui influence le dosage requis pour atteindre un certain niveau d'enlèvement des particules (Crittenden et al., 2005).

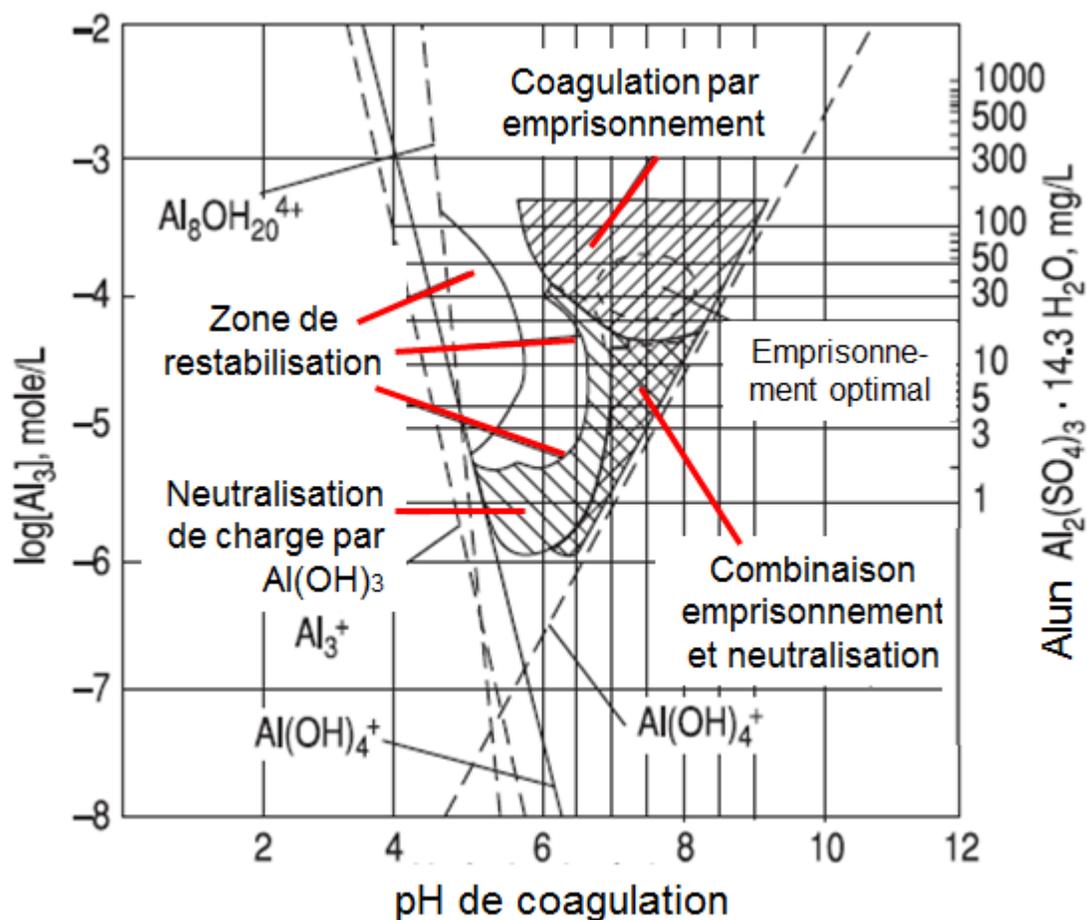


Figure 2 - Zones d'opération normales du sulfate d'aluminium (traduit de Crittenden et al., 2005)

#### 2.2.2.2. Mécanismes de coagulation de la matière organique dissoute et variables qui les influencent

La coagulation de la matière organique dissoute (MOD) se fait par complexation puis précipitation ou adsorption (Dempsey et al., 1984; Edzwald et Tobiason, 1999; Edzwald et Van Benschoten, 1990; Gregor et al., 1997; Yan et al., 2008). En effet, la MOD forme des complexes avec les produits solubles de l'hydrolyse du sulfate d'aluminium. Ceux-ci peuvent précipiter ou s'adsorber à la surface des précipités d'hydroxydes de métaux amorphes.

Les variables qui influencent la coagulation de la MOD sont présentées au tableau 6.

Tableau 6 - Variables qui influencent la coagulation de la MOD

<b>Variables</b>	<b>Explication</b>
<i>Nature de la MOD</i>	L'enlèvement de la MOD est principalement dicté par la fraction coagulable (adsorbable) de cette dernière (Edwards, 1997). Le SUVA permet d'estimer cet enlèvement (Edzwald <i>et al.</i> , 1985). La nature chimique de la MOD influence également son affinité avec les coagulants utilisés (Yan <i>et al.</i> , 2008).
<i>pH et température</i>	Tout comme une diminution de pH augmente la charge positive des produits de l'hydrolyse de l'alun, elle augmente la charge négative de la MOD, plus particulièrement celles des substances humiques. Par conséquent, les interactions entre les hydroxydes d'aluminium et la MOD sont favorisées à bas pH (Kaleta et Elektrowicz, 2009). Lorsque le coagulant est le sulfate d'aluminium, les valeurs de pH optimales pour la coagulation de la MOD se situent entre 5 et 6 (Sharp <i>et al.</i> , 2006; Zouboulis <i>et al.</i> , 2004). De plus, le dosage de coagulant requis augmente avec le pH (Crittenden <i>et al.</i> , 2005; Edzwald et Tobiason, 1999).
<i>Alcalinité</i>	L'enlèvement de la MOD est plus difficile lorsque l'eau est très alcaline puisque l'ajout de coagulant ne permet pas de ramener le pH de coagulation dans la zone optimale pour son enlèvement (USEPA, 1999)
<i>Dosage de coagulant</i>	Les mécanismes de coagulation de la MOD (complexation-précipitation et complexation-adsorption) requièrent des dosages de coagulant proportionnels à la concentration en MOD de l'eau. Edzwald et Tobiason (1999) ont trouvé que pour un pH de 6,5, 0,5 mg d'aluminium doit être ajouté par mg de COD alors que pour un pH de 7, cette valeur passe à 1 mg Al/mg COD
<i>Dureté</i>	Les ions calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) augmentent l'efficacité de la coagulation en créant des ponts entre les particules humiques, provoquant leur agglomération (Katela et Elektrowicz, 2009). Une dureté élevée favorise donc davantage la coagulation de la MOD.

Les conditions optimales de coagulation pour l'abattement de la turbidité et de la MOD sont différentes (Carlson *et al.*, 1996). Le SUVA permet de savoir quel paramètre (MOD ou turbidité) contrôle le dosage du coagulant (Edzwald, 1993; Edzwald et Kaminski, 2007; Edzwald et Van Benschoten, 1990). Tel que mentionné au tableau 2, pour des fortes valeurs de SUVA (2 et +), la MOD contrôle le dosage (Edzwald et Kaminski, 2007). Lorsque cette situation se produit, la dose de coagulant peut être ajustée en se basant sur l'absorbance UV (254 nm) mesurée en continu à l'eau brute puisque ce paramètre permet de quantifier la fraction coagulable de la MOD (Edzwald et Kaminski, 2007; Sharp, 2006).

Opérer à bas pH pour favoriser l'enlèvement de la MOD peut entraîner des problèmes de corrosion des conduites (Gebbie, 2005) ou une consommation plus importante d'alcalin pour l'ajustement du pH en fin de traitement et de trop fortes concentrations en aluminium résiduel à l'eau traitée (Edzwald et Tobiasson, 1999). Pour éviter ces problèmes, un pH minimal d'opération de 6 est recommandé par Crittenden *et al.* (2005).

### **2.2.3. Variables qui influencent la forme et la concentration de l'aluminium résiduel et approches pour minimiser cette concentration**

L'aluminium ajouté à l'étape de coagulation sous forme d'alun subit diverses transformations dépendamment du pH, de la température, du dosage et des types de ligands présents (Driscoll et Letterman, 1988; Srivasan *et al.*, 1999). Comme mentionné à la section 2.2.1, le pH de coagulation et le dosage d'alun dictent la zone d'opération du procédé de coagulation et les concentrations en aluminium particulaire et dissous associés à cette dernière. L'aluminium particulaire, c'est-à-dire le précipité d'hydroxyde d'aluminium, peut aisément être enlevé lors de la décantation et de la filtration (Srinivasan *et al.*, 1999b; Yang *et al.*, 2010). Par conséquent, l'efficacité de ces étapes de traitement influence la concentration en aluminium particulaire dans l'eau à la sortie des installations (Driscoll et Letterman, 1995). Une partie de l'aluminium sous forme dissoute est enlevée lors des étapes de coagulation, décantation et filtration (Yang *et al.*, 2010). Cependant, la majorité de l'aluminium dans l'eau traitée est soluble (Santé Canada, 2008; Yang *et al.*, 2010).

Un parallèle peut être fait entre le diagramme de solubilité des hydroxydes d'aluminium (figure 1) et la concentration résiduelle d'aluminium à la sortie des installations. Lorsque le point d'opération se situe dans la zone de précipité amorphe d'hydroxyde d'aluminium, l'aluminium résiduel est minimal. En dehors de cette zone, la concentration en aluminium résiduel à l'eau traitée augmente puisque tous les produits de l'hydrolyse sont sous forme soluble (Yang *et al.*, 2010).

Tel que mentionné dans le tableau 5, les coagulants métalliques réagissent avec des ions présents dans l'eau, tels que le phosphate, le sulfate et le fluorure. Les complexes formés sont majoritairement solubles et peuvent entraîner de fortes concentrations en aluminium résiduel à l'eau traitée (Driscoll et Letterman, 1988).

Une panoplie de méthodes est présentée dans la littérature pour minimiser la concentration en aluminium résiduel à l'eau traitée. Parmi celle-ci, le contrôle du pH de coagulation est le plus couramment mentionné (Driscoll et Letterman, 1995). Le pH doit être ajusté afin que les produits de l'hydrolyse de l'alun soient majoritairement particulaires et donc faciles à enlever lors des étapes de décantation et de filtration (Driscoll et Letterman, 1995; Jekel et Henizmann, 1989; Matsukawa et al., 2006; Nilsson, 1990; Reijnen et Verdouw, 1991). De cette façon, on minimise la concentration en aluminium total, particulaire et dissous, à la sortie des installations. Cependant, ceci n'est valable que si les étapes de séparation physique (décantation et filtration) sont suffisamment efficaces. La maximisation de l'efficacité de ces étapes constitue donc une autre approche pour réduire la concentration en aluminium résiduel. Une turbidité à l'eau filtrée inférieure à 0,2-0,1 Unités de turbidité néphélobométrique (UTN) permet de minimiser la concentration en aluminium résiduel particulaire à l'eau traitée (Driscoll et Letterman, 1995; Jekel, 1991; Van Benschoten et Edzwald, 1990b). Simpson et al. (1999) et Nilsson (1990) mentionnent également la possibilité d'utiliser un coagulant alternatif qui n'est pas constitué d'aluminium pour éviter les trop grandes concentrations de ce métal en sortie de traitement.

Les sections précédentes de cette revue de bibliographie illustrent l'importance de tenir compte de chacun des objectifs du procédé de coagulation lors du choix du dosage de coagulant. Il permet également de mettre en perspective la complexité de choisir un dosage permettant d'optimiser au maximum ce procédé, c'est-à-dire de faire un compromis entre ses différents objectifs. Cela démontre l'importance de développer des outils pour assister les opérateurs lors de cette prise de décision.

### 2.3. Modèles neuronaux

Les modèles neuronaux sont des approximateurs universels de fonctions qui apprennent, à partir de bases de données existantes, des relations de cause à effet entre des variables d'entrées et de sorties et qui peuvent, une fois cet apprentissage terminé et dans le cas qui nous intéresse, prédire les dosages de coagulant pour de nouvelles conditions (Baxter *et al.*, 2001; Van Leeuwen, 1999). En d'autres termes, les réseaux neuronaux sont des modèles de régression empiriques.

La figure 3 présente le schéma général d'un réseau de neurones comportant uniquement une variable de sortie.

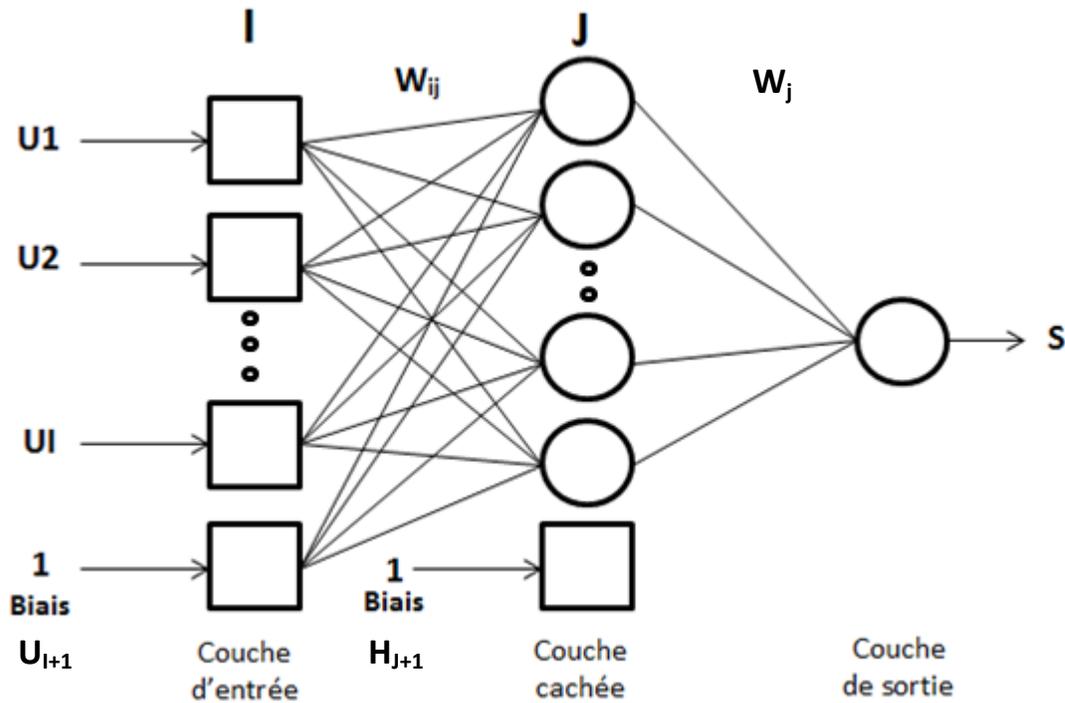


Figure 3 - Schéma d'un réseau de neurones

Les relations permettant d'effectuer le calcul de la variable de sortie normalisée (S) sont les suivantes (Cloutier et al., 2002) :

$$X_{sortie} = X_{sortie}^{\min} + S \cdot [X_{sortie}^{\max} - X_{sortie}^{\min}] \quad (2)$$

$$S = \frac{1}{1 + \exp\left[-\sum_{j=1}^{J+1} W_j H_j\right]} \quad (3)$$

$$H_j = \frac{1}{1 + \exp\left[-\sum_{i=1}^{I+1} W_{ij} U_i\right]} \quad \text{pour } 1 \leq j \leq J \quad \text{et} \quad H_{J+1} = 1 \quad (4)$$

$$U_i = \frac{(X_i^{entrée} - X_{i,\min}^{entrée})}{(X_{i,\max}^{entrée} - X_{i,\min}^{entrée})} \quad \text{pour } 1 \leq i \leq I \quad \text{et} \quad U_{I+1} = 1 \quad (5)$$

Dans ces équations, les variables  $X_i$  représentent les entrées du modèles et les variables  $U_i$  ces mêmes entrées normalisées (celles-ci forment la couche d'entrée). La couche cachée comporte J nœuds (ce nombre pouvant être ajusté) et sa sortie est exprimée par la variable  $H_j$ . Les poids (paramètres) du modèle sont représentés par les variables  $W_{ij}$  et  $W_j$ .

Les entrées sont choisies par l'analyse des coefficients de corrélation entre la variable de sortie et certaines variables pouvant, selon toute vraisemblance, avoir un impact sur celle-ci (sélectionnés à partir des connaissances de base du procédé que l'on cherche à modéliser). Plusieurs modèles sont développés avec différentes combinaisons de variables d'entrée et les performances de ceux-ci sont comparées.

La base de données utile au développement du modèle est partitionnée aléatoirement en deux fichiers, celui d'apprentissage et de généralisation. Le fichier d'apprentissage sert de base pour l'ajustement des poids. Plusieurs méthodes peuvent être employées pour effectuer cet ajustement, notamment celles de Powell et de quasi-Newton de type BFGS (Broyden-Fletcher-Goldfarb-Shannon) (Press et al.,1986). Cette dernière consiste à ajuster les poids du modèle de sorte à minimiser le critère quadratique, c'est-à-dire la somme du carré des erreurs de prédiction. Le fichier de généralisation est utilisé pour vérifier que le modèle s'ajuste toujours convenablement à un nouvel ensemble de variables d'entrée et de sortie. On s'assure ainsi qu'il n'y a pas de problème de surapprentissage (Cloutier et al., 2002). Ce dernier survient lorsque le modèle

s'ajuste très bien aux données ayant servi à déterminer les valeurs des poids mais a une capacité d'interpolation limitée. La figure 4 illustre ce phénomène. Les variables X et Y sont respectivement l'entrée et la sortie du modèle. Lorsqu'il y a surapprentissage, le modèle prédit des comportements tout à fait inacceptables entre les points expérimentaux (Cloutier et al., 2002). Ce problème peut être repéré en observant les variations des sommes des carrés des erreurs pour les fichiers d'apprentissage et de généralisation.

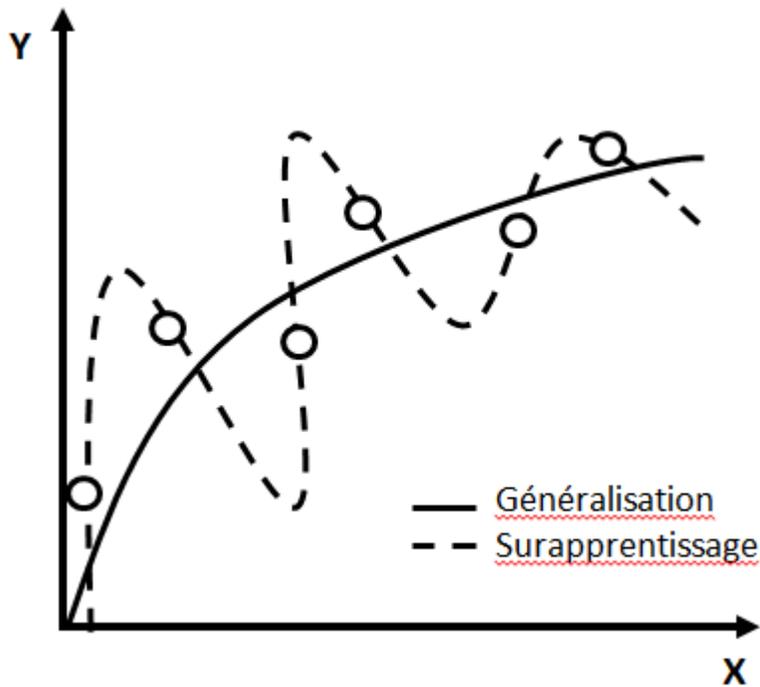


Figure 4 - Schématisation du phénomène de surapprentissage

La figure 5 présente les variations types de la somme des carrés des erreurs pour les fichiers d'apprentissages et de généralisation en fonction du nombre d'itérations.

Lorsqu'il y a surapprentissage, la somme des carrés des erreurs pour le fichier de généralisation réaugmente après un nombre  $N_1$  d'itérations (Cloutier et al., 2002).

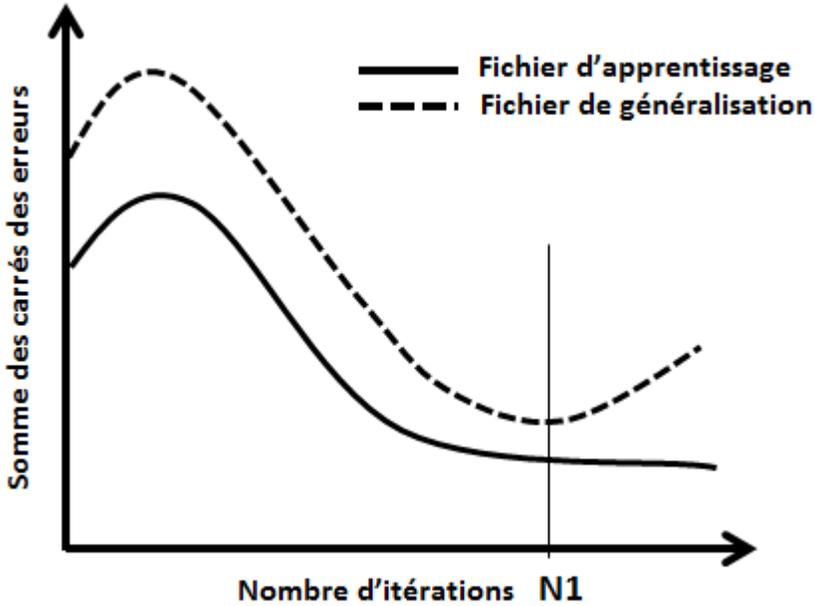


Figure 5 - Variations type de la somme des carrés des erreurs en fonction du nombre d'itérations

Les performances des modèles neuronaux peuvent être comparées sur la base de leurs coefficients de corrélation ainsi que des moyennes et des écarts types de leurs erreurs de prédiction.

Les équations permettant de calculer les valeurs de ces paramètres se présentent comme suit ( $Y$  est la variable de sortie non normalisée et  $n$  est le nombre de données utilisées) (Cloutier et al., 2002) :

$$\text{Erreur absolue } (E_a) = (Y_{\text{calculé}} - Y_{\text{expérimental}}) \quad (6)$$

$$\text{Erreur relative } (E_r) = \frac{Y_{\text{calculé}} - Y_{\text{expérimental}}}{Y_{\text{expérimental}}} \quad (7)$$

$$\text{Coefficient de corrélation} = \frac{\sum_{n=1}^N (Y_{(n)}^{\text{calculé}} - Y_{\text{moyen}}^{\text{calculé}})(Y_{(n)}^{\text{expérimental}} - Y_{\text{moyen}}^{\text{expérimental}})}{\sqrt{\sum_{n=1}^N (Y_{(n)}^{\text{calculé}} - Y_{\text{moyen}}^{\text{calculé}})^2} \sqrt{\sum_{n=1}^N (Y_{(n)}^{\text{expérimental}} - Y_{\text{moyen}}^{\text{expérimental}})^2}} \quad (8)$$

$$\text{Moyenne des erreurs absolues } (\mu_{E_a}) = \frac{\sum_{i=1}^n E_a(i)}{n} \quad (9)$$

$$\text{Moyenne des erreurs relatives } (\mu_{E_r}) = \frac{\sum_{i=1}^n E_r(i)}{n} \quad (10)$$

$$\text{Écart type des erreurs absolues } (\sigma_{E_a}) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (E_a(i) - \mu_{E_a})^2}{(n-1)}} \quad (11)$$

$$\text{Écart type des erreurs relatives } (\sigma_{E_r}) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (E_r(i) - \mu_{E_r})^2}{(n-1)}} \quad (12)$$

L'erreur absolue moyenne permet de vérifier que la distribution des erreurs de prédiction d'un modèle est centrée à zéro.

## 2.4. Modélisation du système de coagulation/floculation/décantation

La coagulation est l'un des procédés les plus importants en traitement des eaux de surface (Valentin et Denoex, 2001). La principale difficulté rencontrée lors de l'opération de ce procédé est de déterminer la quantité optimale de coagulant à ajouter pour l'atteinte des objectifs visés par cette étape de traitement. Ce dosage peut-être corrélé de façon non-linéaire aux caractéristiques de l'eau brute à traiter (Valentin et Denoex, 2001; Deveughele et Do-Quang, 2004). De plus, le procédé de coagulation implique une multitude de phénomènes chimiques et physiques complexes qui ne sont pas complètement identifiés, ce qui rend le développement de modèles physiques extrêmement difficile (Baxter *et al.*, 2001; Guan-De et Shang-Lien, 2010; Joo *et al.*, 2000; Lamrini *et al.*, 2005). Les modèles empiriques développés pour une source d'eau ne peuvent être applicables qu'à cette dernière.

### 2.4.1. Prédiction du dosage de coagulant à l'aide de modèles neuronaux

Dans les installations de production d'eau potable, les opérateurs déterminent le dosage de coagulant à appliquer en se basant sur leurs propres expériences, les résultats de jar-tests réalisés en laboratoire et les variables caractérisant l'eau brute (Gagnon et al., 1997; Guan-De et Shang-Lien, 2010; Lamrini et al., 2005). Les jar-tests peuvent être utilisés pour déterminer le dosage de coagulant optimal (Baxter *et al.*, 1999; Joo *et al.*, 2000; Yu *et al.*, 2000). Cependant, ces analyses sont longues et peuvent difficilement être utilisées pour répondre à des changements rapides dans la qualité de l'eau brute (Joo *et al.*, 2000; Maier *et al.*, 2004). Les modèles neuronaux sont bien adaptés pour faire la prédiction des phénomènes relatifs au procédé de coagulation puisqu'ils permettent de faire l'apprentissage de phénomènes complexes et ne requièrent pas de connaissances précises des phénomènes mis en jeu mais seulement des facteurs qui gouvernent le procédé (Lamrini et al., 2005; Zhang et Stanley, 1999).

Pour la prédiction du dosage de coagulant à appliquer (variable de sortie), les caractéristiques de l'eau brute, clarifiée ou traitée peuvent être utilisées comme variables d'entrée de même que les dosages de coagulant des jours précédents et les variables opérationnelles (exemple : taux de débordement des décanteurs et débit d'admission). L'apprentissage peut se faire sur la base de résultats d'analyses effectuées en laboratoire (jar-tests) ou de mesures récoltées en continu. Dans ce dernier cas, les modèles développés reproduisent la bonne opération antérieure effectuée à l'usine. Les données utilisées pour le développement de ce type de modèle doivent avoir été préalablement triées de sorte à retenir seulement celles caractéristiques de la bonne opération, c'est-à-dire de la stabilité du traitement (Gagnon et al., 1997).

Plusieurs études menées au cours des deux dernières décennies ont démontré le potentiel de l'utilisation des modèles neuronaux pour la prédiction du dosage de coagulant utilisé dans la production d'eau potable. Plusieurs des modèles développés durant ces études sont présentés dans le tableau 6. Ce dernier inclut le type et le nombre de données utilisées pour le développement des modèles ainsi que les variables d'entrée.

Le modèle de Gagnon et al. (1997) est celui qui a été bâti avec le plus grand nombre de séries de données. Il rend de bonnes performances pour la prédiction du dosage d'alun sur cette banque et a été développé pour l'UTE de Sainte-Foy, qui est justement l'installation visée par la présente étude. Pour ces raisons, il a servi de base pour le développement du nouveau modèle de prédiction du dosage d'alun.

## **2.4.2. Prédiction de la concentration en matière organique de l'eau**

### **2.4.2.1 – Modèles neuronaux**

Les modèles neuronaux peuvent aussi être utilisés pour prédire la concentration en matière organique de l'eau traitée. Al-Abri *et al.* (2010) ont développé des modèles neuronaux permettant de prédire l'absorbance UV (254 nm) à l'eau décantée avec comme variables d'entrée la teneur en sels dissous et la concentration en substances humiques à l'eau brute, le dosage et le type de coagulant (métal ou polyélectrolyte) utilisé. Chaque modèle a été développé à partir de bases de données composées de 40 à 80 séries (entrées et sortie) obtenues expérimentalement lors de la réalisation de jarrests.

Maier et al. (2004) ont développé un modèle permettant de prédire l'absorbance UV (254 nm), la turbidité et la couleur à l'eau traitée, à partir du dosage d'alun et des caractéristiques de l'eau brute, notamment de la couleur, de la turbidité, du COD, du pH, de l'alcalinité et de l'absorbance UV (254 nm). La base de données à partir de laquelle ce modèle a été développé est composée de 126 séries obtenues expérimentalement lors de la réalisation de jarrests.

### **2.4.2.2. – Autres modèles empiriques**

Les modèles empiriques d'Edwards (1997) et de l'USEPA (1992) permettent de faire la prédiction de la concentration en carbone organique après coagulation et par conséquent de l'enlèvement du carbone organique.

Tableau 6 – Modèles neuronaux développés pour la prédiction du dosage de coagulant

Modèle	Type de données	Nombre de séries de données	Variables d'entrée
Gagnon <i>et al.</i> (1997)	Opération	340 000	pH, turbidité, température et conductivité à l'eau brute
Tae-Hwan <i>et al.</i> (1997)	Jartests	701	Turbidité, température, pH et alcalinité à l'EB, $\Delta\text{pH}$ ( $\text{pH}_{\text{mélangeur rapide}} - \text{pH}_{\text{bassin de sédimentation}}$ )
Van Leeuwen <i>et al.</i> (1999)	Jartests	40	COD, absorbance UV (254 nm), turbidité et alcalinité à l'eau brute
Zhang et Stanley (1999)	Opération	1978	Couleur, turbidité, pH, alcalinité et température à l'eau brute, $\Delta\text{couleur}$ , $\Delta\text{turbidité}$ et $\Delta\text{alcalinité}$ (par rapport à l'échantillon précédent). Taux de débordement des clarificateurs
Joo <i>et al.</i> (2000)	Opération	731	Température, pH, turbidité et alcalinité à l'eau brute
Yu <i>et al.</i> (2000)	Opération	35 000	Turbidité, pH et conductivité à l'eau brute, Turbidité à l'eau décantée
Baxter <i>et al.</i> (2001)	Opération	≈1095	pH, température, turbidité, couleur et alcalinité à l'eau brute couleur, turbidité et alcalinité à l'eau brute de la journée précédente, dose de charbon activé en poudre, taux de débordement et turbidité à l'eau filtrée
Valentin et Denoeux (2001)	Opération	1600	Turbidité, conductivité, pH, température, oxygène dissous et absorbance UV à l'eau brute
Deveughele <i>et al.</i> (2004)	Jartests	3190	Absorbance UV, conductivité, pH, température, turbidité et oxygène dissous à l'eau brute
Maier <i>et al.</i> (2004)	Jartests	202	Turbidité, couleur et absorbance UV (254 nm) aux EB et ET, COD et pH à l'eau brute
Lamrini <i>et al.</i> (2005)	Jartests	2511	Température, pH, oxygène dissous, conductivité, turbidité et solides totaux en suspension (TSS) à l'eau brute
Bae <i>et al.</i> (2006)	Jartests	365	Température, pH, turbidité, alcalinité et chlorophylle-a à l'eau brute
Guan-De et Shang-Lien (2008)	Opération	819	Température, turbidité, couleur et pH des eaux brute, floculée, décantée et traitée. Dosages de coagulant des jours précédents (veille et avant-veille)
Guan-De et Shang-Lien (2010)	Jartests	625	Température, turbidité, couleur et pH à l'eau brute Dosage de coagulant du jour précédent

Le modèle d'Edwards a été développé en supposant qu'une part du COD n'est pas adsorbable sur la surface des hydroxydes de métaux et ne peut donc pas être coagulée. Les variables d'entrée des équations du modèle sont l'absorbance UV à 254 nm et le COD (mg/L) à l'eau brute, le dosage de coagulant (M en mmol/L) et le pH de coagulation. Ces équations se présentent comme suit :

$$\frac{[1 - (SUVA)_{eau\ brute} K_1 - K_2] COD_{eau\ brute} - [C]_{eq}}{M} = \frac{(x_3 pH^3 + x_2 pH^2 + x_1 pH) b [C]_{eq}}{1 + b [C]_{eq}} \quad (13)$$

$$COD_{non\ adsorbable} = [K_1 (SUVA)_{eau\ brute} + K_2] \quad (14)$$

$$COD_{résiduel} = [C]_{eq} + COD_{non\ adsorbable} \quad (15)$$

$$COD\ enlevé = COD_{eau\ brute} - COD_{résiduel} \quad (16)$$

La première étape de résolution consiste à trouver la concentration en COD adsorbable dans la solution à l'équilibre,  $[C]_{eq}$ . Les concentrations en COD (incluant  $[C]_{eq}$ ) sont exprimées en mg/L et le SUVA en  $cm^{-1} \cdot L/mg$ . Le pH mentionné dans l'équation 8 est celui de coagulation. La variable M représente la quantité de coagulant ajoutée en mmol/L et b est la constante de sorption du COD sur les hydroxydes de métaux (L/mg COD). Les 6 paramètres ajustables ( $K_1$ ,  $K_2$ ,  $x_1$ ,  $x_2$ ,  $x_3$  et b) ont été déterminés pour l'aluminium à partir de 608 résultats de jar-tests réalisés avec des eaux provenant de 21 sources américaines différentes (Crittenden, 2005).

Le modèle de l'USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) permet de prédire la concentration en COT résiduel ( $COT_o$ ) en fonction celle à l'eau brute ( $COT_i$ ), du pH de coagulation et du dosage d'alun ([alun]). Ce modèle comporte 5 paramètres ajustables qui ont été déterminés à partir d'une base de données Américaine. L'équation est la suivante (USEPA, 1992) :

$$\ln(COT_o) = -0,1639 + 1,159 \ln(COT_i) - 0,4458 \ln([alun]) - 0,06982 \ln(COT_i) \ln([alun]) + 0,05666 pH \ln([alun]) \quad (17)$$

*ou sous sa forme généralisée*

$$\ln(COT_o) = a + b \cdot \ln(COT_i) - c \cdot \ln([alun]) - d \cdot \ln(COT_i) \ln([alun]) + e \cdot pH \ln([alun]) \quad (18)$$

Les concentrations en COT et le dosage d'alun sont exprimés en mg/L.

## **CHAPITRE 3**

### **MÉTHODOLOGIE**

Ce chapitre comprend une présentation sommaire de l'UTE de Sainte-Foy, des différentes variables mesurées qui sont utiles dans le cadre de cette étude, des méthodes d'analyse de celles-ci ainsi que des méthodes de développement des différents modèles neuronaux

#### **3.1. Présentation de l'usine et de la prise d'eau**

L'UTE de Sainte-Foy est localisée dans le secteur de Cap-Rouge et s'approvisionne dans le fleuve Saint-Laurent au moyen de deux prises d'eau. La prise d'eau principale («nouvelle prise»), mise en fonction en avril 2009, à une capacité de 175 000 m<sup>3</sup>/jour et se situe à 440 mètres de la berge. La prise d'eau d'urgence («ancienne prise») comprend deux conduites pouvant fournir au total 136 380 m<sup>3</sup>/jour et se situe à 300 mètres de la berge. La figure 6 présente la localisation des deux prises par rapport à la station de pompage, aux installations de traitement et à la rivière Cap-Rouge. Les lignes en rose représentent les conduites de pompage et

d'adduction. Depuis la mise en fonction de la nouvelle prise d'eau, cette dernière a été utilisée à de multiples occasions en parallèle avec l'ancienne prise. Cependant, depuis le 3 octobre 2011, l'eau brute est soutirée uniquement à l'aide de la nouvelle prise. La qualité de l'eau brute, de même que l'impact des marées sur ses caractéristiques diffèrent suivant que cette dernière est pompée au moyen de l'ancienne ou de la nouvelle prise tel que montré à la section 4.1. Le tableau 7 présente les caractéristiques à l'eau brute pour les années 2007 à 2010 inclusivement. Il permet d'apprécier l'étendue des gammes de variation de celles-ci et de mettre en perspective la complexité du procédé de coagulation. L'UTE de Sainte-Foy a une capacité nominale de traitement de 136 380 m<sup>3</sup>/jour. Elle opère cependant à moins de 60% de cette capacité. La chaîne de traitement ainsi que les points d'injection des produits chimiques sont présentés à la figure 7. Les abréviations «EB», «ED» et «ET» signifient respectivement eau brute, eau décantée et eau traitée.

L'eau brute est, tout d'abord, pompée à travers deux tamis rotatifs pour en retirer les gros débris (ex : feuilles et branches) pouvant interférer avec le fonctionnement des équipements en aval. Les grilles servent également à capturer les poissons et autres organismes aquatiques afin d'éviter qu'ils ne soient acheminés vers la station de pompage et les installations de traitement. À son entrée dans l'usine, l'eau subit une préozonation. Cette étape permet, entre autres, d'oxyder les algues responsables des goûts et odeurs, d'inactiver les bactéries pouvant proliférer dans les équipements de traitement et potentiellement de déstabiliser les particules responsables de la turbidité et la MON afin de favoriser leur enlèvement par les procédés de séparation solide-liquide en aval.

Le point d'injection de l'alun, le coagulant utilisé à l'UTE de Sainte-Foy, change en fonction de la température de l'eau. Lorsque l'eau est froide ( $T < 6-8^{\circ}\text{C}$ ), l'alun est injecté dans le bassin de préozonation plutôt que dans la conduite d'amenée des mélangeurs rapides. De cette façon, le temps de contact entre l'eau et le coagulant est plus long et cela permet aux réactions d'hydrolyses ralenties par les basses températures de s'opérer complètement (MDDEP, 2006). L'injection du floculant, un polymère synthétique non-ionique (MagnaFloc-LT20), s'effectue dans les mélangeurs rapides. L'eau partiellement floculée est introduite dans des décanteurs de type *Pulsatube*. Ce type de décanteur à lit de boue pulsé permet la réalisation de la floculation et de la décantation dans une même unité de traitement. La figure 8 présente le décanteur *Pulsator*

de la compagnie Degrémont. Le décanteur de type *Pulsatube*, qui est une variante du décanteur *Pulsator*, comprend, dans sa partie supérieure (zone de sédimentation), un réseau de modules lamellaires à section hexagonale permettant une meilleure capture des floccs fins traversant le lit de boue (Degrémont, 2005).

L'eau décantée est, par la suite, filtrée au moyen de filtres à sable de type *Aquazur*, ozonée (postozonation) et chlorée. Enfin, de la chaux hydratée, servant à l'ajustement du pH, et un inhibiteur de corrosion sont ajoutés à l'eau avant son acheminement dans le réseau de distribution.

La capacité totale des décanteurs est de 136 000 m<sup>3</sup>/jour et elle se répartit comme suit :

- Décanteur 1 et 2 : capacités de 18 000 m<sup>3</sup>/jour chacun;
- Décanteur 3 : capacité de 36 000m<sup>3</sup>/jour;
- Décanteur 4 : capacité de 64 000 m<sup>3</sup>/jour.

Les décanteurs sont utilisés deux ou trois à la fois. Le temps de rétention entre le point d'injection d'alun et la sortie des décanteurs varie entre 1h et 3h. Celui entre le point de soutirage dans le fleuve et l'entrée dans les installations de traitement varie entre 1h et 2h15.

Tableau 7 – Caractéristiques des eaux brute et décantée de l'UTE de Sainte-Foy pour les années 2007-2010

Variable	Unités	Période	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart type	1er quartile <sup>1</sup>	2 <sup>e</sup> quartile <sup>2</sup>	3e quartile <sup>3</sup>
Conductivité à l'eau brute	µS/cm	2007	100,55	398,67	227,07	38,11	200,88	220,02	253,11
		2008	76,66	437,8	210,21	48,99	171,72	211,35	235,31
		2009	75,00	378,95	227,65	33,10	210,54	223,94	241,78
		2010	77,62	326,24	246,73	38,98	226,74	246,14	271,12
		2007-2010	82,46	385,42	227,92	39,79	202,47	225,36	250,33
Couleur à l'eau brute	UCV	2007	0,1	61,5	19,5	9,4	13,1	18,2	23,4
		(janv-sept) 2008	5,1	71	24,4	11,4	17,3	21,1	29,5
	UCA	(oct-dec) 2008	24	494	116,6	75,4	70	92	146
		2009	20	525	108	70,5	63	88	129
		2010	26	790	115,1	73,9	67	89	139
pH à l'eau brute	-	2007	6	8,8	7,86	0,20	7,72	7,88	8,02
		2008	6	8,46	7,56	0,25	7,39	7,54	7,71
		2009	6,00	8,90	7,79	0,23	7,63	7,72	7,89
		2010	6,49	8,75	7,93	0,29	7,72	7,87	8,10
		2007-2010	6,12	8,73	7,79	0,24	7,62	7,75	7,93
Température à l'eau brute	°C	2007	0	28,72	8,97	6,65	2,27	9,52	15,18
		2008	0	25,26	10,78	8,41	1,77	8,00	18,14
		2009	0,00	30,60	11,29	8,78	1,95	9,38	18,84
		2010	1,25	32,93	12,11	8,66	2,76	9,39	18,96
		2007-2010	0,31	29,38	10,79	8,13	2,19	9,07	17,78
Turbidité à l'eau brute	UTN	2007	1,15	51,1	7,30	3,59	4,50	6,45	9,40
		2008	0,1	100	9,99	6,13	6,30	8,30	10,85
		2009	1,00	81,45	8,99	5,33	5,80	7,55	10,00
		2010	1,00	100,00	9,66	5,02	6,00	8,00	10,35
		2007-2010	0,81	83,14	8,99	5,02	5,65	7,58	10,15

1 –sépare les 25% inférieures des données, 2- médiane, 3- sépare les 75% inférieures des données

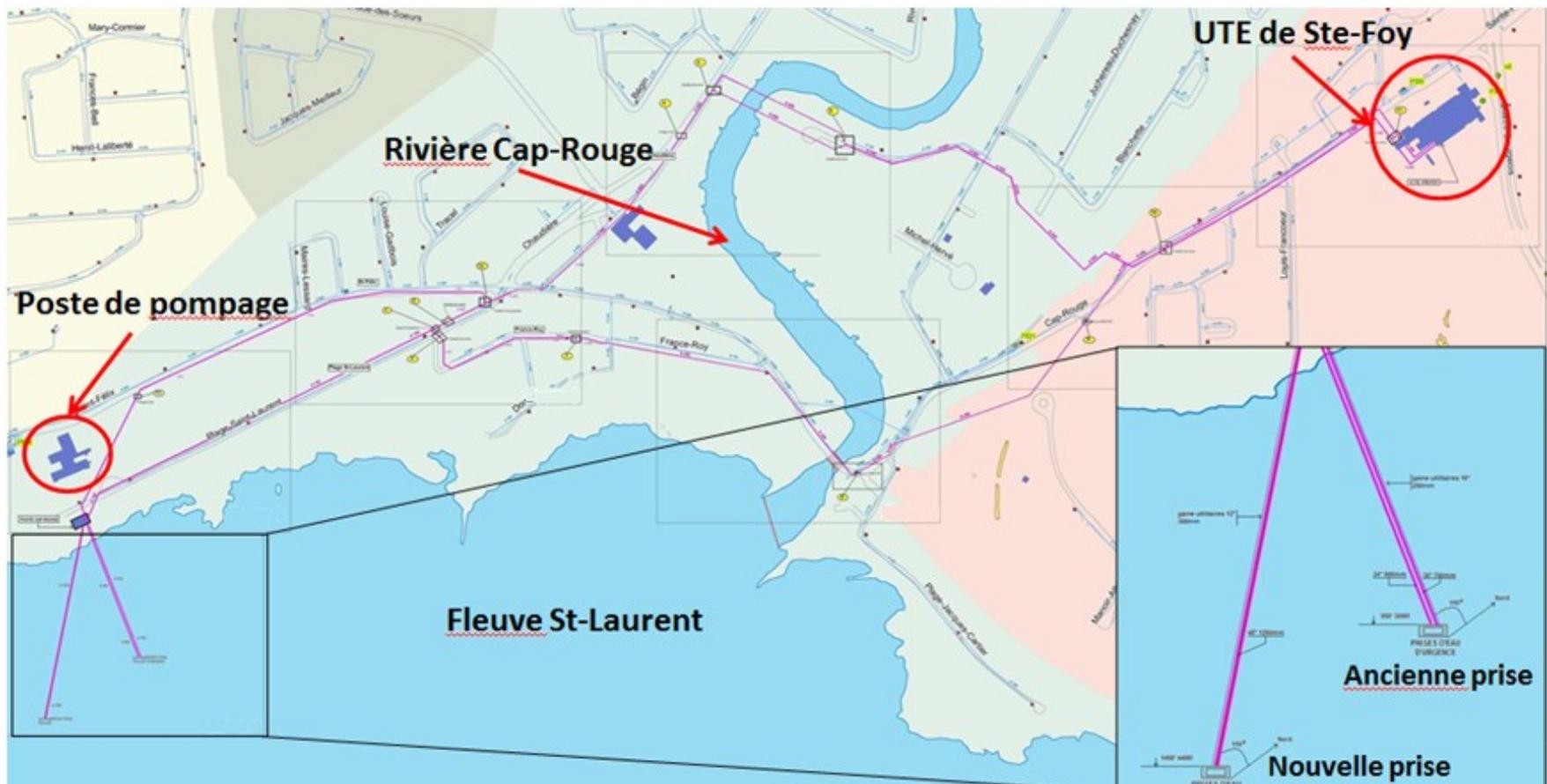


Figure 6 - Localisation des prises d'eau par rapport au poste de pompage, à l'UTE de Sainte-Foy et à la rivière Cap-Rouge (adapté de Poirier, 2009)

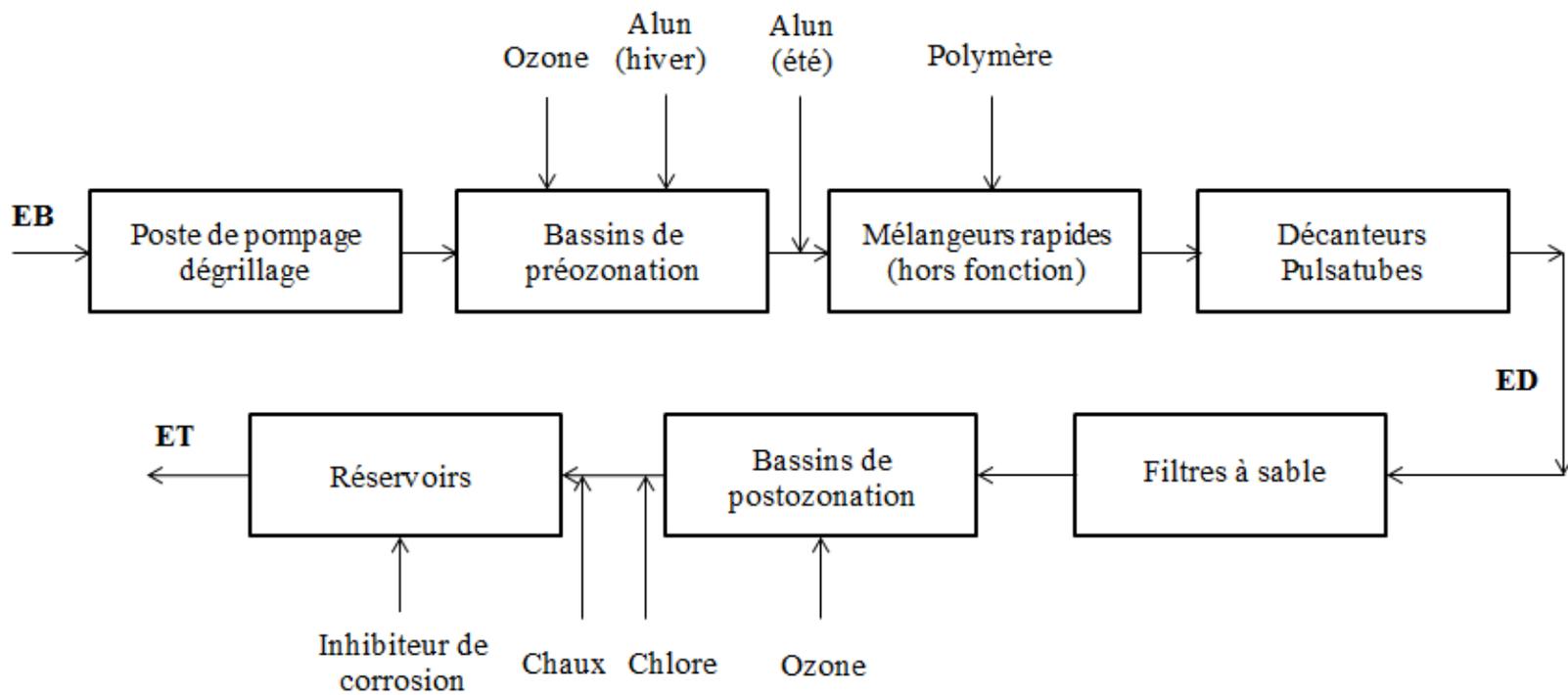


Figure 7 - Chaîne de traitement et points d'injection des produits chimiques

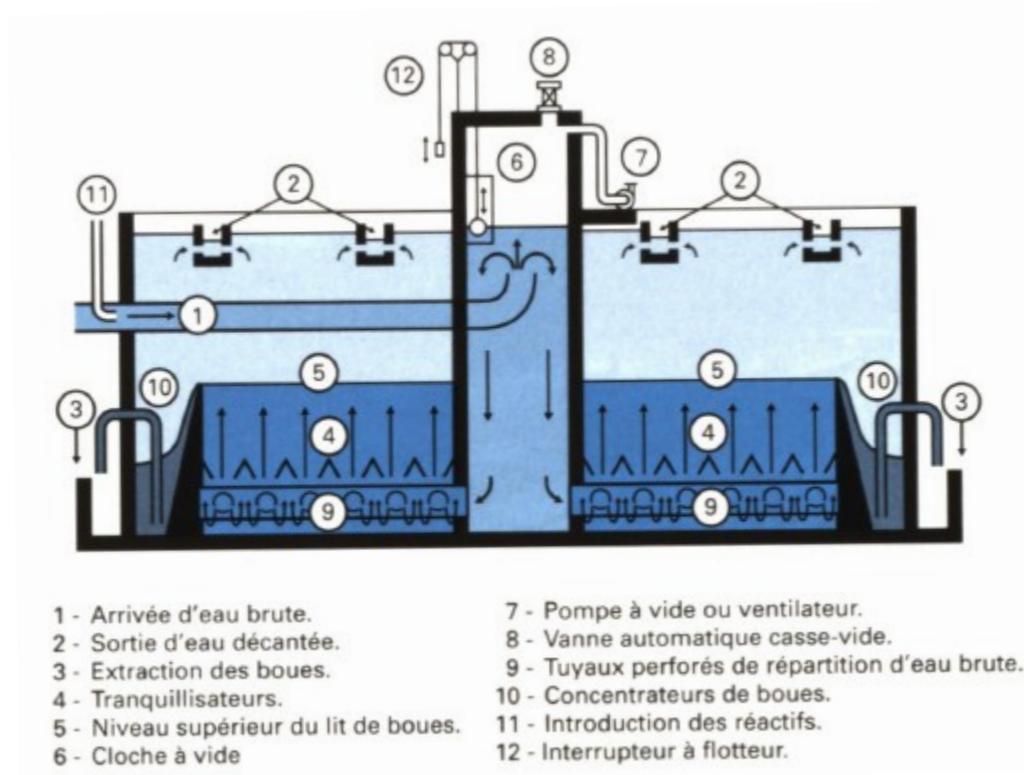


Figure 8 - Décanteur Pulsator (Degrémont, 2005)

## 3.2. Acquisition des données

### 3.2.1. Points d'échantillonnage, mesures et fréquence des mesures

Le point d'échantillonnage de l'eau brute est positionné à l'entrée de l'usine avant les bassins de préozonation. Celui de l'eau décantée se situe dans la conduite où se mélange l'eau recueillie par les goulottes de chaque décanteur en fonction. La figure 9 présente une partie de la chaîne de traitement à l'UTE de Sainte-Foy ainsi que les variables mesurées qui sont utiles dans le cadre de ce projet. Les valeurs mesurées par les analyseurs en continu sont enregistrées aux 5 minutes dans le système d'acquisition des données *Historian*. La période considérée dans la présente étude est celle de janvier 2007 à octobre 2011. Les mesures d'absorbance UV à la longueur d'onde de 254 nm (sur les échantillons non filtrés) et de concentration en COD aux eaux brute et décantée ont été réalisées à l'Université Laval sur des échantillons de 250 ml récoltés deux fois par jour (aux 12 heures) durant 1 an par les opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy, à partir du mois d'août 2010. L'heure à laquelle étaient prélevés ces échantillons était indiquée

sur les contenants et ceux-ci étaient conservés au congélateur. Les échantillons récoltés le matin étaient toujours analysés. Ceux récoltés le soir ne l'étaient que lorsqu'un changement dans le dosage d'alun avait été effectué au courant de la journée.

### **3.2.2. Méthodes et appareils de mesure**

#### **3.2.2.1. Analyseurs en continu**

Le montage d'installation de tous les analyseurs utiles dans le cadre de cette étude et des photos de ceux-ci sont présentés à l'annexe 1. Il est à noter que les analyseurs en continu sont gérés par le personnel de l'UTE de Sainte-Foy et font partie de leur stratégie de suivi de la qualité de l'eau.

##### *Conductivité et température*

L'analyseur TB4 de la compagnie ABB mesure en continu la conductivité et la température à l'eau brute. Cet appareil opère une correction automatique des valeurs de conductivité par rapport à la température, celle de référence étant de 25°C. L'incertitude sur les mesures de conductivité rendues par le transmetteur AX416 auquel est connecté l'appareil est de  $\pm 1\%$  de la valeur indiquée (cette dernière se situant dans la gamme de 10-1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). (ABB, 2011a). Celle pour la mesure de la température est de  $\pm 0,1$  °C sur la gamme de -10-200°C. Faute d'être indiquée dans le manuel d'utilisation, cette valeur a été approximée à partir de la résolution du transmetteur.

##### *Turbidité*

La turbidité aux eaux brute et décantée est mesurée en continu à l'aide du turbidimètre Surface Scatter 7 sc de la compagnie Hach. L'incertitude sur les mesures rendues par cet appareil est de  $\pm 5\%$  de la lecture ou 0,1 UTN (selon la valeur la plus élevée) sur la gamme de 0,01-9999,9 UTN (Hach, 2006).

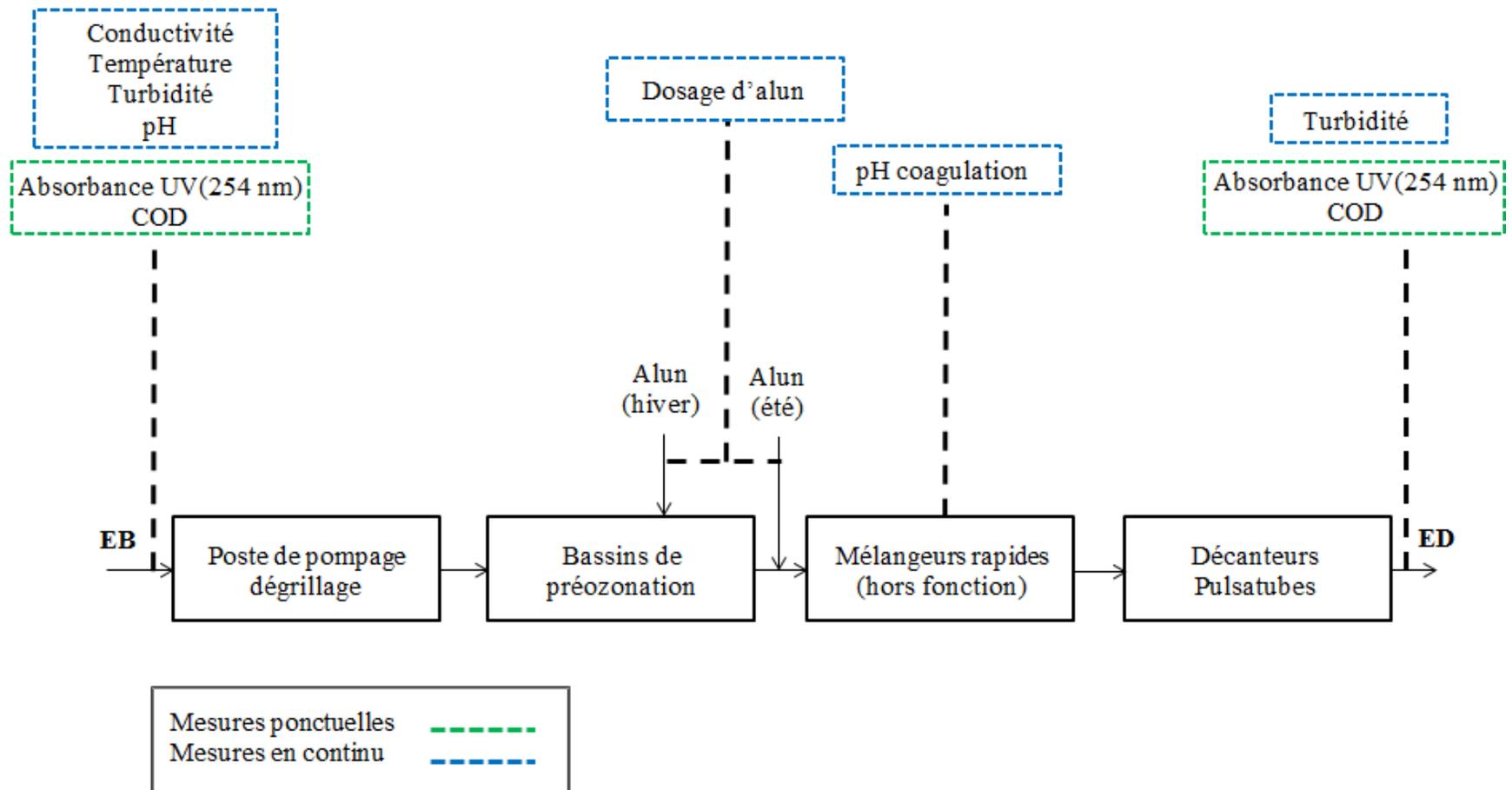


Figure 9 - Variables mesurées en continu et ponctuellement à l'UTE de Sainte-Foy

## *pH*

Les mesures en continu du pH à l'eau brute ayant été utilisées pour le développement des modèles réalisés dans le cadre de ce projet ont été effectuées au moyen de l'analyseur pH/Redox(ORP) modèle TBX556 de la compagnie ABB (ABB, 2011b). Cet appareil opère une correction automatique des valeurs de pH par rapport à la température, celle de référence étant de 25°C. L'incertitude sur les mesures rendues par le transmetteur TB84 connecté à cette sonde est de  $\pm 0,01$  sur la gamme de -2-16 (ABB, 2002). Ce type d'analyseur n'est pas conçu pour être utilisé lorsque la température de l'eau est inférieure à 10 °C et la conductivité à 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . C'est pourquoi, depuis la mi-octobre 2011, celui-ci a été remplacé par le modèle AP303, qui est adapté pour être utilisé à basses températures et faibles conductivités. Cela a été pris en compte dans l'analyse des résultats à la section 4.3.3.

Les mesures en continu du pH de coagulation dans les mélangeurs rapides sont également effectuées au moyen de l'analyseur TBX556. Cependant, cet appareil sera remplacé sous peu par le modèle AP303.

### **3.2.2.2. Analyses ponctuelles**

Seules les analyses de carbone organique dissous et d'absorbance UV ne font pas partie du suivi routinier de la qualité de l'eau produite à l'UTE de Sainte-Foy. Ces dernières ont été ajoutées spécifiquement pour les besoins du projet.

#### *Carbone organique dissous*

Les analyses des concentrations en COD nécessitent la filtration préalable des échantillons.

Des filtres en fibre de verre ayant un diamètre de 25 mm et des tailles de pores de 0,7  $\mu\text{m}$  ont été utilisés pour filtrer les échantillons d'eaux brute et décantée. Ces derniers provenaient de la compagnie Whatman<sup>TM</sup>. Ces filtres ont été choisis puisqu'ils peuvent être carbonisés et donc bien nettoyés (chauffé à 550 °C pendant 3 heures et rincé avec 100 mL d'eau déionisée). Cela évite le relargage de carbone durant les filtrations. De plus ces filtres absorbent très peu les acides humiques et fulviques présents dans l'eau (Karanfil *et al.*, 2003). Puisque la taille de pore de 0,45

$\mu\text{m}$  n'existe pas pour ce type de filtre, celle de  $0,7 \mu\text{m}$  a été choisie. Les filtres permettent d'enlever les particules en suspension pouvant boucher les tubulures de la membrane de l'appareil de mesure du COD et les bactéries pouvant proliférer sur cette dernière. Le protocole de filtration des échantillons pour les analyses de COD est tiré du *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA, 2005).

Le carbone organique dissous ( $\text{COD}_{0.7}$ ) a été mesuré, sur les échantillons filtrés, à l'aide de l'appareil Siever 5310C, de la compagnie General Electric. La méthode de Conductivité Sélective par Membrane est utilisée pour mesurer la quantité de  $\text{CO}_2$  produite par l'oxydation du carbone organique de l'eau. L'oxydation est réalisée au moyen de rayons UV et de persulfate. L'incertitude sur les mesures fournies par l'appareil est de  $\pm 2\%$  de la valeur indiquée (General Electric, 2008).

#### *Absorbance UV*

L'absorbance UV (254 nm) sur les échantillons filtrés et non-filtrés a été mesurée à l'aide de l'appareil DR-5000 de la compagnie Hach Lange. Des cellules en quartz de 1 cm étaient utilisées pour les échantillons d'eau brute et celles de 5 cm pour ceux d'eau décantée. L'absorbance UV à l'eau décantée étant plus faible qu'à l'eau brute, l'utilisation d'une cellule de 5 cm permet d'obtenir davantage de précision sur ces évaluations. L'incertitude sur les mesures d'absorbance est de  $\pm 0,005$  pour la gamme de 0-0,5 (Hach Lange, 2005a).

#### *Alcalinité*

L'alcalinité à l'eau brute est analysée une fois par jour par les opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy selon un protocole adapté du *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA, 2005). Cette mesure est intégrée dans la série d'analyses physico-chimiques de nuit. La mesure de l'alcalinité consiste à ajouter de l'acide chlorhydrique (HCl) à 100 mL d'eau jusqu'à ce que le complexe formé par l'indicateur (vert de bromocrésol) passe du bleu au vert-pomme, ce qui indique que le pH de 4,5 est atteint. Le nombre de millilitres d'acide consommé multiplié par 10 correspond à l'alcalinité totale en mg/L de  $\text{CaCO}_3$ . Du thiosulfate de sodium ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ) est ajouté avant la titration pour neutraliser le chlore résiduel libre.

### *Couleur apparente*

La couleur apparente à l'eau brute (couleur vraie + influence de la turbidité) est analysée deux fois par jour par les opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy depuis le mois d'octobre 2008. L'appareil utilisé pour réaliser ces mesures est le DR-5000 de la compagnie Hach Lange. L'incertitude sur ces dernières est de  $\pm 5$  Unité de Couleur Apparente (UCA) (Hach Lange, 2005a). La couleur vraie (mesurée avec le même appareil avant le mois d'octobre 2008) s'exprime en Unité de Couleur Vraie (UCV).

### *pH*

L'analyseur de pH portatif AP61 de Fisher Scientific est utilisé chaque lundi pour vérifier de la validité des valeurs rendues par les analyseurs de pH en continu. Cet appareil corrige automatiquement les mesures de pH par rapport à la température, celle de référence étant de 25°C. L'incertitude sur les valeurs rendues par cet appareil est de  $\pm 0,01$  unité de pH (Fisher Scientific, 2011).

## **3.3. Développement des modèles**

Tous les modèles développés dans le cadre de ce projet sont de type neuronal et ont été bâtis suivant la même méthode. Cette section présente, tout d'abord le mode de développement général des modèles neuronaux et la méthode d'ajustement des paramètres des modèles empiriques existants. Par la suite, la méthodologie spécifique employée pour bâtir chacun des quatre modèles est expliquée.

### **3.3.1. Développement général des modèles neuronaux et ajustement des paramètres des modèles empiriques existants**

Dans le cadre de ce projet, le logiciel NNFIT95 (Neural Network based data Fitting) a été utilisé pour bâtir les différents modèles neuronaux. Ce programme, développé par le Département de génie chimique de l'Université Laval, est accessible gratuitement sur le site internet <http://www.gch.ulaval.ca/nnfit/>.

La base de données utile au développement du modèle est partitionnée aléatoirement en deux fichiers, celui d'apprentissage et de généralisation, contenant respectivement 80 et 20% des séries. Pour les développements des modèles effectués dans la cadre de ce projet, la minimisation du critère quadratique s'est effectuée selon la méthode de quasi-Newton de type BFGS et le critère de convergence a été fixé à 0,001 (0,1 %). Ce dernier correspond à la variation relative de la somme des carrés des erreurs entre deux itérations consécutives. Le nombre maximal d'itérations a varié entre 150 et 250 afin d'éviter le surapprentissage. Ce paramètre a été déterminé par essais et erreurs.

Pour un problème donné, NNFIT permet de construire plusieurs modèles en faisant varier le nombre de nœuds cachés (J). Le choix de la valeur de J et donc du modèle retenu se fait en considérant l'ensemble des critères suivants :

- avoir une faible erreur de prédiction, un bon coefficient de corrélation et une distribution des erreurs centrée approximativement à zéro sur le fichier d'apprentissage;
- avoir des performances similaires sur le fichier de généralisation;
- avoir le moins de poids possible;
- avoir un ratio nombre de données / nombre de poids supérieur à 15-20;
- avoir de petites valeurs de poids.

De tous les indicateurs de performances mentionnés à la section 2.3., ceux qui sont utilisés dans la présentation des résultats sont les moyennes des erreurs absolues et relatives (équations 9 et 10), l'écart type des erreurs absolues (équation 11) et le coefficient de corrélation (équation 8).

Pour chaque modèle développé, NNFIT génère un fichier contenant, entre autres, les valeurs des poids de celui-ci. Des explications supplémentaires concernant ce document sont présentées à l'annexe 2. Les fichiers de poids de tous les modèles développés dans le cadre de ce projet sont également présentés dans cette annexe.

Une fois le modèle choisi selon les critères mentionnés à la section 2.3, il importe de vérifier qu'il respecte la phénoménologie du procédé que l'on souhaite prédire. Cette étape est accomplie au moyen d'une analyse de sensibilité où l'impact de chaque variable d'entrée sur celle de sortie est examiné. L'analyse de la phénoménologie du modèle a été effectuée aux alentours immédiats d'un point de consigne considéré ( $\pm 10\%$  de l'échelle de variation acceptable totale). L'effet des variations de chaque variable d'entrée sur celle de sortie a été vérifié en faisant varier uniquement la valeur de celle-ci. Il importe de mentionner que la phénoménologie du modèle a pu varier dépendamment du point de consigne fixé.

Les performances des modèles neuronaux peuvent être comparées à celles de modèles empiriques existants si les paramètres de ceux-ci ont été ajustés à partir de la même base de données. Les paramètres des équations d'Edwards (1997) et de l'USEPA (1992) ont été réajustés à partir de nouvelles bases de données en utilisant un Solveur comme celui de Microsoft Excel. Ce dernier trouve les valeurs des paramètres pour lesquelles la somme des carrés des erreurs entre les valeurs prédites et réelles est minimale.

### **3.3.2. Modèle 1 : prédiction du dosage d'alun à appliquer**

Le premier modèle neuronal développé permet de prédire le dosage d'alun à appliquer en fonction du mois et des caractéristiques à l'eau brute :

$$\text{Dosage d'alun} = f(\text{pH-EB, turbidité-EB, température-EB, conductivité-EB, mois}) \quad (19)$$

La conductivité, la température, la turbidité et le pH à l'eau brute ont été choisis comme entrées du modèle puisque ces variables sont les plus fortement corrélés avec le dosage effectif d'alun. Il aurait été intéressant d'inclure la mesure de l'absorbance UV dans les variables d'entrée mais ce paramètre n'est pas suivi en continu dans cette usine. L'intérêt d'inclure le mois comme variable d'entrée supplémentaire vient du fait qu'il permet au modèle de se situer par rapport aux saisons. Ce modèle tient compte uniquement de l'enlèvement des particules responsables de la turbidité. La base de données ayant servi au développement de ce dernier est composée de données d'opération aux 5 minutes, des années 2007 à 2010 inclusivement, triées de sorte à retenir seulement celles caractéristiques de la bonne opération, c'est-à-dire de la stabilité du traitement.

Il y a aussi eu un tri pour éliminer les données aberrantes. Les données d'opération ont donc été triées sur la base :

- 1) de la turbidité à l'eau décantée
- 2) des domaines acceptables associés aux variables d'entrée et de sortie du modèle

Pour respecter le critère maximal de turbidité à l'eau filtrée qui est de 0,15 UTN pour la chaîne conventionnelle de traitement, les opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy visent une turbidité à l'eau décantée inférieure à 1 UTN. En deçà de cette valeur, les filtres sont a priori en mesure d'accomplir l'enlèvement supplémentaire requis pour l'atteinte de la norme. La borne maximale de turbidité à l'eau décantée a été fixée à 0,9 UTN pour s'assurer d'une certaine marge de manœuvre par rapport à la valeur d'opération visée.

Le tri des données sur la base de la turbidité à l'eau décantée a été réalisé comme suit (dans ce contexte on suppose qu'une série de données comprend toutes les variables enregistrées à la même heure) :

- 1) le temps de séjour moyen entre le point d'injection d'alun et la sortie des décanteurs est calculé en fonction du débit d'eau brute relatif à chaque série de données à partir de la relation suivante :

$$\text{Temps de séjour} = 2 \times 10^{-5} \cdot \text{débit}^2 - 0,1301 \cdot \text{débit} + 295,83 \quad (20)$$

- 2) les temps de séjour sont associés à des nombres d'incrément de 5 minutes;
- 3) les valeurs de turbidité à l'eau décantée sont décalées selon les nombres d'incrément calculés de sorte à ce que ces dernières correspondent à celles des caractéristiques à l'eau brute et au dosage d'alun appliqué;
- 4) les données sont triées pour retenir seulement celles relatives à des turbidités à l'eau décantée inférieures à 0,9 UTN

L'équation 20 a été développée à partir des temps de rétention moyens (en minutes) entre l'entrée de la préozonation et la sortie des goulottes d'eau décantée pour les débits d'eau brute de 1500 à 3500 m<sup>3</sup>/h. Ces temps de rétention ont été mesurés en juillet 2003 par les opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy.

Le tableau 8 présente les bornes considérées comme acceptables des variables d'entrée et de sortie du modèle qui ont été utilisées pour le tri des données.

Tableau 8 – Bornes acceptables des variables du modèle de prédiction du dosage d'alun

Variable	Bornes	
	Inférieure	Supérieure
pH à l'eau brute	6	9
Turbidité à l'eau brute	0	105
Température à l'eau brute	0	35
Conductivité à l'eau brute	50	400
Dosage effectif d'alun	5	50

Les valeurs des bornes pour chaque variable ont été déterminées par l'analyse des données d'opération et validées par l'ancien technicien de l'UTE de Sainte-Foy (Poirier, 2010). Les séries de données dont les valeurs des variables d'entrée et de sortie du modèle se situaient hors des domaines acceptables n'ont pas été considérées. Au départ, la base de données comprenait 420 480 séries. Après les 2 tris (seuil à l'eau décantée et valeurs minimale et maximale sur les variables du modèle), 90% de celles-ci ont été conservées. La base de données ayant servi au développement du premier modèle est donc composée de 378 535 séries pour lesquelles les dosages d'alun utilisées ont permis de maintenir une turbidité inférieure à 0,9 UTN à l'eau décantée.

### 3.3.3. Modèle 2 : prédiction indirecte du COD à l'eau décantée

Le second modèle neuronal développé permet de prédire la concentration en COD à l'eau décantée par le suivi de l'absorbance UV (254 nm) (échantillons non filtrés) et du COD à l'eau brute, du pH de coagulation et du dosage d'alun :

$$\text{COD (ED)} = f(\text{pH coagulation, dosage d'alun, UV-EB, COD-EB}) \quad (21)$$

Une fois la prédiction réalisée, l'enlèvement du COD par les étapes de coagulation, floculation et décantation peut être quantifié à partir de la formule suivante :

$$\text{Enlèvement COD(\%)} = \frac{\text{COD(EB)} - \text{COD(ED)}}{\text{COD(EB)}} \times 100 \quad (22)$$

Le terme « indirecte » référant à la prédiction du COD à l'eau décantée sert à distinguer les modèles 2 et 4 qui permettent de prédire cette même variable. Le modèle 2 tient compte du COD à l'eau brute comme variable d'entrée contrairement au modèle 4. Puisque, à l'UTE de Sainte-Foy, il n'y a pas d'appareil permettant de mesurer en ligne cette caractéristique, les analyses doivent être réalisées en laboratoire. La prédiction du COD à l'eau décantée par le modèle 2 est donc dépendante d'une mesure expérimentale et ne peut être réalisée directement à partir des indications de capteurs en continu existants.

Comme mentionné dans la section 3.2.2, l'absorbance UV (254 nm) et le COD aux eaux brute et décantée ont été mesurés sur une période de 1 an à partir du mois d'août 2010. Pour le développement du deuxième modèle, les résultats des analyses d'absorbance UV sur l'eau non filtrée et de COD ont été associés aux données d'opération (pH-coagulation et dosage d'alun) enregistrées à la même période. L'intérêt d'utiliser l'absorbance UV à l'eau non filtrée pour effectuer le développement du modèle vient du fait que les appareils de mesure en continu de ce paramètre n'incluent pas de filtration et que le modèle pourrait éventuellement être implanté et réaliser des prédictions en ligne à partir de ces mesures. Pour la même raison, les résultats d'absorbance UV (254 nm) utilisés pour effectuer le développement des modèles subséquents ont été mesurés sur des échantillons d'eau non filtrés.

Étant donné que, pour des raisons pratiques, les échantillons d'eaux brute et décantée ont été récoltés aux mêmes moments, il n'a pas été possible de tenir compte du temps de rétention dans le bassin de préozonation, les mélangeurs rapides et les décanteurs pour associer les données de COD à l'eau décantée aux conditions d'entrée à l'eau brute et au dosage d'alun.

La base de données ayant servi au développement du modèle de prédiction de l'enlèvement de la matière organique était composée de 472 séries : 447 originales et 25 résultant de la duplication des séries 63 à 87, soit celles correspondant à l'unique période de variation importante du COD à l'eau brute de la banque (28 septembre au 28 octobre 2010). Le duplicata de ces données permet au modèle de prédire plus précisément cette période puisque les périodes de stabilité sont beaucoup plus fréquentes que celles où l'on retrouve des changements.

### **3.3.4. Modèle 3 : capteur virtuel de COD**

Le troisième modèle neuronal développé permet de prédire les concentrations en COD aux eaux brute et décantée par le suivi de l'absorbance UV (254 nm), du pH, de la température et de la turbidité :

$$\text{COD (EB)} = f(\text{pH-EB, Turbidité-EB, UV-EB, Température-EB}) \quad (23)$$

$$\text{COD (ED)} = f(\text{pH-coagulation, Turbidité-ED, UV-ED, Température-EB}) \quad (24)$$

Puisque la température n'est pas mesurée à l'eau décantée, il a été supposé que cette dernière demeure, à peu près, constante entre l'entrée à l'usine et la sortie des décanteurs. L'alun ajouté à l'étape de coagulation consomme de l'alcalinité et provoque donc la diminution du pH de l'eau. La mesure du pH après coagulation est réalisée dans les mélangeurs rapides. En supposant que ce paramètre ne varie pas entre ce point de mesure et la sortie des décanteurs, le pH dans les mélangeurs (pH-coagulation) peut être utilisé comme caractéristique de l'eau décantée.

Pour le développement du troisième modèle, les résultats des mesures d'absorbance UV (254 nm) et de COD aux eaux brute et décantée ont été associés aux données d'opération (pH, températures et turbidités) enregistrées à la même période. La base de données utilisée pour le développement du modèle de prédiction des concentrations en COD était composée de 1085 séries : 984 originales et 101 issues de la duplication des séries 485 à 586. Les séries 485 à 499 correspondent au mois d'août 2011 relatives à l'eau brute et les séries de 500 à 586 relatives à l'eau décantée aux mois d'août, septembre et octobre 2010. Ces périodes marquent la transition entre les données se rapportant à l'eau brute et celles à l'eau décantée, ainsi que la période du 28 septembre au 28 octobre 2010 de la banque relative à l'eau décantée.

L'intérêt de bâtir un modèle qui peut prédire les concentrations en COD à la fois aux eaux brute et décantée vient du fait que ce dernier est plus robuste et couvre un domaine d'utilisation plus large (les gammes de variation des variables d'entrée et de sortie du modèle sont plus étendues).

### **3.3.5. Modèle 4 : prédiction directe du COD à l'eau décantée**

Le quatrième modèle neuronal développé permet de prédire la concentration en COD à l'eau décantée par le suivi de l'absorbance UV (254 nm), du pH, de la température et de la turbidité à l'eau brute, du pH de coagulation et du dosage d'alun :

$$\text{COD (ED)} = f(\text{pH-EB, dosage d'alun, UV-EB, pH-coagulation, TR-EB, T-EB}) \quad (25)$$

Tout comme pour le modèle 2, le temps de rétention dans le bassin de préozonation, les mélangeurs rapides et les décanteurs n'a pas été pris en compte pour l'association des données de COD à l'eau décantée aux conditions d'entrée à l'eau brute et au dosage d'alun. La base de données ayant servi au développement du modèle 4 était composée de 447 séries comprenant les résultats des analyses d'absorbance UV (254 nm) et de COD associés aux données d'opération (pH, température, turbidité et dosage d'alun) enregistrées aux mêmes périodes.

## **3.4. Entretien avec les opérateurs**

Des entretiens avec les opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy ont été réalisés au cours des mois d'août et de septembre 2011 afin d'obtenir des renseignements sur leurs modes de décision relatifs aux changements du dosage d'alun et sur leurs habitudes d'utilisation des nouveaux modèles de prédiction de la dose de coagulant. Depuis le mois de janvier 2011, plusieurs modèles permettant de prédire le dosage d'alun à appliquer ont été développés successivement, ces derniers comportant différentes combinaisons de variables d'entrée. Chaque nouveau modèle était installé sur l'ordinateur de la salle de contrôle pour que les opérateurs puissent l'utiliser, comparer les dosages prédits avec ceux réellement appliqués et en apprécier les performances.

Huit entretiens individuels d'approximativement 30 minutes ont été effectués. Ces derniers étaient précédés d'une brève mise en contexte au cours de laquelle les objectifs du projet de recherche et des entretiens étaient présentés. Par la suite, les thèmes de la révision des dosages

d'alun et de polymère et des habitudes d'utilisation du modèle de prédiction du dosage d'alun étaient abordés successivement. Le questionnaire ayant été utilisé au cours des entretiens est présenté à l'annexe 3.

Les informations obtenues ont été compilées pour en tirer un mode d'opération général relativement au choix du dosage d'alun et un mode d'utilisation optimal du modèle de prédiction de dosage développé. Ceux-ci sont présentés à la section 4.4 du présent document.

## **CHAPITRE 4**

### **RÉSULTATS ET DISCUSSION**

Comme mentionné à la section 3.1, l'UTE de Sainte-Foy s'approvisionne dans le fleuve Saint-Laurent. Les marées influencent la qualité de l'eau pompée par les prises ce qui complique l'opération, notamment la détermination du dosage d'alun à appliquer à l'étape de coagulation. Ce chapitre débute par une étude de l'effet des marées sur la qualité de l'eau brute. Celle-ci permet de mettre en perspective la complexité du procédé de coagulation. La seconde partie comprend une présentation des conditions d'opération rencontrées à l'UTE de Sainte-Foy ainsi qu'une discussion sur l'influence possible de la MON contenu dans l'eau sur le dosage de coagulant. Enfin, les performances des modèles neuronaux développés sont présentées.

#### **4.1. Effets des marées sur la qualité de l'eau brute**

Les marées influencent les caractéristiques de l'eau brute, notamment la conductivité, le pH, la température et la turbidité. Les effets observés sont différents dépendamment que l'eau

soit pompée avec l'ancienne ou la nouvelle prise. Rappelons que cette dernière a été mise en fonction en avril 2009. Depuis, les deux prises ont été utilisées en parallèle à de nombreuses reprises pour différentes raisons. Celle d'urgence (ancienne prise) a également été employée seule à quelques occasions. La rivière du Cap Rouge est située à environ 1000 mètres en aval des prises d'eau. Un suivi de la qualité de l'eau de cette rivière a été effectué au cours des années 2005 à 2010 par la firme d'ingénierie Roche (2011). Les valeurs minimales, maximales et moyennes du pH, de la conductivité et de la turbidité de l'eau de la rivière à la station d'échantillonnage 5, soit celle se situant le plus près de l'embouchure, sont présentées dans le tableau 9.

Tableau 9 - Caractéristiques de l'eau de la rivière du Cap Rouge pour la période de 2005-2010 (Roche, 2011)

Variable	Unités de mesure	Minimum	Maximum	Moyenne	Nombre d'échantillons
Conductivité	µS/cm	352	914	610	15
pH	-	7,63	8,70	8,12	43
Turbidité	UTN	3,31	19,3	4,76	15

Les mêmes caractéristiques sont présentées pour l'eau du fleuve, à l'emplacement des deux prises d'eau, au tableau 10. Ces valeurs ont été obtenues à partir de la banque de données totale ayant servi à développer le modèle de prédiction du dosage d'alun. La période de janvier 2007 à mars 2009 correspond à l'ancienne prise et celle d'avril 2009 à décembre 2010 correspond à la nouvelle.

La comparaison des deux tableaux montre que la conductivité et le pH de l'eau de la rivière sont supérieurs à ceux du fleuve. De plus, le fleuve est, en moyenne, plus turbide que la rivière. Ces hypothèses et observations serviront à expliquer l'effet des marées sur la qualité de l'eau brute.

Tableau 10 - Caractéristiques de l'eau du fleuve St-Laurent pour la période de 2007-2010

Prise d'eau	Variable	Unités de mesure	Minimum	Maximum	Moyenne
Ancienne	Conductivité	µS/cm	77	438	219
	pH	-	6	8,8	7,7
	Turbidité	UTN	0,1	100	8,4
Nouvelle	Conductivité	µS/cm	75	379	240
	pH	-	6	8,9	7,9
	Turbidité	UTN	1	100	9,8

#### *Nouvelle prise d'eau*

Les figures 10 et 11 permettent d'observer l'effet des marées du 8 et 16 octobre 2011 sur les variables caractérisant l'eau brute. Au cours de ces périodes, l'eau était soutirée uniquement à l'aide de la nouvelle prise. Les tendances observées sont représentatives de la qualité de l'eau prélevée par la nouvelle prise d'eau. Il importe de mentionner que les marées ont probablement aussi une influence sur la couleur à l'eau brute. Cependant, cela n'a pas pu être observé avec la quantité de données disponible.

Il est possible de constater que lorsque le niveau du fleuve monte, la conductivité, le pH, la température et la turbidité augmentent. Actuellement, l'eau saumâtre de l'estuaire maritime est confinée à l'est de l'île d'Orléans. Par conséquent, la salinité de l'eau du fleuve diminue graduellement jusqu'à la prise d'eau. Lorsque la marée monte, l'eau plus salée en aval de la prise remonte vers cette dernière en se mélangeant avec l'eau de la rivière Cap Rouge (qui possède un pH et une conductivité plus élevée que celle du fleuve). Ces phénomènes pourraient expliquer l'augmentation de la conductivité et du pH associée aux marées montantes.

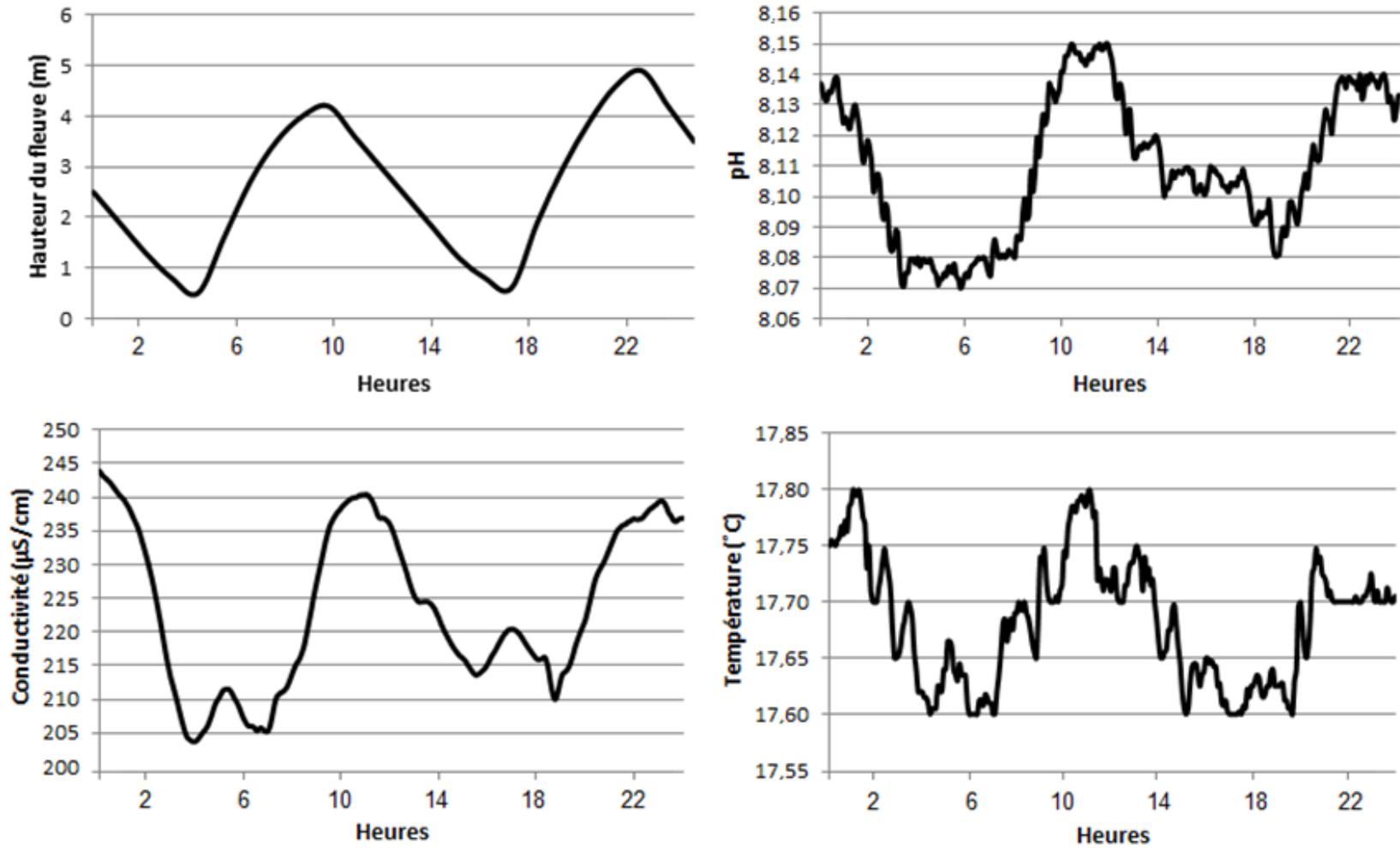


Figure 10 - Effet des marées du 16 octobre 2011 sur le pH, la conductivité et la température à l'eau brute (nouvelle prise)

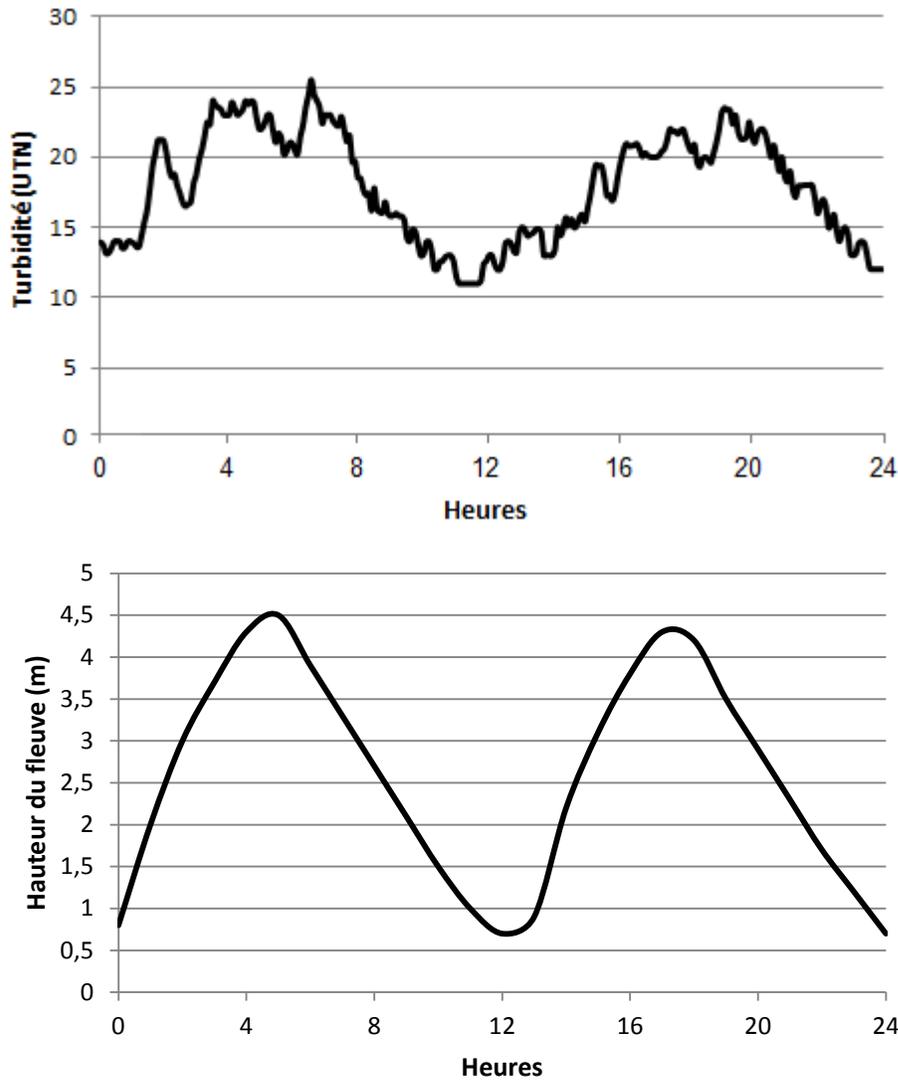


Figure 11 -Effet des marées du 8 octobre 2011 sur la turbidité à l'eau brute (nouvelle prise)

De plus, l'inversion du mouvement de l'eau du fleuve occasionne possiblement un brassage des fonds et la remise en suspension d'une partie des sédiments présents sur ceux-ci. Ce phénomène pourrait permettre d'expliquer l'augmentation de la turbidité à l'eau brute relative à la marée montante. La faible augmentation de la température à l'eau brute se produisant lorsque la marée monte n'a pas pu être expliquée.

### *Ancienne prise d'eau*

Les figures 12 et 13 permettent d'observer l'effet des marées du 3 juillet et du 19 juin 2008 sur les variables caractérisant l'eau brute. Au cours de cette période, l'eau était soutirée uniquement à l'aide de l'ancienne prise. Les tendances observées sont représentatives de la qualité de l'eau prélevée par l'ancienne prise d'eau

Il est possible de constater que lorsque le niveau du fleuve monte, la conductivité, le pH, la température et la turbidité diminuent. À marée descendante, les sédiments, les débris (exemple : branches) et les végétaux des berges (exemple : feuilles mortes) sont entraînés par l'eau jusqu'à la prise, ce qui pourrait expliquer l'augmentation de la turbidité de l'eau brute observée à marée descendante. Ce phénomène est particulièrement problématique au printemps et à l'automne puisque la prise d'eau s'obstrue et que des plongeurs doivent débloquer cette dernière. Tout comme pour la nouvelle prise, l'impact des marées sur la température à l'eau brute est plus difficile à expliquer. Pour l'instant, aucune explication valable ne peut être émise. De même, aucune information obtenue jusqu'à présent ne permet d'expliquer les diminutions de conductivité et de pH associées à la marée montante.

Le fait que la qualité de l'eau varie en fonction des marées implique que les opérateurs doivent choisir un dosage de coagulant qui va permettre de prévenir la détérioration de la qualité de l'eau traitée pouvant se produire lors des changements de cycle. Cela représente un défi supplémentaire pour l'optimisation du procédé de coagulation.

Selon les informations obtenues au cours des entretiens réalisés avec les opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy, l'eau brute soutirée avec la nouvelle prise serait moins chargée et donc plus difficile à traiter que celle provenant de l'ancienne prise. De plus, la qualité de celle-ci serait plus constante puisqu'à l'emplacement de la nouvelle prise, il y aurait moins de brassage lors des grands vents et/ou des grosses pluies et que l'influence des marées serait moindre.

Lors d'une marée basse extrême, les distances entre la surface de l'eau et les blocs de l'ancienne et de la nouvelle prise sont respectivement de 2,4 et 8,3 mètres.

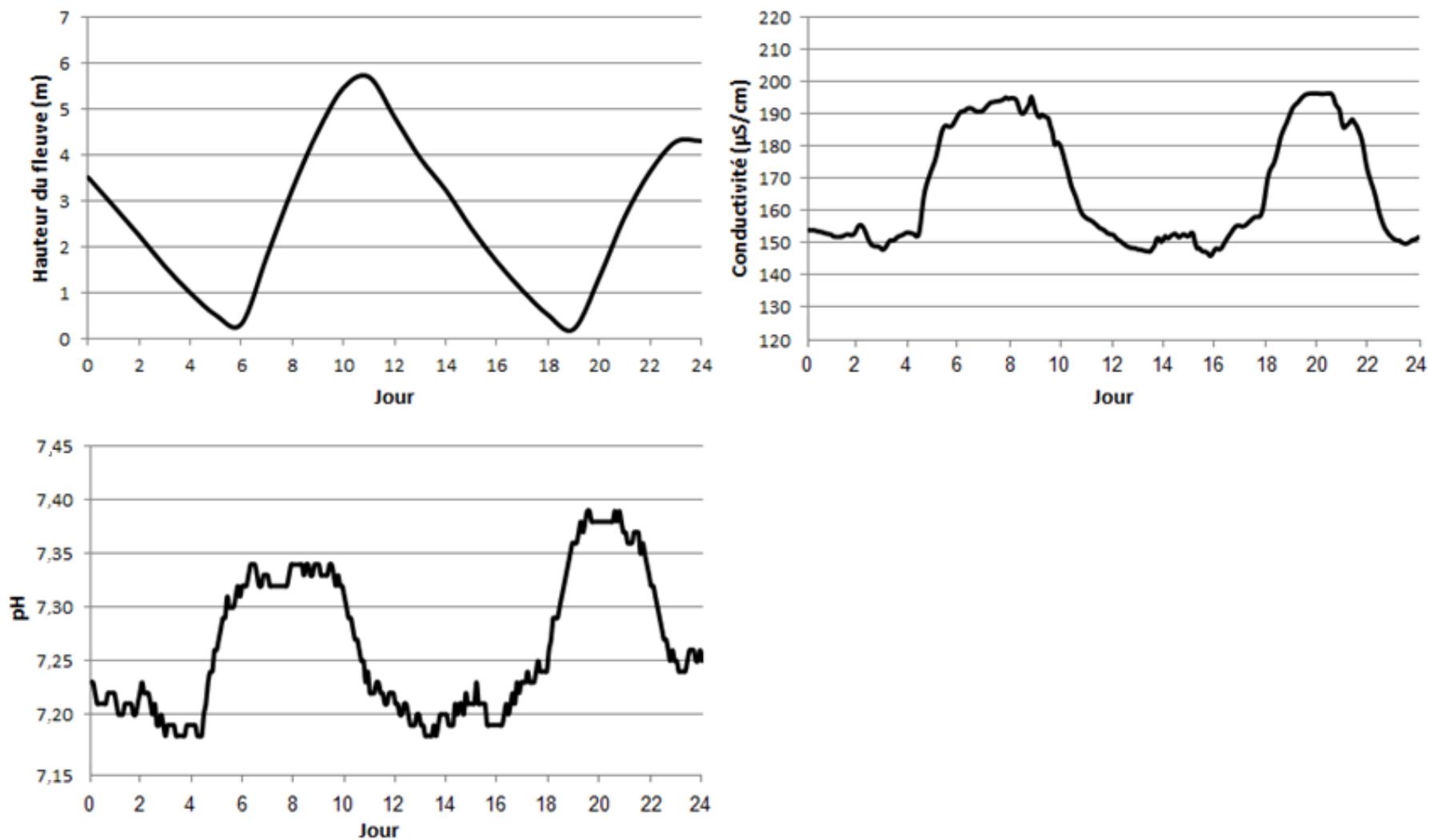


Figure 12 - Effets des marées du 3 juillet 2008 sur le pH et la conductivité à l'eau brute (ancienne prise)

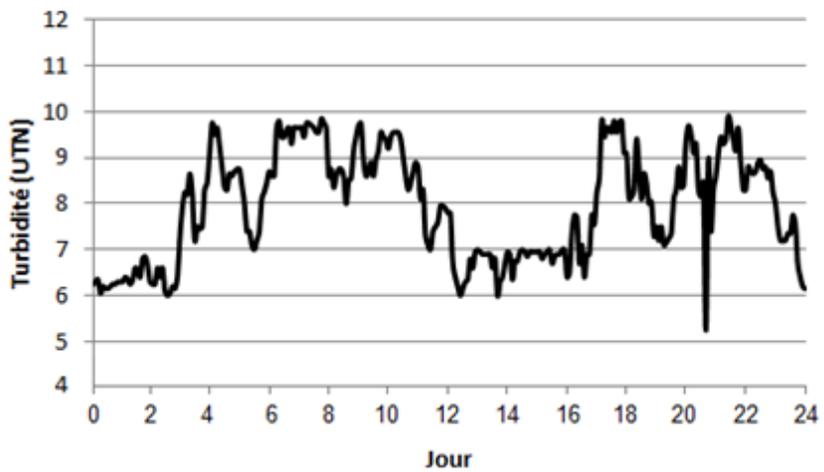
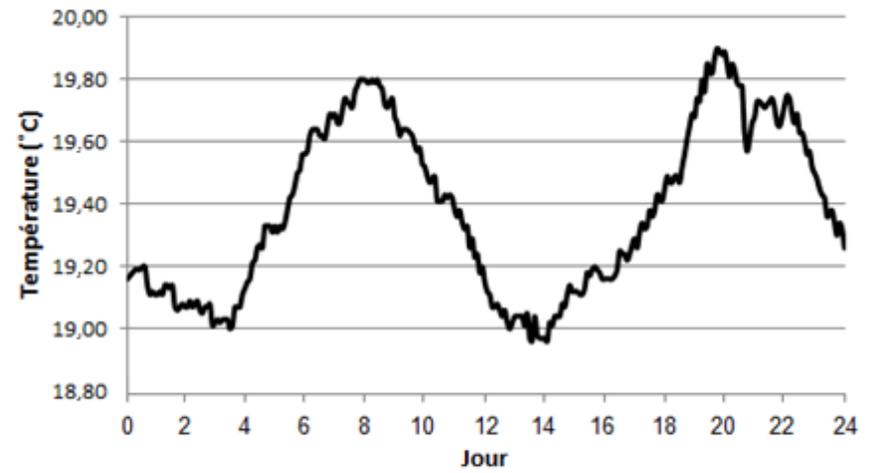
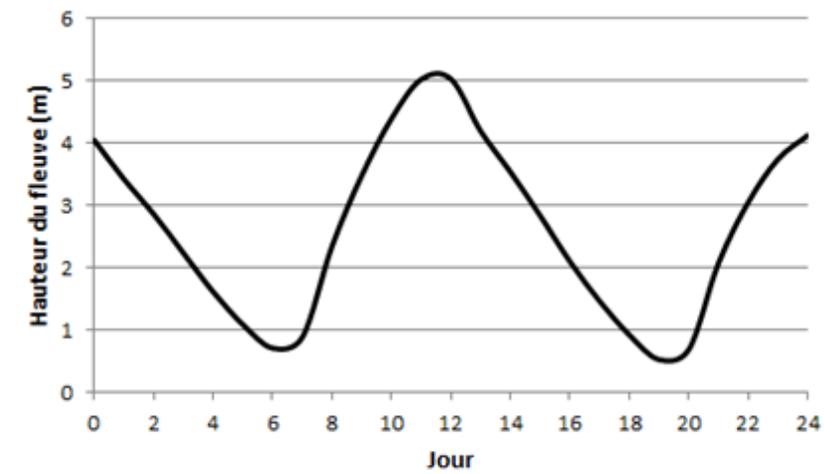


Figure 13 - Effet des marées du 19 juin 2008 sur la température et la turbidité à l'eau brute (ancienne prise)

Puisque la nouvelle prise est située plus profondément et plus loin de la rive que l'ancienne, il est vraisemblable que cette dernière soit moins influencée par les marées et le brassage lors des grands vents et des grosses pluies. Comme mentionné précédemment, à marée descendante, les sédiments, les débris et végétaux des berges sont entraînés par l'eau jusqu'à l'ancienne prise. L'étude de l'effet des marées sur la turbidité de l'eau brute pompée à partir de la nouvelle prise indique que ce phénomène d'entraînement n'a pas d'impact sur cette dernière. De plus, lors des périodes de fortes pluies, la charge supplémentaire en particules résultant du lessivage des sédiments des sols est acheminée vers le fleuve en passant par les berges et les affluents de ce dernier. La prise d'eau située plus loin de la rive est donc probablement moins affectée par cet apport supplémentaire en turbidité. Cela vient confirmer les observations des opérateurs selon lesquelles la qualité de l'eau provenant de la nouvelle prise est moins sujette aux variations résultant des phénomènes physiques et météorologiques.

## **4.2. Conditions d'opération rencontrées à l'UTE de Sainte-Foy et influence de la MON sur le dosage de coagulant**

Comme mentionné à la section 2.2.2.1., le pH et le dosage de coagulant dictent les mécanismes mis en jeu lors de la coagulation. À partir des données d'opération des années 2007 à 2010, il est possible de situer la zone dans laquelle se trouve la plupart des conditions de «bonne opération» (turbidité à l'eau décantée < 0,9 UTN) rencontrées à l'UTE de Sainte-Foy et de déterminer le mécanisme de coagulation principal mis en jeu. La figure 14 présente les différents mécanismes de coagulation des particules et les zones d'opération qui leurs sont associées. Les points en rouges illustrent les conditions d'opération rencontrées à l'UTE pour toute la banque de données de 2007 à 2010.

Le mécanisme principal pour la coagulation des particules responsables de la turbidité est la précipitation et l'emprisonnement (*Sweep coagulation*). Cependant, une partie des données se situe hors de cette zone, soit celles où le pH de coagulation est inférieur à 5,8.

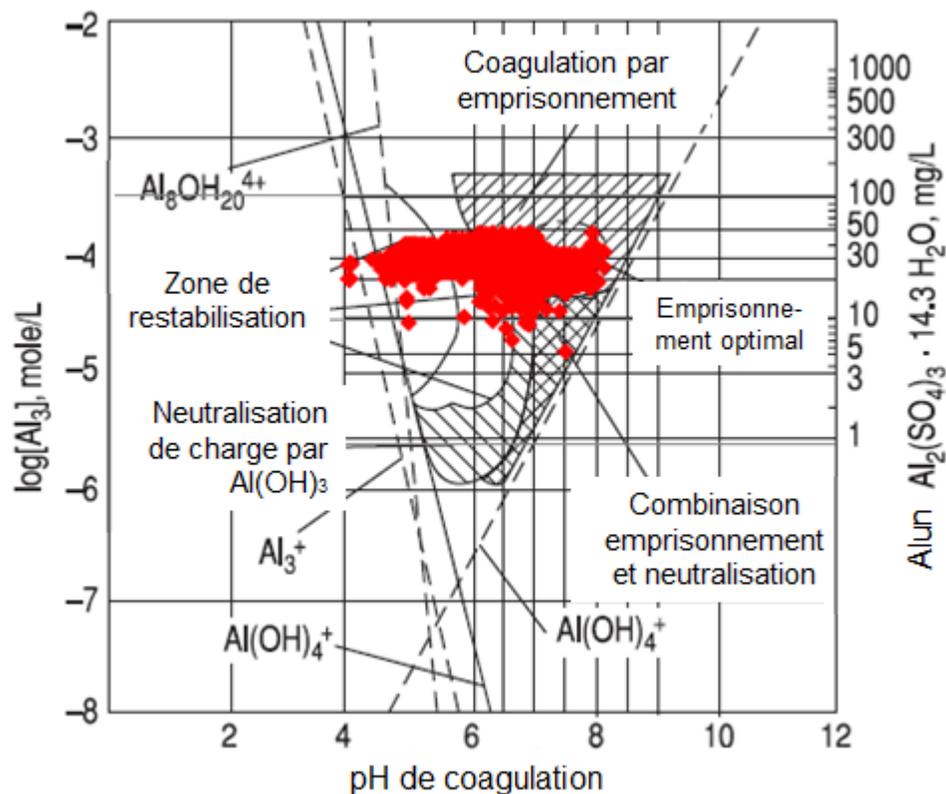


Figure 14 -Zones (points rouges) correspondant aux conditions d'opération rencontrée à l'UTE de Sainte-Foy pour les années 2007 à 2010 (Adapté de Crittenden et al., 2005)

La figure 15 présente la distribution en 3 dimensions des conditions d'opération rencontrées à l'usine pour les années 2007 à 2010. La combinaison la plus fréquemment rencontrée est celle associant un pH de 7 et un dosage de 20 mg/L. En effet, 9,9% des données se situent dans cette classe de conditions opératoires. De plus, 92,8 % des données ont un pH de coagulation supérieur à 5,8. Par conséquent il est relativement peu fréquent que le pH descende sous cette valeur. Pour tenter d'expliquer ce phénomène, le pH de coagulation a été mis en relation avec la température de l'eau (figure 16) puisque ce paramètre influence grandement les lectures de pH et que le capteur employé à l'UTE pour les années 2007 à 2010 n'était pas bien adapté pour être utilisé à des températures inférieures à 10 °C.

La figure 16 démontre que 99,4 % des valeurs de pH inférieures à 5,8 ont été enregistrées lorsque la température était inférieure à 10 °C (encadré rouge). Il est donc possible que les mesures de pH de coagulation dans ces situations aient été erronées. Cependant, cela reste à vérifier.

Tel que mentionné à la section 2.2.3., le SUVA permet de savoir quel paramètre (MON ou turbidité) devrait contrôler le dosage de coagulant. Sur la base de données de 1 an, des mois d'août 2010 à août 2011, le SUVA à l'eau brute est supérieur à la valeur de 2 dans 85% des cas (voir figure 17). Par conséquent, l'abattement de la matière organique devrait être considéré lors du choix du dosage de coagulant puisque cela permettrait d'améliorer la qualité de l'eau produite. De plus il serait utile de mesurer en continu l'absorbance UV à l'eau brute.

## **4.3. Modèle 1 : prédiction du dosage d'alun à appliquer**

### **4.3.1. Performances du modèle 1**

Le modèle de prédiction du dosage d'alun (modèle 1) choisi comporte 12 nœuds cachés pour un total de 85 poids (les paramètres de ce modèle sont présentés à l'annexe 2). Pour le développement de ce dernier, le nombre maximal d'itérations a été fixé à 250. Les performances du modèle 1 sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation sont présentées dans le tableau 11.

Les bases de données sur lesquelles le modèle 1 est validé ont été triées suivant la même méthode que lors du développement du modèle, c'est-à-dire sur la base de la turbidité à l'eau décantée et des domaines acceptables des variables d'entrée et de sortie (voir le tableau 8). En effet, les modèles neuronaux, comme tous les modèles empiriques, peuvent uniquement être utilisés à l'intérieur des domaines d'apprentissage des variables d'entrée et de sortie. De plus, ils ne sont pas applicables pour être employés durant des événements spéciaux qui ne sont pas répertoriés dans la banque de développement des modèles. Ce type d'événement est caractérisé par une dynamique de changement très importante et donc des pentes de variation des variables d'entrée très grandes. Un exemple de ce type d'épisode sera présenté plus loin dans cette section.

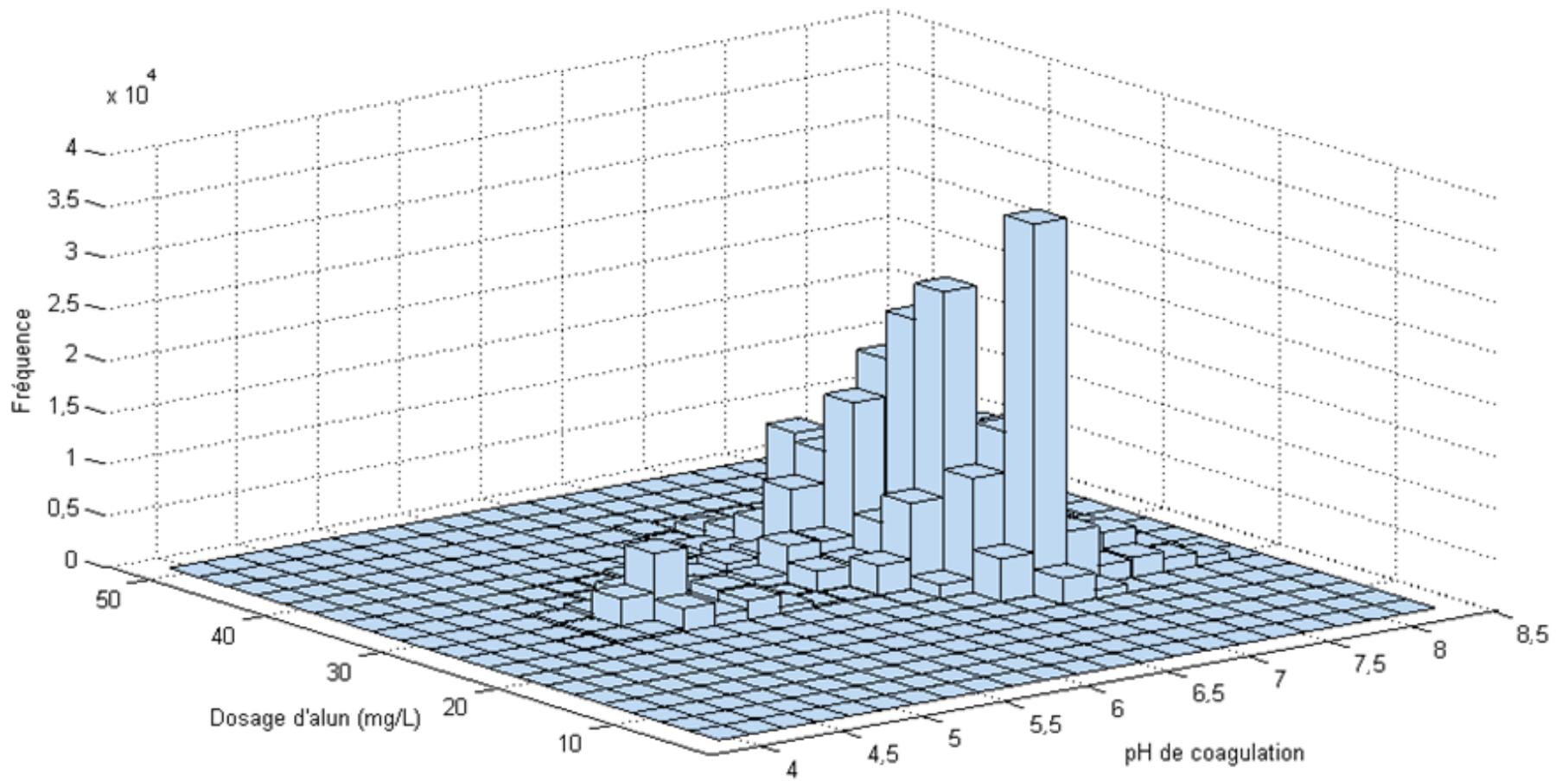


Figure 15 - Fréquence des conditions d'opération rencontrées à l'UTE de Sainte-Foy pour les années 2007 à 2011

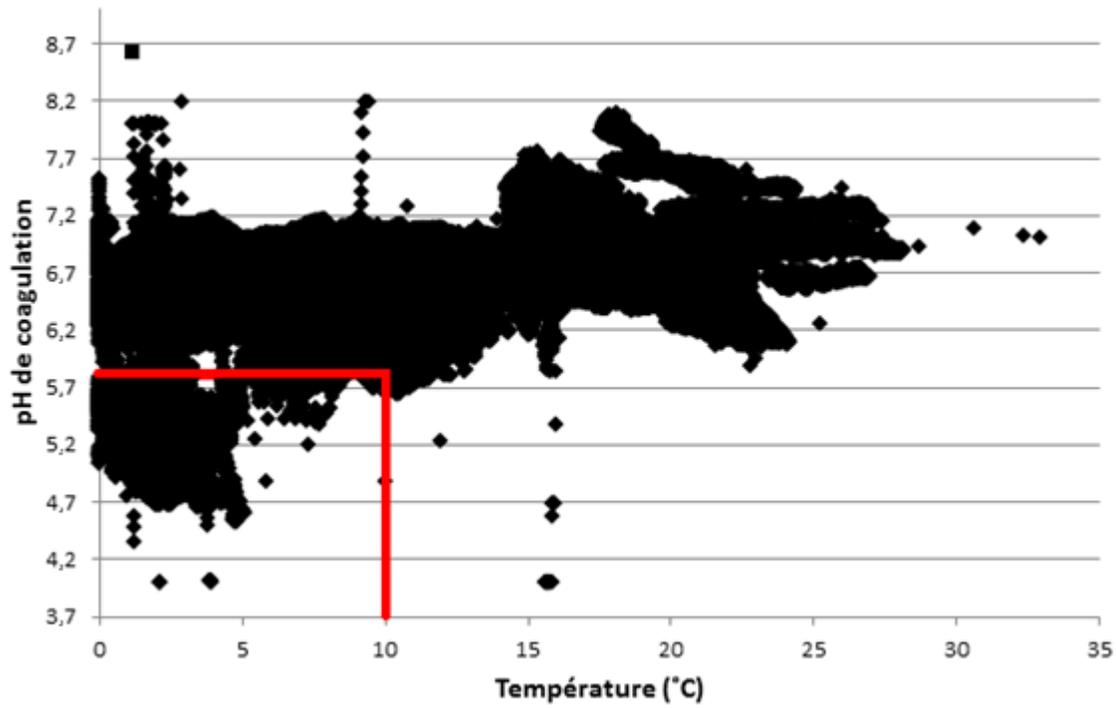


Figure 16 - pH de coagulation en fonction de la température pour les années 2007-2010

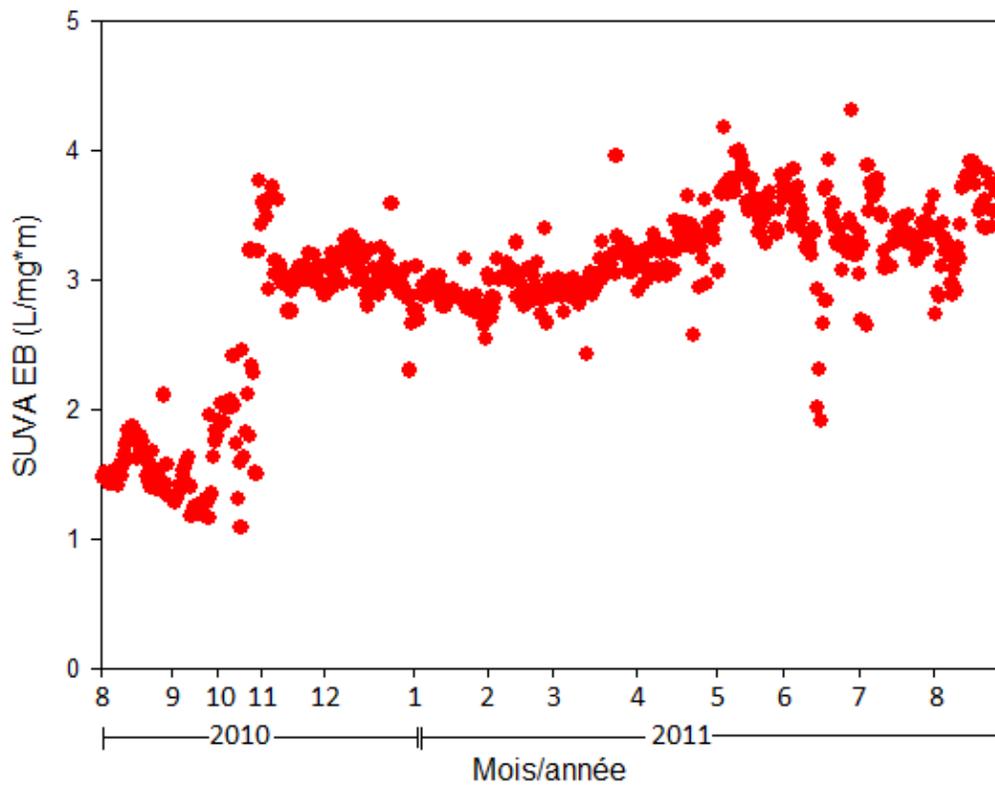


Figure 17 - Variation du SUVA à l'eau brute sur la base de données de 1 an (août 2010 à août 2011)

Tableau 11 - Performances du modèle 1 sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation

<b>Fichier</b>	<b>Moyenne  erreur relative   (%)</b>	<b>Moyenne erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Écart type sur l'erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Coefficient de corrélacion (%)</b>
<i>Apprentissage</i>	5,9	-0,0013	2,065	89,5
<i>Généralisation</i>	5,9	0,0026	2,079	89,4

Les prédictions du modèle 1 sur la base de données complète (apprentissage + généralisation) des années 2007 à 2010 sont présentées à la figure 18. Sur cette base de données, la moyenne de la valeur absolue de l'erreur relative des prédictions du modèle par rapport aux valeurs réelles est de 5,9 % et le coefficient de corrélation de 89,5 %.

La figure 19 présente la distribution des erreurs absolues de prédiction du modèle 1 sur la base de données complète de 2007 à 2010 (différences entre les dosages prédits et expérimentaux).

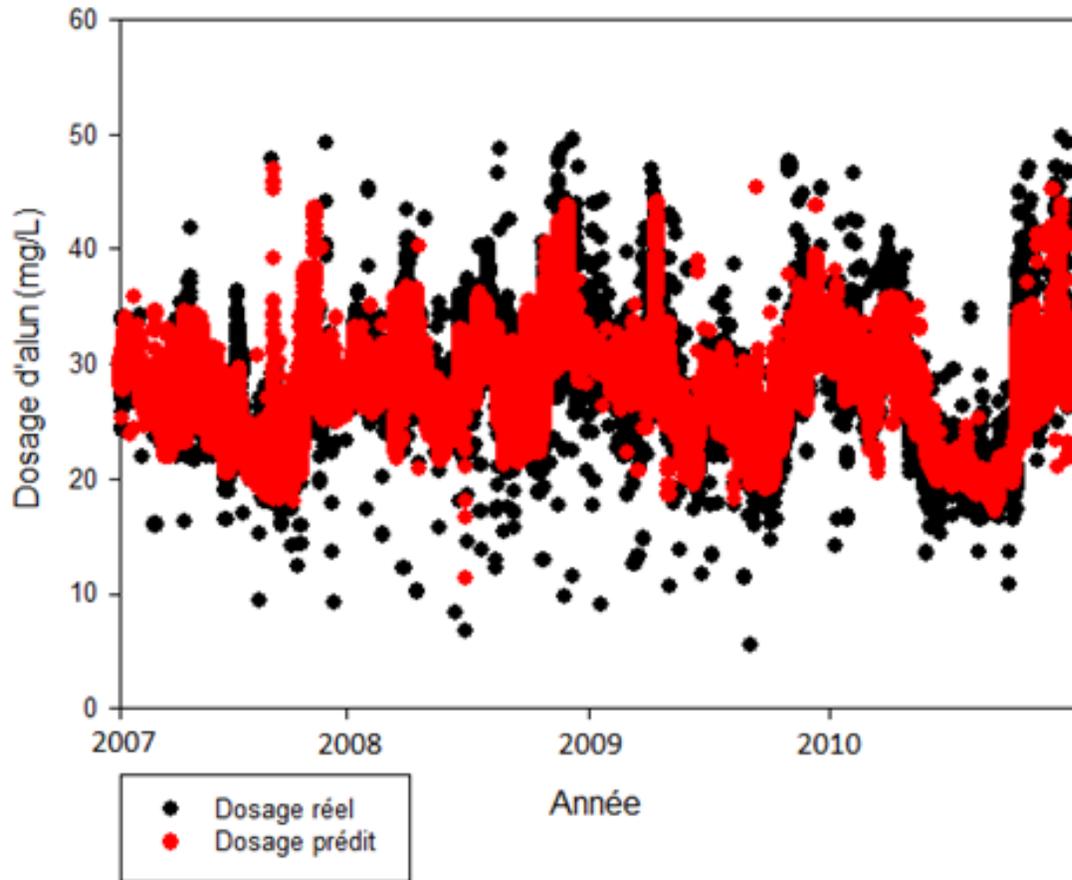


Figure 18 - Prédications du modèle 1 sur les années 2007-2010

Les erreurs de prédictions sont normalement distribuées autour de la moyenne qui est d'approximativement zéro (-0,000114 mg/L). L'écart type est de 2,07 mg/L. De plus, 74,9 % des erreurs se situent à l'intérieur de l'intervalle de  $\pm 2$  mg/L et 30,6 % dans celui de  $\pm 0,5$  mg/L. Le modèle 1 est de type opérateur c'est-à-dire qu'il reproduit la bonne opération antérieure effectuée à l'usine en terme de réduction de la turbidité. Il est important de mentionner que le mode d'opération relatif aux choix des dosages d'alun peut différer d'un opérateur à l'autre ce qui peut entrainer des variations dans les réponses aux changements dans les performances du traitement.

À titre d'exemple, et tel que rapporté lors des entretiens, certains opérateurs peuvent initier une augmentation de dosage uniquement lorsque la qualité de l'eau filtrée commence à se détériorer alors que d'autres réagissent immédiatement lorsqu'ils constatent une détérioration à l'eau

décantée (mode d'opération préventif). Par conséquent, une partie des erreurs de prédiction du modèle peut être expliquée par certaines déviations des dosages choisis par rapport au mode d'opération général (présenté à la section 4.4). Il faut aussi rappeler que la teneur en matière organique de l'eau brute n'est pas prise en compte directement par le modèle 1 alors que cette teneur en matière organique a probablement un effet sur la dose de coagulant choisie par les opérateurs (voir section 2.1.8).

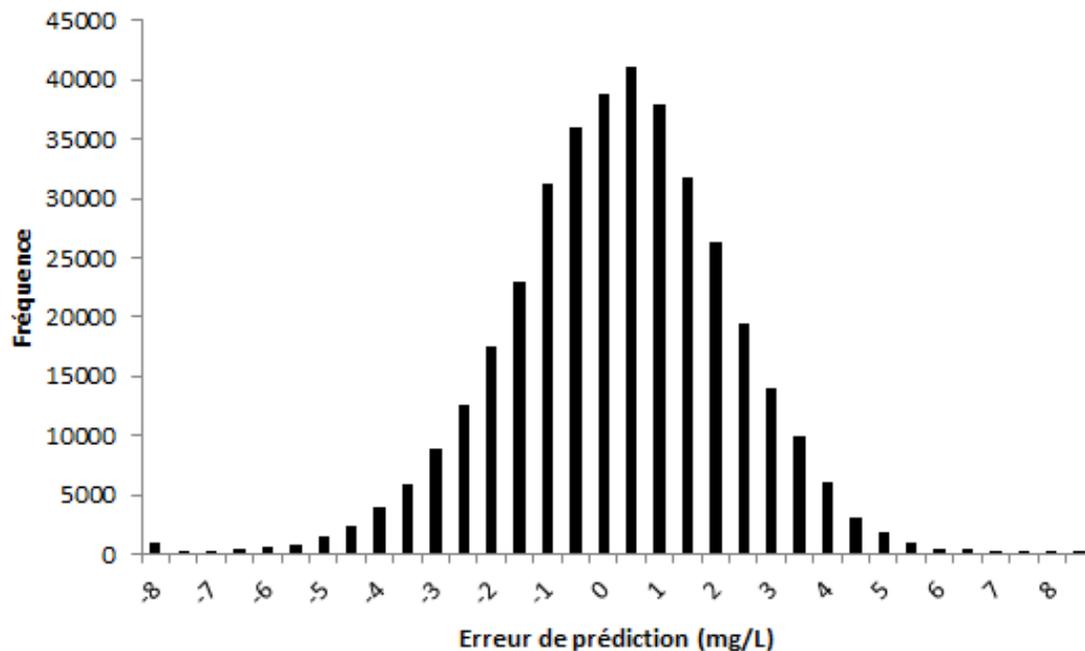


Figure 19 - Distribution des erreurs de prédiction pour les années 2007-2010

La figure 20 présente les prédictions du modèle 1 sur les mois de janvier à octobre de l'année 2011, cette dernière n'ayant pas été utilisée pour le développement. Sur cette base de données, la valeur absolue de l'erreur relative moyenne des prédictions du modèle par rapport aux valeurs réelles est de 7,9 % et le coefficient de corrélation de 71,0 %.

L'annexe 4 présente les graphiques des prédictions de ce modèle sur les mois de mars 2007, juin 2008, septembre 2009 et décembre 2010. Ceux-ci permettent de mieux observer les tendances des prédictions par rapport aux dosages réels.

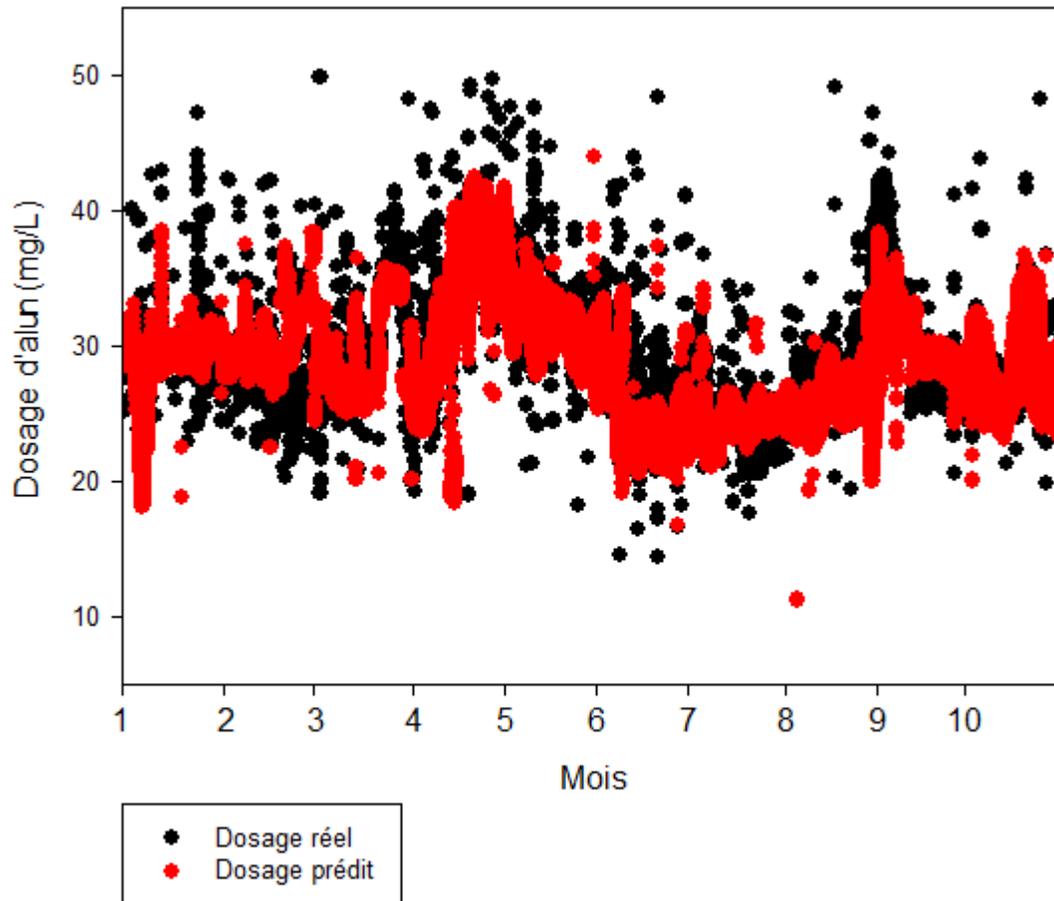


Figure 20 - Prédications du modèle 1 sur l'année 2011

La figure 21 présente la distribution des erreurs absolues de prédiction du modèle 1 sur la base de données de 2011 (différence entre les dosages prédits et expérimentaux). Les erreurs de prédiction sont normalement distribuées autour de -0,59 mg/L et l'écart type est de 3,03 mg/L. De plus, 55,5 % des erreurs se situent à l'intérieur de l'intervalle de  $\pm 2$  mg/L et 13,9% dans celui de  $\pm 0,5$  mg/L. Plusieurs problèmes relatifs aux analyseurs en ligne de conductivité, de température et de pH ont été répertoriés pour l'année 2011, ce qui peut expliquer que les performances du modèle 1 soient moins bonnes sur cette période que sur celle de 2007-2010. En effet, lorsque le modèle utilise de fausses valeurs des variables d'entrée pour réaliser les prédictions de dosage d'alun, celles-ci sont a priori erronées. Par conséquent, lorsque le dosage d'alun en usine est ajusté à partir de celui prédit par le modèle 1, il est essentiel de s'assurer que

les valeurs des variables d'entrée, qui sont utilisées pour réaliser ces prédictions, sont correctes, c'est-à-dire qu'elles reflètent bien les caractéristiques réelles de l'eau.

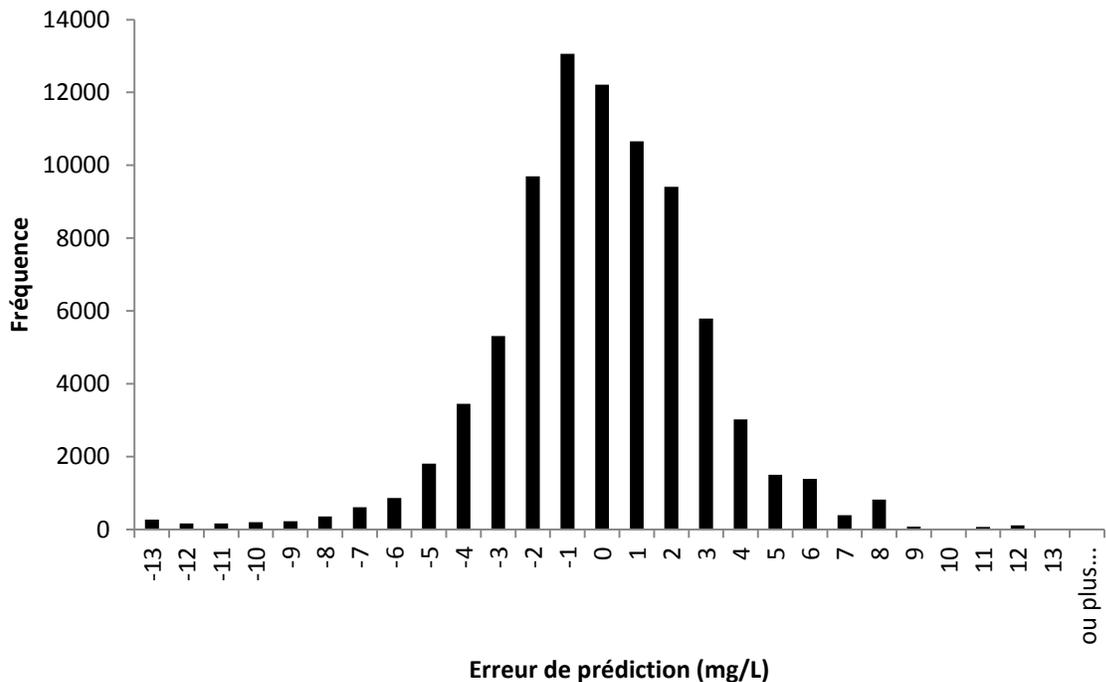


Figure 21 -Distribution des erreurs de prédiction pour l'année 2011

Comme mentionné précédemment, le modèle 1 ne peut être utilisé qu'à l'intérieur des domaines d'apprentissage des variables d'entrée et de sortie. De plus, il n'est pas adéquat pour prédire les dosages d'alun à employer lorsque surviennent des événements spéciaux qui ne sont pas inclus dans la base de données ayant servi à son développement. À titre d'exemple, lors du passage de la tempête tropicale Irène sur la région de Québec le 28 août 2011, les performances de prédiction du modèle se sont grandement détériorées. Il est intéressant d'examiner de plus près cette situation afin de comprendre les limitations d'utilisation du modèle sur ce type d'événement. La figure 22 présente les variations de la qualité de l'eau brute pour la période du 28 août au 5 septembre. Il est possible d'observer qu'environ 24 heures après le passage de la tempête, la

turbidité de l'eau brute a augmenté jusqu'à atteindre des valeurs de près de 60 UTN à marée haute et 20 UTN à marée basse. Par la suite, ce paramètre a diminué graduellement pendant environ 6 jours pour revenir aux valeurs normales (approximativement 10 UTN à marée basse et 15 à marée haute). Cette augmentation marquée et relativement rapide de la turbidité après la tempête a été causée par le lessivage des particules à la surface des sols vers le fleuve et les rivières approvisionnant ce dernier. La conductivité à l'eau brute a diminué graduellement du 29 août au 1<sup>er</sup> septembre avant de ré-augmenter et de revenir aux valeurs normales aux environs du 5 septembre (approximativement 180  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à marée basse et 230  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à marée haute). La valeur minimale de conductivité qui a été atteinte au cours de cette période est d'environ 135  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ces variations peuvent s'expliquer par le transport graduel de très grandes quantités d'eau de pluie vers le fleuve (directement ou par l'intermédiaire des rivières). La conductivité de ces précipitations étant moindre que celle du fleuve, un effet de dilution a été observé. En temps normal, les écarts de turbidité et de conductivité entre les marées hautes et basses ne sont pas aussi prononcés. La tempête tropicale n'a pas eu d'effets significatifs sur le pH et la température à l'eau brute.

La gamme de variation des variables d'entrée du modèle associée à cet événement est comprise à l'intérieur des bornes acceptables fixées lors du développement de ce dernier (tableau 7). Le modèle devrait donc, théoriquement, pouvoir être utilisé pour faire la prédiction du dosage d'alun à appliquer dans cette situation. La figure 23 présente les prédictions du modèle 1 pour la période du 28 août au 5 septembre 2011. Les figures 24 et 25 présentent les variations de la turbidité à l'eau décantée et de la couleur à l'eau brute pour cette même période.

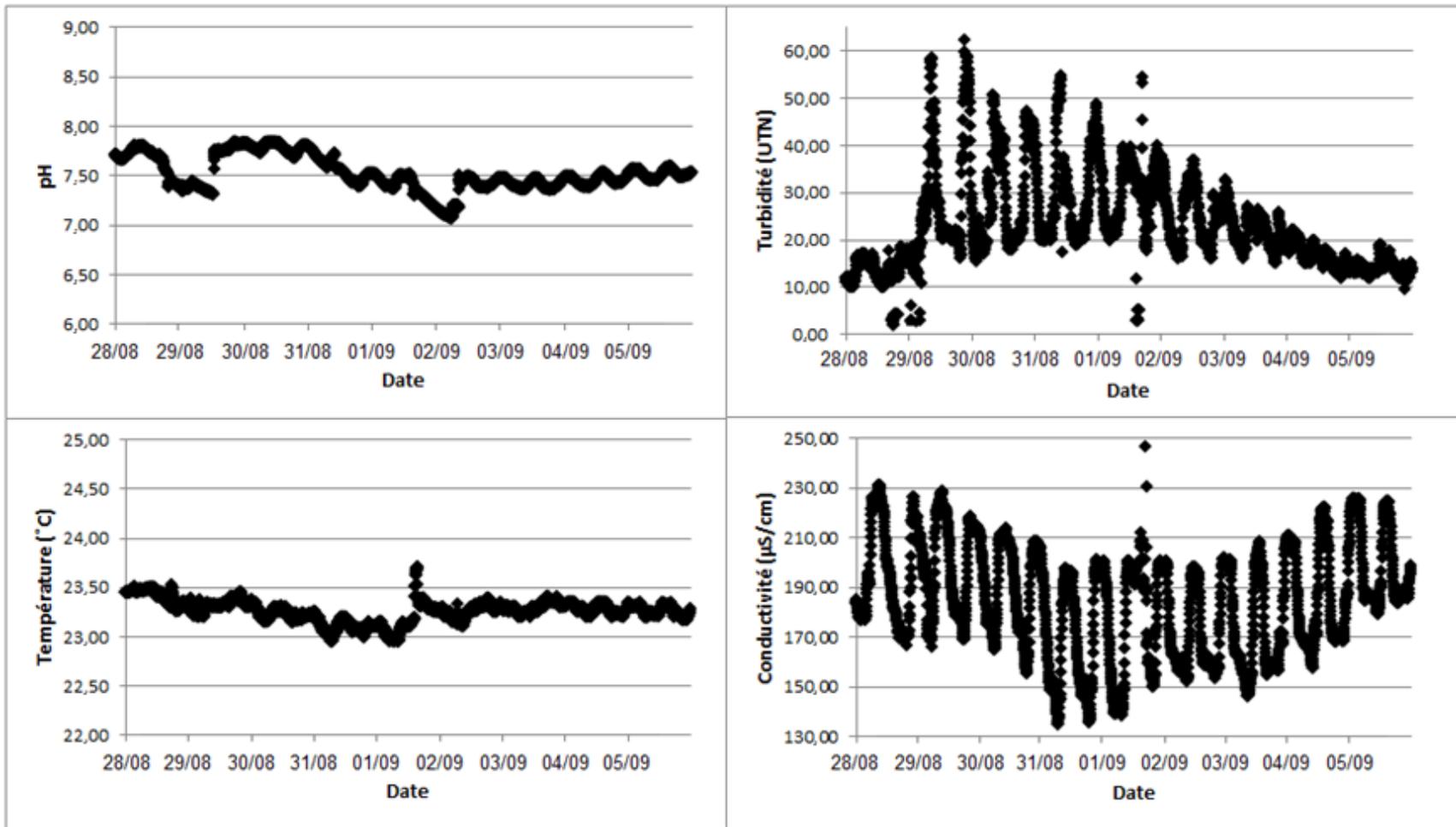


Figure 22 - Variations des caractéristiques à l'eau brute pour la période du 28 août au 5 septembre 2011

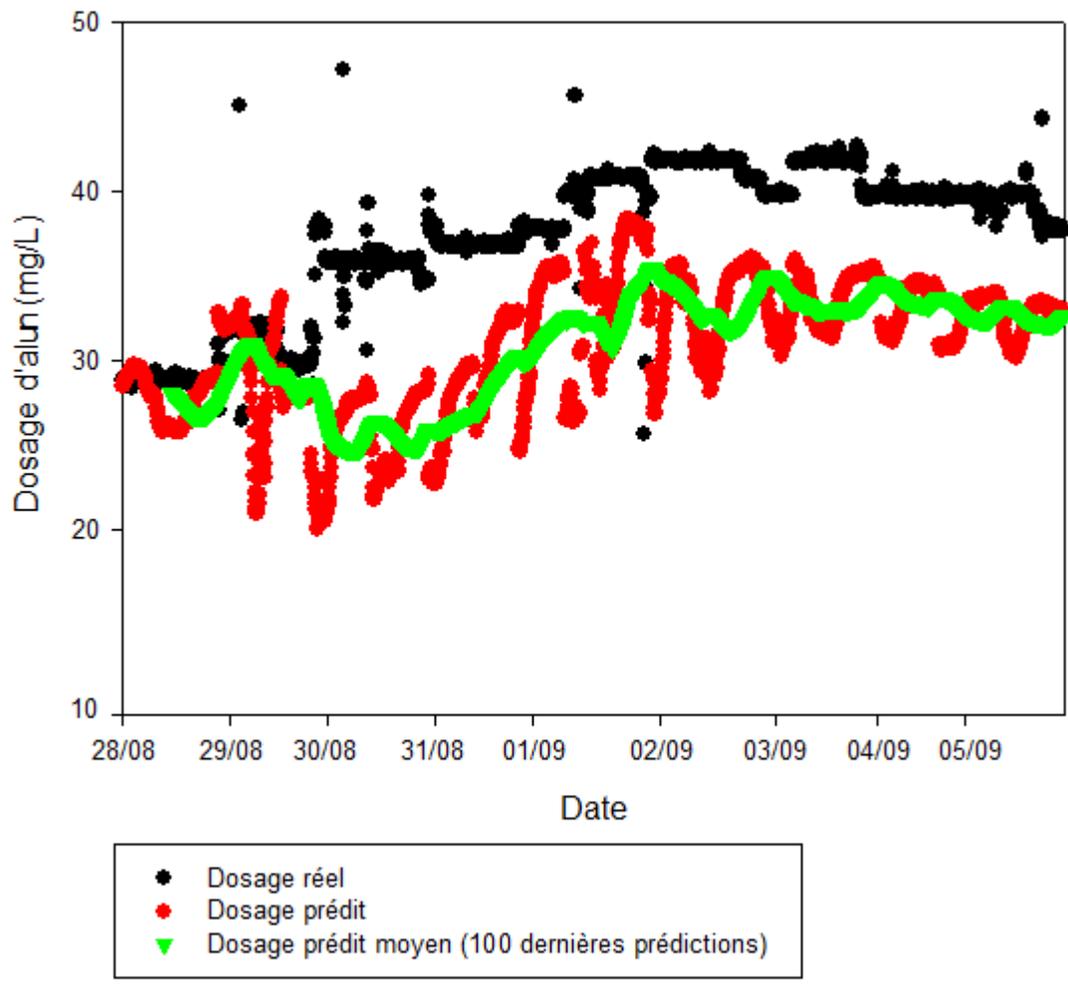


Figure 23 - Prédications du modèle 1 pour la période du 29 août au 5 septembre 2011

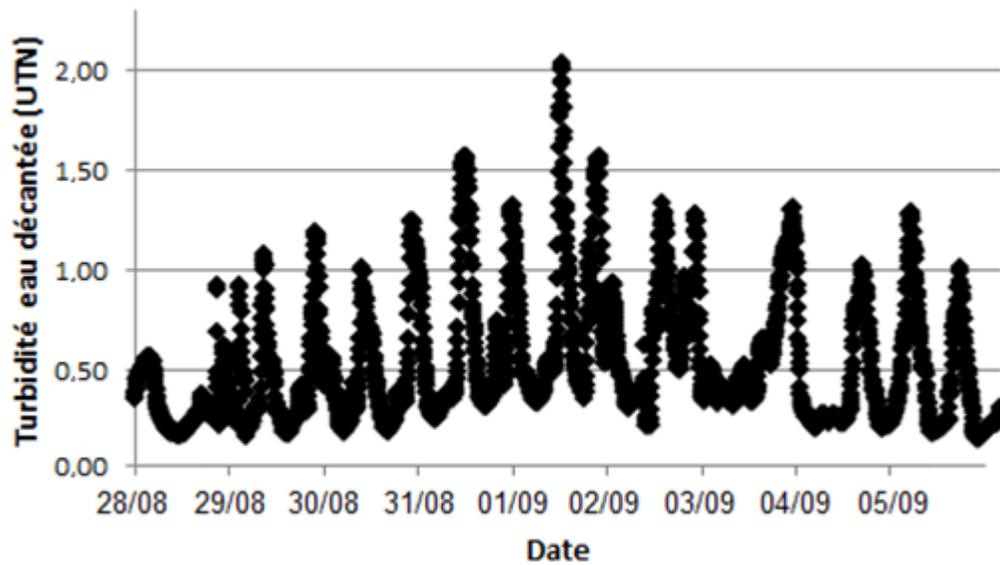


Figure 24 - Variations de la turbidité à l'eau décantée pour la période du 28 août au 5 septembre 2011

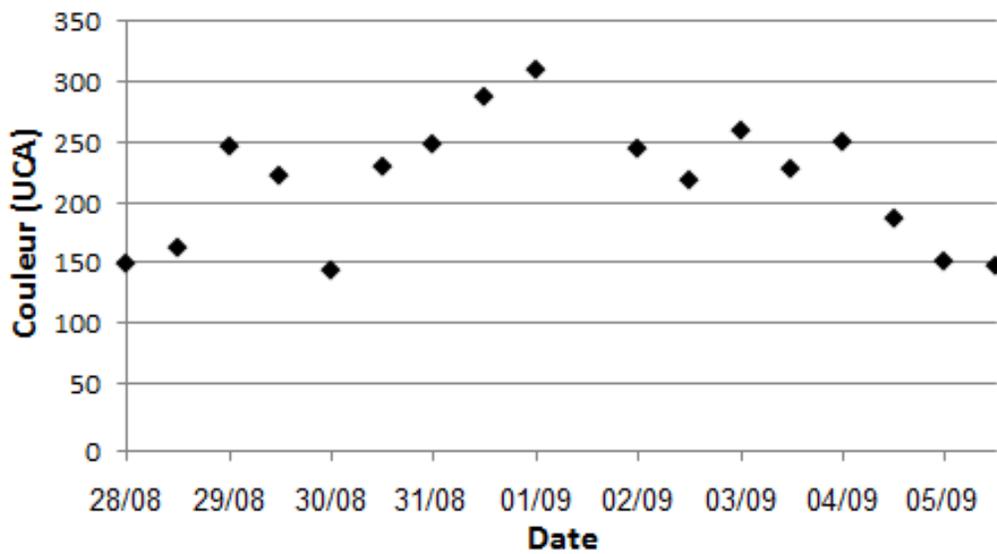


Figure 25 - Variations de la couleur à l'eau brute pour la période du 28 août au 5 septembre 2011

La valeur absolue de l'erreur relative moyenne de prédiction du modèle 1 sur cette période est de 17,5% et le coefficient de corrélation de 47,7%. Le dosage prédit est pratiquement toujours inférieur à celui réellement appliqué. Contrairement aux opérateurs, le modèle prescrit un changement du dosage d'alun en fonction des marées. La courbe verte de la figure représente le dosage d'alun calculé à partir de la moyenne des 100 dernières prédictions (effectuées à chaque 5 minute). Il est possible de constater que l'utilisation des prédictions du modèle selon cette méthode permet d'amortir les fluctuations relatives aux marées. Cependant, les dosages prédits sont toujours relativement loin de ceux réellement appliqués. Ces mauvaises prédictions peuvent être expliquées par le fait que ce genre d'événement caractérisé par des dynamiques absentes de la base de données qui a servi au développement du modèle. Ce dernier ne pouvant qu'interpoler à partir des situations qu'il connaît, il n'est pas en mesure de prédire les dosages à appliquer pour des combinaisons complètement différentes de variables d'entrée (relatives aux événements spéciaux). De plus le modèle ne tient pas compte de la couleur à l'eau brute pour réaliser ses prédictions. Il est fort probable que les opérateurs aient pris en compte ce paramètre pour justifier les augmentations du dosage d'alun puisque ce dernier a augmenté significativement durant cette période, tout comme la turbidité à l'eau décantée (voir les figures 24 et 25). Par conséquent, il est normal que le modèle sous-estime le dosage à appliquer. Le mode de décision général des opérateurs concernant les changements de dosage est présenté à la section 4.7.1. Lors de ce type d'événement, les opérateurs ne pourront donc pas se fier aux prédictions du modèle et devront se baser sur leur propre expérience et possiblement sur les résultats d'essais en laboratoire pour décider du bon dosage d'alun à appliquer.

### **4.3.2. Analyse de sensibilité du modèle 1**

L'analyse de la phénoménologie du modèle 1 a été réalisée autour du point de consigne présenté au tableau 12. Celui-ci correspond au barycentre des gammes de variation acceptables des variables d'entrée (voir le tableau 8).

Les effets des variations des variables caractérisant l'eau brute sur le dosage d'alun prédit par le modèle 1 sont illustrés à la figure 26.

Tableau 12 - Point de consigne pour l'analyse de sensibilité du modèle 1

Variable	pH (-)	Turbidité (UTN)	Température (°C)	Conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Mois
Valeur	7,5	45	20	250	5

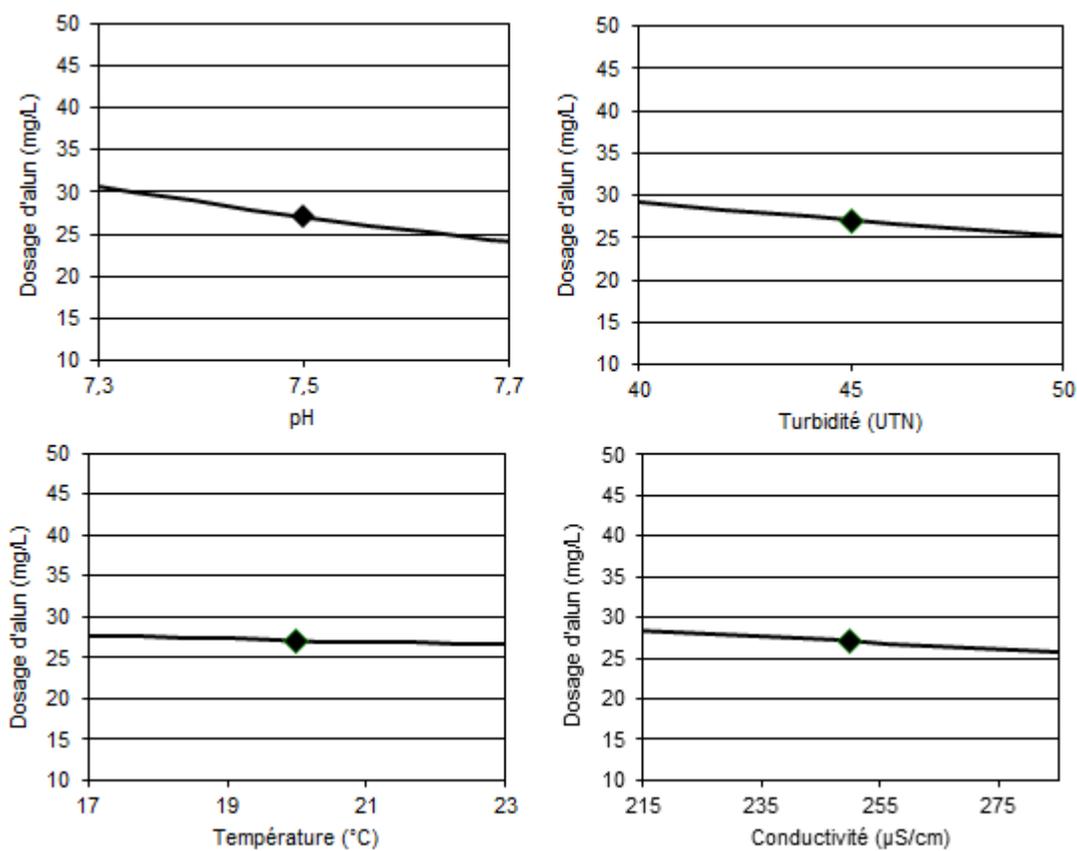


Figure 26 - Effets des variations des variables à l'eau brute sur le dosage d'alun prédit par le modèle 1

Le modèle 1 respecte la phénoménologie du procédé de coagulation puisque les variations illustrées à la figure 26 peuvent être expliquées physiquement et/ou chimiquement comme suit.

### *Turbidité*

Lorsque le mécanisme de coagulation est la précipitation et l'emprisonnement (mécanisme correspondant aux conditions d'opération normalement utilisées en usine comme mentionné à la section 4.2), une augmentation de la turbidité, c'est-à-dire de la concentration de l'eau en particules, conduit à une diminution du dosage d'alun nécessaire (en supposant qu'il n'y a pas de variation de la couleur associée à cette variation de turbidité). En effet, lorsque la turbidité de l'eau est forte, les particules responsables de cette dernière sont rapprochées les unes des autres et la quantité de flocculants d'hydroxyde d'aluminium nécessaire pour les capturer et les forcer à décanter est moindre. Un flocculant a beaucoup plus de chance de rencontrer une particule dans ces conditions que lorsque la turbidité est faible et que les particules sont plus dispersées (voir la section 2.2.2.1.).

### *Température*

Le dosage d'alun à appliquer augmente lorsque la température diminue à cause du ralentissement de la réaction d'hydrolyse du sulfate d'aluminium. En effet, la vitesse de cette réaction diminue proportionnellement à la diminution de la température de l'eau (voir la section 2.2.2.1.).

### *Conductivité*

Le dosage d'alun diminue lorsque la conductivité augmente puisque l'épaisseur de la double couche électrique à la surface des particules est réduite proportionnellement à l'augmentation de la force ionique de l'eau. Cela permet aux particules de s'approcher suffisamment pour que la force d'attraction de Van Der Waals relative à l'orientation des électrons des atomes surpasse celle de répulsion électrostatique associée aux charges négatives des particules. Lorsque cette situation se produit, les particules peuvent s'agglomérer et former des flocculants plus aisément décantables (Crittenden, 2005). Néanmoins, l'impact de ce phénomène

sur le dosage d'alun devrait cependant être faible puisqu'il faut une forte augmentation de la conductivité de l'eau pour déstabiliser les particules (Crittenden, 2005).

### *pH*

Selon l'analyse de sensibilité du modèle 1, plus le pH à l'eau brute augmente, plus le dosage d'alun à appliquer diminue. Cependant, pour une eau possédant une alcalinité constante, plus le pH à l'eau brute augmente et plus le dosage d'alun qu'il faudra appliquer pour atteindre un certain pH de coagulation est grand. Il semble donc que l'impact du pH soit masqué par celui d'un autre paramètre à l'eau brute qui n'est pas pris en compte comme variable d'entrée du modèle ou que la corrélation exprimée entre le pH et le dosage d'alun soit le reflet de la relation entre plusieurs variables et ce dernier paramètre. La température, l'alcalinité, le pH de l'eau brute et le dosage d'alun conditionnent le pH de coagulation. L'alcalinité n'étant pas une variable d'entrée du modèle 1, ce paramètre n'est pas maintenu constant lors de l'analyse de l'effet du pH sur le dosage d'alun à appliquer. Pour cette raison, le pH de coagulation atteint n'est pas systématiquement le même. Cela fausse donc l'analyse de l'effet du pH de l'eau brute.

Le tableau 13 présente l'impact des incertitudes sur les variables d'entrée caractérisant l'eau brute (conductivité, pH, température et turbidité) sur les performances de prédiction du modèle 1 pour la banque de 2007 à 2010. La valeur de l'incertitude maximale sur chaque variable d'entrée a été ajoutée puis enlevée successivement à l'ensemble des données de la banque relatives à celle-ci. Le modèle 1 a ensuite été validé sur chaque nouvelle base de données. Les incertitudes sur les mesures des variables d'entrée sont présentées à la section 3.2.2.1.

Les incertitudes sur les valeurs de pH sont celles qui engendrent les plus grandes variations de l'erreur relative moyenne (en valeur absolue) par rapport à la valeur de référence correspondant aux prédictions sur la banque de données réelles. La variation maximale n'est cependant que de 0,03%, ce qui est très peu. De même, les variations maximales observées pour le coefficient de corrélation et l'écart type (sur l'erreur absolue) sont de 0,02%. Les distributions des erreurs de prédiction sont toutes approximativement centrées à zéro. Ces résultats démontrent que les

incertitudes sur les entrées n'ont pas d'impact significatif sur les performances du modèle 1 pour la banque de données de 2007 à 2010.

Tableau 13- Impact des incertitudes sur les performances de prédiction du modèle 1 sur la banque de 2007-2010

Performances Prédictions			Moyenne	Moyenne	Écart type sur	Coefficient	
			erreur relative	erreur absolue	l'erreur absolue	de corrélation	
Données réelles			(%)	(mg/L)	(mg/L)	(%)	
			5.87	-0.000114	2.068	89.52	
Incertitudes sur	pH	+	0.01	5.85	-0.0546	2.069	89.51
		-		5.90	0.0544	2.069	89.51
	Turbidité	+	0.1 UTN	5.88	0.0311	2.068	89.51
		-		5.86	-0.0313	2.068	89.52
	Température	+	0.1 °C	5.87	0.0122	2.069	89.51
		-		5.86	-0.0087	2.068	89.51
	Conductivité	+	1%	5.87	-0.0175	2.069	89.50
		-		5.87	0.0173	2.069	89.50

### 4.3.3. Impact du remplacement de la sonde de pH à l'eau brute

Comme mentionné à la section 3.2.2.1, l'analyseur de pH TBX556 qui a servi à récolter l'ensemble des données utilisées pour développer le modèle 1 n'est pas conçu pour être employé lorsque la température de l'eau est inférieure à 10 °C et la conductivité à 500 µS/cm (ABB, 2011b). Puisque la conductivité du fleuve Saint-Laurent est toujours inférieure à 500 µS/cm et que sa température est inférieure à 10 °C des mois de novembre à avril (normalement), il est possible que l'ensemble des pH inclus dans la banque de développement aient différé des valeurs réelles. Advenant le fait que ces écarts soient importants, l'utilisation des mesures de pH réalisées avec la nouvelle sonde (AP303) comme paramètre d'entrée du modèle 1 sera problématique. En effet, le modèle neuronal réalise ses prédictions en se basant sur les connaissances acquises au cours de son développement. Si celles-ci sont erronées, ses prédictions le seront aussi.

Afin de quantifier l'écart entre les valeurs réelles de pH et celles rendues par la sonde TBX556, les résultats des vérifications des appareils pour les années 2009 et 2010 ont été analysés. À chaque lundi, les opérateurs mesurent certaines variables à l'aide d'appareils portatifs et

comparent les résultats avec les valeurs indiquées par les analyseurs en continu afin de vérifier que ces derniers fonctionnent correctement.

Ainsi, pour les années 2009 et 2010, 94 vérifications de la validité des valeurs rendues par la sonde TBX556 ont été réalisées. La figure 27 présente la distribution des écarts entre les pH mesurés avec la sonde et l'appareil portatif AP61.

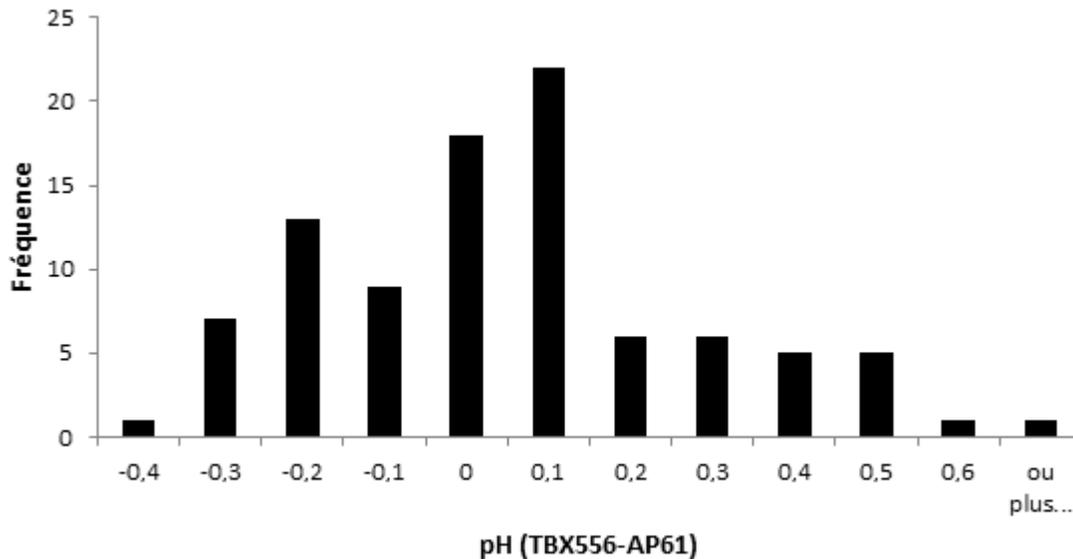


Figure 27 - Écarts entre les pH mesurés avec la sonde TBX556 et l'appareil portatif AP61

La moyenne des écarts de pH est de 0,1 et l'écart type de 0,244. Il n'est pas possible de relier les différences de pH les plus élevées aux valeurs de température et de conductivité qui sont hors de la gamme d'utilisation de la sonde TBX556. Afin d'évaluer l'impact sur les performances de prédiction du dosage d'alun d'un éventuel biais sur les pH utilisés pour faire le développement du modèle, la valeur de l'écart type (0,244) a été ajoutée puis retranchée successivement à l'ensemble des données de pH de l'année 2010. Le tableau 14 présente la comparaison des performances de prédiction du modèle 1 sur les banques de données modifiées et sur celle originale.

Tableau 14 - Performances de prédiction du modèle 1 sur la banque de 2010 avec et sans modifications des données de pH

Modification sur les données de pH	Moyenne  erreur relative  (%)	Moyenne erreur absolue (mg/L)	Écart type sur l'erreur absolue (mg/L)	Coefficient de corrélation (%)
Aucune	5,8	-0,0032	2,09	93,6
+ 0,244	7,8	-1,05	2,55	90,2
- 0,244	8,8	1,16	2,44	91,2

La figure 28 présente la distribution des erreurs de prédiction du modèle 1 pour l'année 2010 avec et sans modifications des données de pH.

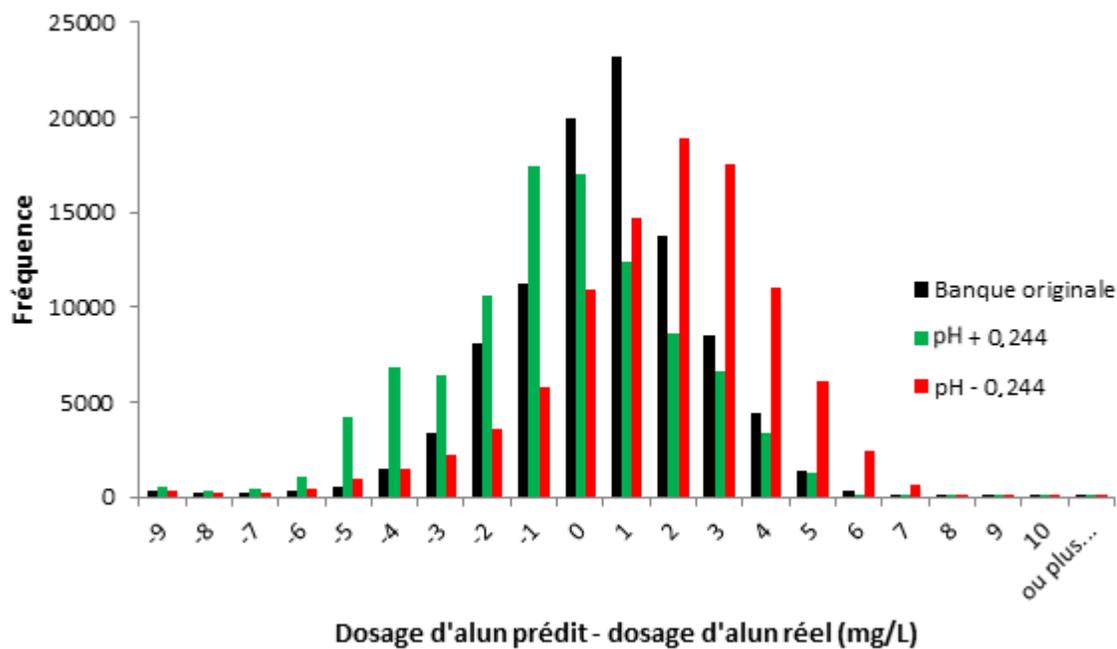


Figure 28 – Distribution des erreurs de prédiction du modèle 1 pour l'année 2010 sur la banque originale et celles modifiées

Les comparaisons de ces performances donnent une idée de l'ampleur de la détérioration qui pourrait survenir si un biais comparable était observé entre les valeurs réelles de pH et celles mesurées avec la sonde TBX556. Lors de l'ajout du biais (positif ou négatif), les erreurs relatives moyennes (en valeur absolue) augmentent et les coefficients de corrélation diminuent. De plus, les distributions des erreurs de prédiction sont plus étendues et décalées d'environ 1 unité par rapport à zéro. Cela laisse à supposer que le modèle surestimera ou sous-estimera systématiquement le dosage d'alun à appliquer d'approximativement 1 mg/L.

Pour quantifier de manière plus précise l'écart entre les valeurs réelles de pH et celles mesurées avec la sonde TBX556, un suivi de ce paramètre pourrait être réalisé durant un certain temps avec les deux types d'analyseurs installés en parallèle à l'eau brute (en supposant que l'AP303 rend les bonnes valeurs de pH). Ainsi, ces mesures pourraient être comparées directement. La décision d'utiliser le modèle 1 tel quel, de le corriger ou de développer un tout nouveau modèle de prédiction du dosage d'alun peut être prise à partir du diagramme présenté à la figure 29.

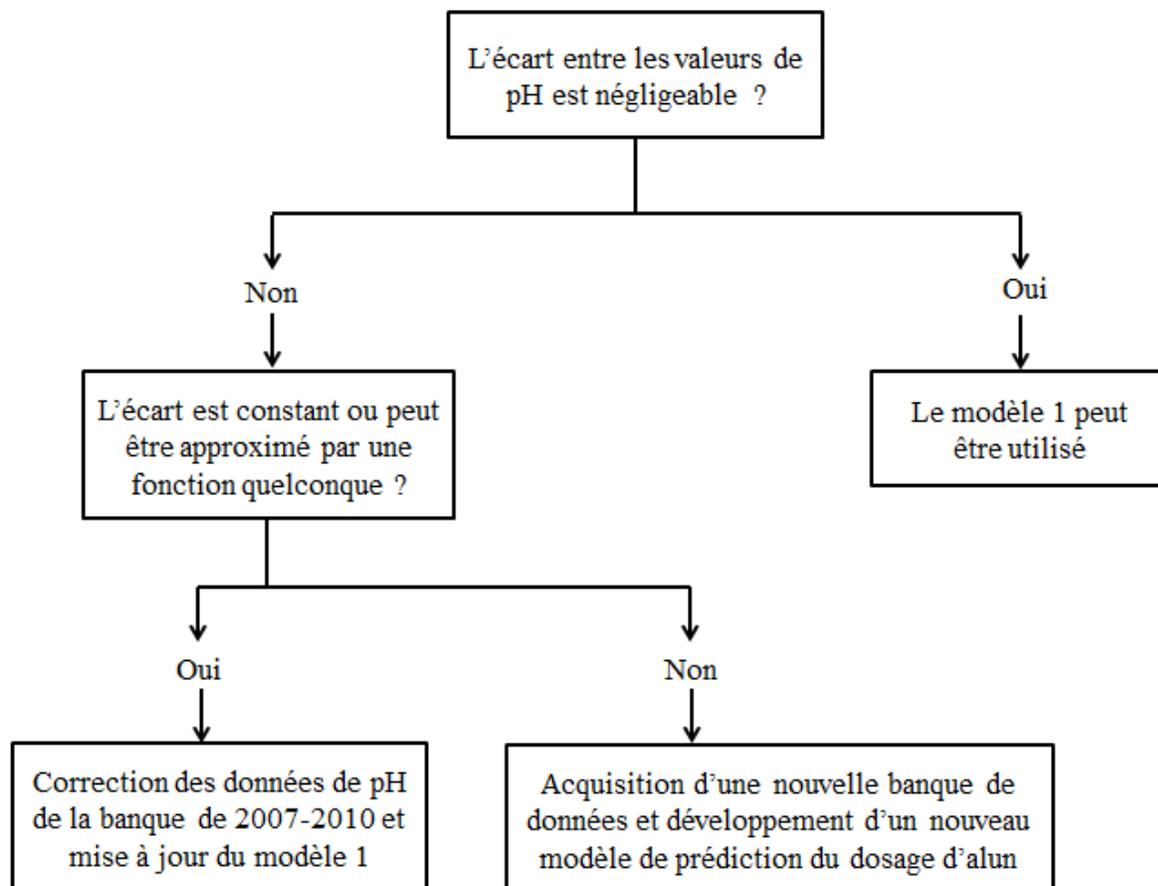


Figure 29 - Arbre décisionnel relatif au choix du modèle de prédiction du dosage d'alun à implanter

## 4.4. Modèle 2 : prédiction indirecte du COD à l'eau décantée

### 4.4.1. Performances du modèle 2

Le modèle de prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée (modèle 2) choisi comporte 4 nœuds cachés pour un total de 25 poids (les paramètres de ce modèle sont présentés à l'annexe 2). Pour le développement de ce dernier, le nombre maximal d'itérations a été fixé à 150. Les performances du modèle 2 sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation sont présentées dans le tableau 15.

Tableau 15 -Performances du modèle 2 sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation

Fichier	Moyenne  erreur relative  (%)	Moyenne erreur absolue (mg/L)	Écart type sur l'erreur absolue (mg/L)	Coefficient de corrélation (%)
<i>Apprentissage</i>	9,7	-0,0035	0,29	92,6
<i>Généralisation</i>	10,3	-0,039	0,35	85,4

La figure 30 présente les prédictions effectuées sur la base de données complète (apprentissage + généralisation) de 1 an, des mois d'août 2010 à août 2011.

Sur cette banque de données, la valeur absolue de l'erreur moyenne relative des prédictions du modèle par rapport aux valeurs réelles est de 9,6 % et le coefficient de corrélation de 89,7 %. Le premier pic des concentrations en COD correspond à la période du 28 septembre au 28 octobre 2010 au cours de laquelle il y avait eu de fortes pluies. La seconde période d'augmentation de la concentration en COD à l'eau brute est reliée à la fonte des neiges du printemps 2011. La présentation en parallèle des concentrations en COD aux eaux brute et décantée permet d'apprécier l'ordre de grandeur de l'enlèvement de cette fraction de matière organique par les étapes de coagulation, floculation et décantation. La figure 31 présente la distribution des erreurs absolues de prédiction du modèle 2 sur la base de données complète (différence entre les valeurs prédites et expérimentales des concentrations en COD à l'eau décantée).

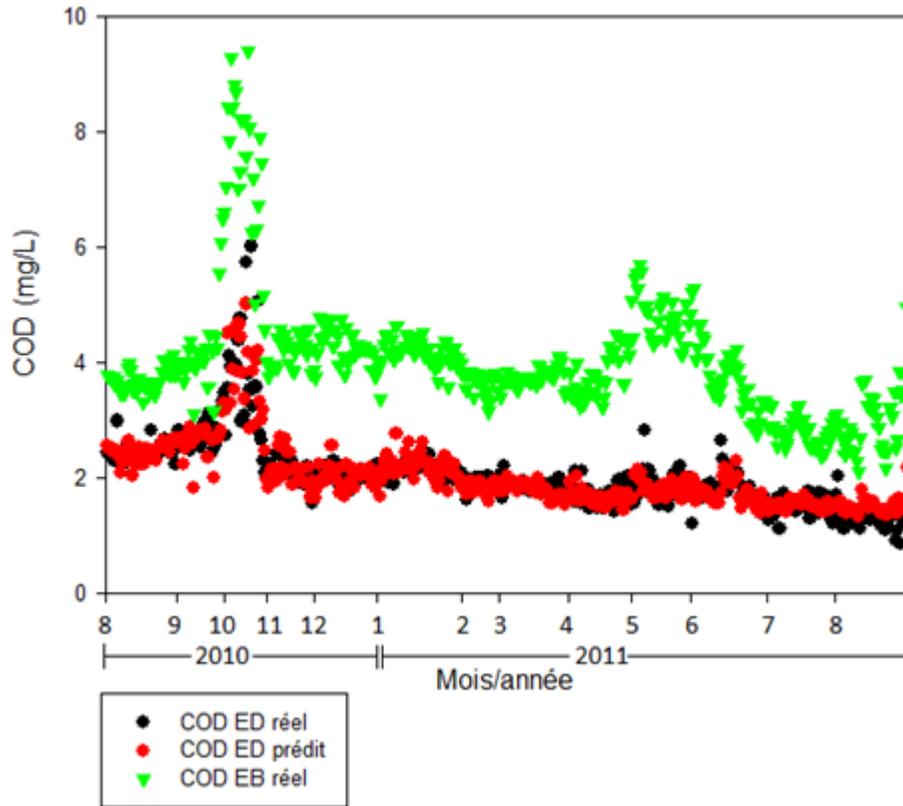


Figure 30 - Prédiction du modèle 2 sur la base de données totale

L'erreur de prédiction moyenne du modèle est de 0,0081 mg/L et l'écart type de 0,27 mg/L. 94,6% des erreurs se situent à l'intérieur de l'intervalle de  $\pm 0,5$  mg/L et 18,3% dans celui de  $\pm 0,1$  mg/L.

#### 4.4.2. Comparaison des performances du modèle 2 avec celles des modèles empiriques d'Edwards et de l'USEPA

Comme mentionné à la section 2.4.2.2., les modèles empiriques d'Edwards (1997) et de l'USEPA (1992) permettent de faire la prédiction de la concentration en carbone organique après coagulation. Les paramètres de ces équations ont été ajustés à partir de la base de données complète ayant servi au développement du modèle neuronal 2 (incluant la période de variation dupliquée). Ceux-ci sont présentés dans le tableau 16, en parallèle avec les valeurs originales des paramètres des modèles d'Edwards et de l'USEPA. Normalement, le modèle de l'USEPA permet de prédire la concentration en COT résiduel. Cependant, sachant que 80-90% du COT présent

dans l'eau est sous forme dissoute, cette équation a été employée pour le calcul de la concentration en COD (Crittenden et al., 2005).

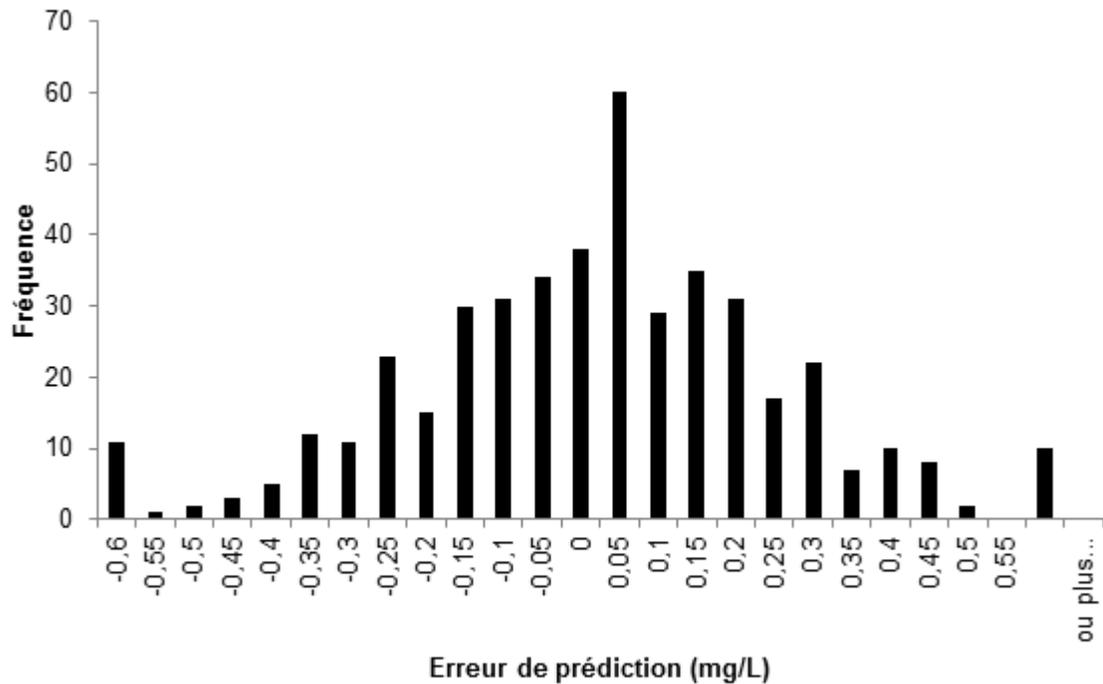


Figure 31 - Distribution des erreurs de prédiction du modèle 2 sur la base de données totale

Tableau 16 - Valeurs des paramètres ajustés des modèles d'Edwards et de USEPA

Modèle	Paramètre	Valeur originale	Valeur après ajustement
Edwards	K1	-0,075	-0,038
	K2	0,56	0,357
	x1	284	260,694
	x2	-74,2	-40,453
	x3	4,91	1,134
	b	0,147	0,092
USEPA	a	-0,164	0
	b	1,159	1,430
	c	0,446	0,582
	d	0,0698	0,124
	e	0,0566	0,055

Les valeurs ajustées des modèles sont du même ordre de grandeur que celles originales. Le choix du meilleur modèle a nécessité la comparaison de ceux-ci sur la base des performances de prédiction sur la banque de données totale, de celles sur la période de variation du 28 septembre au 28 octobre 2010 et de l'analyse de sensibilité des modèles.

#### 4.4.2.1. Comparaison des performances de prédiction sur la base de données totale

Le tableau 17 présente les performances comparées des modèles d'Edward, de l'USEPA et du modèle neuronal 2 pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la base de données totale.

Tableau 17- Performances du modèle 2 et de ceux d'Edwards et de l'USEPA pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la base de données totale

<b>Modèle</b>	<b>Moyenne  erreur relative  (%)</b>	<b>Moyenne erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Écart type de l'erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Coefficient de corrélacion (%)</b>
Neuronal 2	9,6	0,0081	0,27	89,7
Edwards	9,6	0,022	0,34	78,4
USEPA	10,5	0,0010	0,35	81,9

Les trois modèles possèdent des erreurs moyennes absolues d'approximativement zéro. Bien que le modèle d'Edwards présente une erreur moyenne relative (en valeur absolue) semblable à celle du modèle 2, ce dernier est le meilleur puisqu'il possède le coefficient de corrélation le plus élevé et l'écart type absolu le plus faible, ce qui indique que les prédictions rendues sont plus justes et que la distribution des erreurs est davantage condensée autour de la moyenne. Sur ces bases, le modèle 2 semble être le meilleur pour prédire la concentration en COD à l'eau décantée et donc l'enlèvement du COD par les étapes de coagulation, floculation et décantation. Cependant, il convient de prendre en compte le fait que ce dernier comporte beaucoup plus de paramètres ajustables comparativement au modèle d'Edward et à celui de l'USEPA. Comme mentionné à la

section 2.3., un problème de surapprentissage peut survenir lorsqu'un modèle comporte un très grand nombre de paramètres. Dans cette situation, ce dernier s'ajuste très bien aux données ayant servi à déterminer les valeurs de ses paramètres mais a une capacité d'interpolation limitée, c'est-à-dire qu'il ne peut pas effectuer de bonnes prédictions. Puisque les performances de prédiction du modèle 2 sur le fichier de généralisation ne sont pas beaucoup plus mauvaises que celles sur le fichier d'apprentissage, il est possible de conclure qu'il n'y a pas de problème de surapprentissage. L'observation des valeurs des poids du modèle ainsi que des variations de la somme des carrés des erreurs en fonction du nombre d'itérations effectuées permettent également de conclure en ce sens. En effet, seulement 1 poids sur 25 a une valeur supérieure à 10 (10,38) ce qui indique que le nombre d'itérations effectuées (150) n'a pas dépassé la limite à partir de laquelle le phénomène de surapprentissage survient. La figure 32 présentant la somme des carrés des erreurs en fonction du nombre d'itérations effectuées pour le développement du modèle 2 appuie cette affirmation.

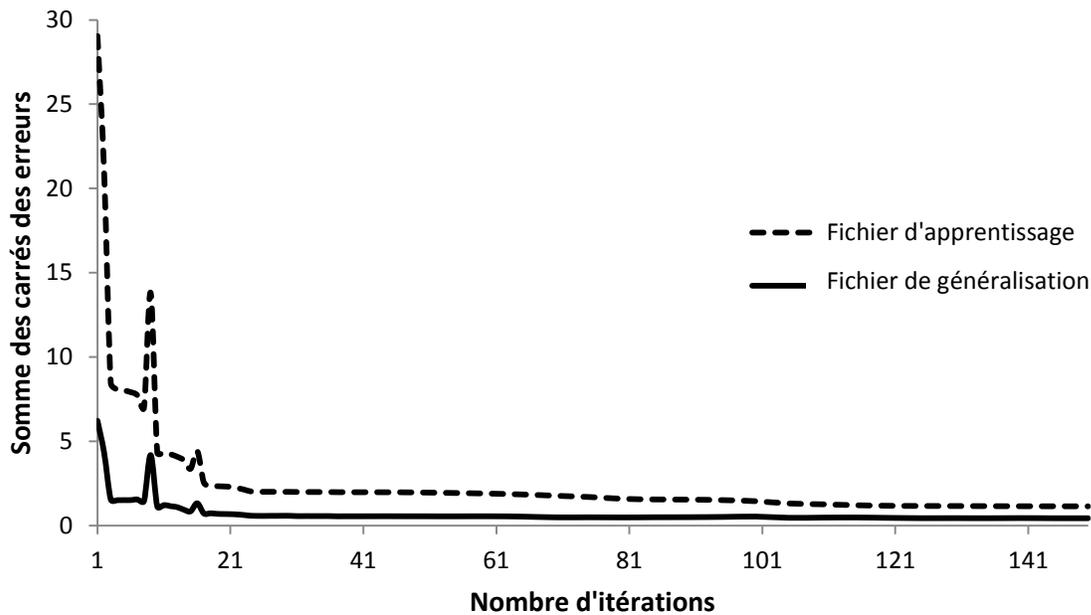


Figure 32 - Variation de la somme des carrés des erreurs de prédiction du modèle 2 en fonction du nombre d'itérations

#### 4.4.2.2. Comparaison des performances de prédiction sur la période de variation du 28 septembre au 28 octobre 2010

Puisque la banque de données complète comprend uniquement une brève période de forte variation, soit celle du 28 septembre au 28 octobre 2010, les modèles développés apprennent beaucoup mieux les périodes de stabilité que celles de variation. Le tableau 18 présente les performances des trois modèles sur les séries 63 à 87 de la banque.

Tableau 18 -Performances du modèle 2 et de ceux d'Edwards et de l'USEPA pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la période de variation

<b>Modèle</b>	<b>Moyenne  erreur relative  (%)</b>	<b>Moyenne erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Écart type de l'erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Coefficient de corrélacion (%)</b>
Neuronal 2	13,2	-0,055	0,63	69,6
Edwards	15,7	-0,069	1,16	-30,1
USEPA	22,1	-0,16	1,13	-44,0

Par l'observation de ces résultats, il est possible de constater que le modèle neuronal 2 est le plus performant pour prédire la concentration en COD à l'eau décantée durant cette période. En effet, la moyenne de l'erreur relative (en valeur absolue) de ce dernier ainsi que son écart type absolu sont largement inférieurs à ceux des autres modèles ce qui indique que les prédictions rendues sont plus justes et que la distribution des erreurs est davantage condensée autour de la moyenne (approximativement zéro). De plus, le coefficient de corrélation du modèle 2 est le plus élevé ce qui indique une meilleure correspondance entre l'enlèvement prédit et celui réel. Les coefficients de corrélation négatifs des modèles d'Edwards et de l'USEPA démontrent que ces derniers ne sont pas du tout adaptés pour réaliser des prédictions durant cette période de variation.

#### 4.4.2.3. Analyse de sensibilité des modèles

L'analyse de la phénoménologie du modèle neuronal 2 et de ceux d'Edwards et de l'USEPA s'effectue aux alentours immédiats du point de consigne fixé ( $\pm 10\%$  de l'échelle de variation acceptable totale). Ce dernier est présenté au tableau 19 et correspond aux conditions du 23 février 2011. Le barycentre des gammes de variation acceptables des variables d'entrée du modèle 2 n'a pas été utilisé comme point de consigne pour effectuer l'analyse de sensibilité puisqu'il ne correspond pas à un véritable point d'opération (un de ceux employés pour faire le développement du modèle).

Tableau 19 - Point de consigne pour l'analyse de sensibilité du modèle 2 et de ceux d'Edwards et de l'USEPA

<b>Variable</b>	Absorbance UV 254 nm à l'eau brute ( $\text{cm}^{-1}$ )	COD à l'eau brute (mg/L)	Dosage d'alun (mg/L)	pH de coagulation
<b>Valeur</b>	0,12	3,53	25,92	7,10

Il est à noter que le modèle de l'USEPA ne tient pas compte de l'absorbance UV pour le calcul de la concentration en COD à l'eau décantée. De plus, celui d'Edwards utilise le SUVA comme paramètre d'entrée au lieu de l'absorbance UV et le dosage d'alun est exprimé en mmol/L. Les effets des variations des variables d'entrée sur la concentration en COD prédite par les trois modèles sont illustrés aux figures 33, 34 et 35.

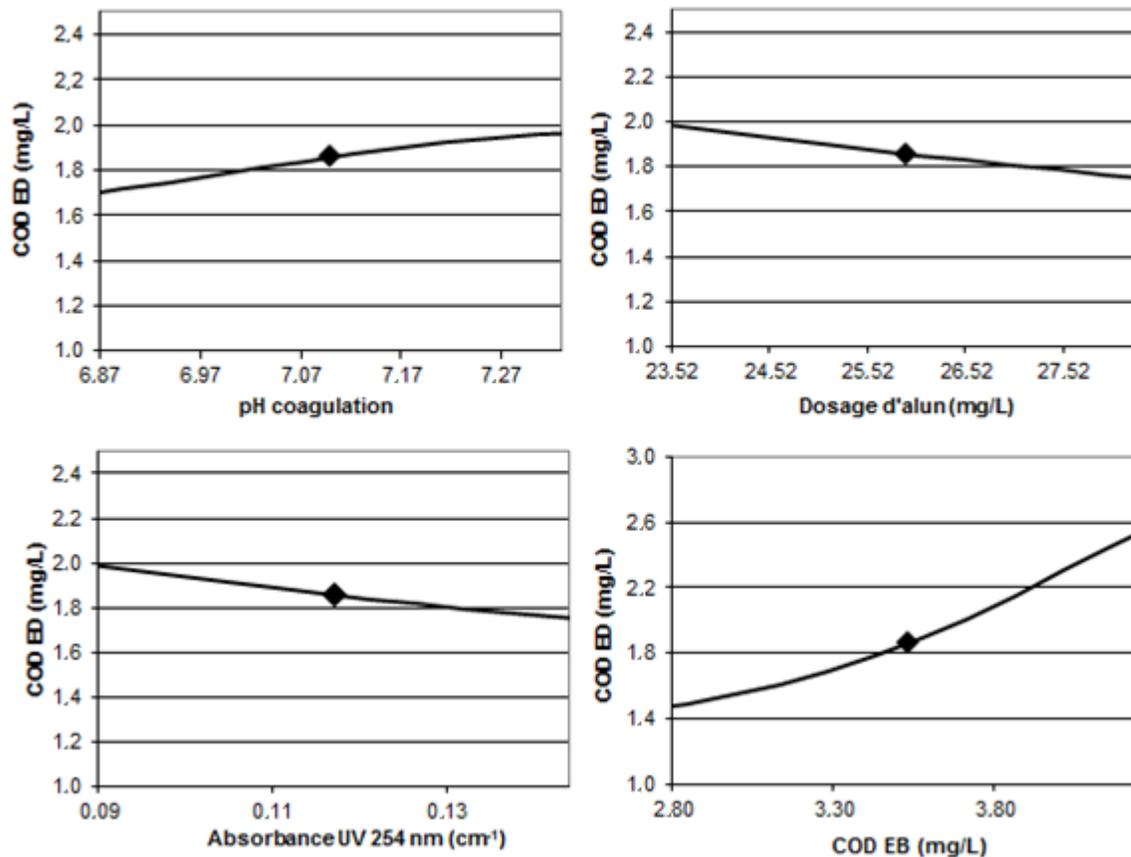


Figure 33 - Effets des variations des variables d'entrée du modèle 2 sur la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée

Théoriquement, les effets des variations des variables d'entrée des modèles sur la prédiction du COD à l'eau décantée devraient être ceux décrits ci-dessous.

*Absorbance UV (254 nm) à l'eau brute et SUVA*

L'absorbance UV à la longueur d'onde de 254 nm permet de quantifier la part de la matière organique présente dans l'eau qui peut être enlevée par le procédé de coagulation. Plus la valeur de ce paramètre est élevée, plus la proportion de matière organique enlevée devrait être grande. Par conséquent, l'abattement du COD devrait être d'autant plus fort que l'absorbance UV est élevée. Le SUVA étant directement corrélé avec l'absorbance UV suivant la relation

présentée à la section 2.1.4., une augmentation de ce dernier devrait résulter également en une augmentation de l'abattement du COD (diminution de la concentration en COD à l'eau décantée);

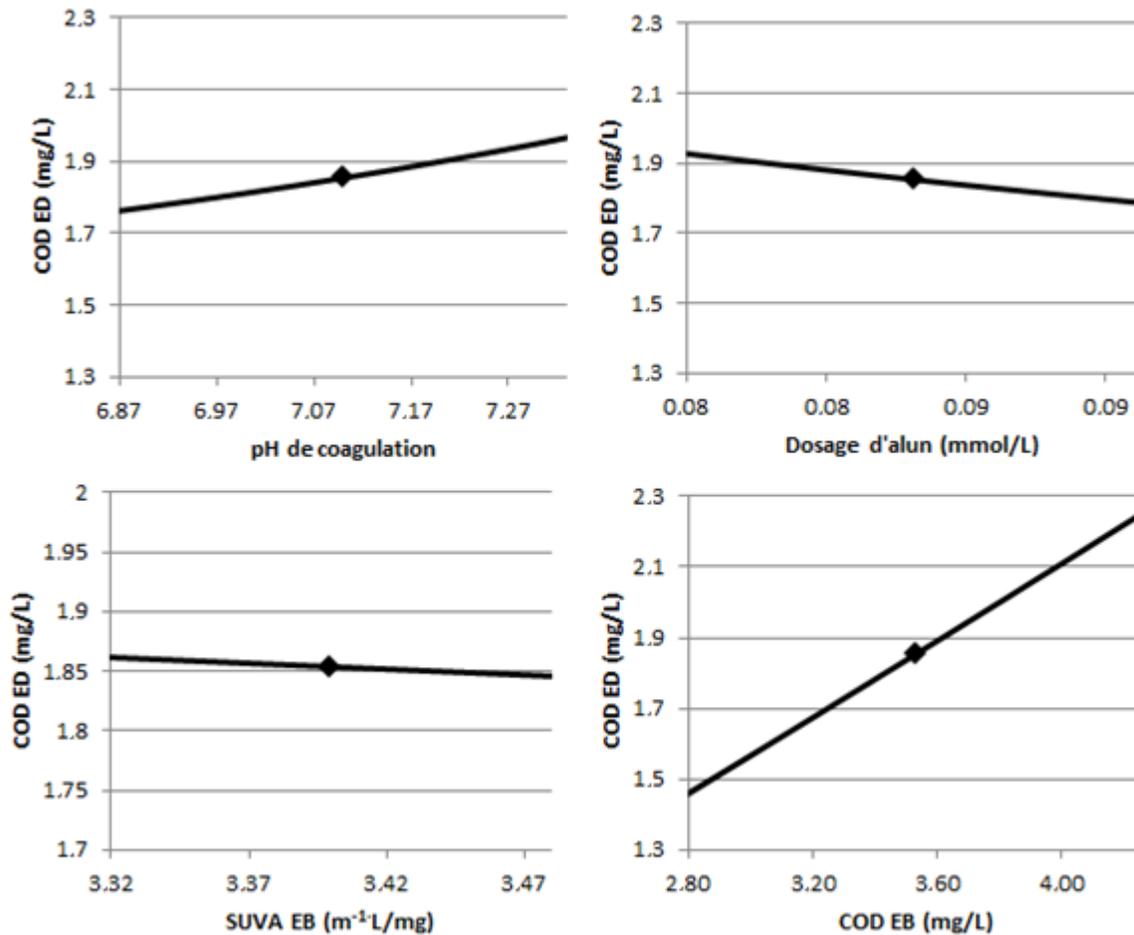


Figure 34 -Effets des variations des variables d'entrée du modèle d'Edwards sur la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée

#### *COD à l'eau brute*

Lorsque le COD à l'eau brute augmente, le SUVA diminue puisque l'absorbance UV est considérée constante dans la présente analyse. Cela réduit l'abattement du COD. Cependant, pour un taux d'enlèvement constant, lorsque le COD à l'eau brute augmente, celui à l'eau décantée augmente également;

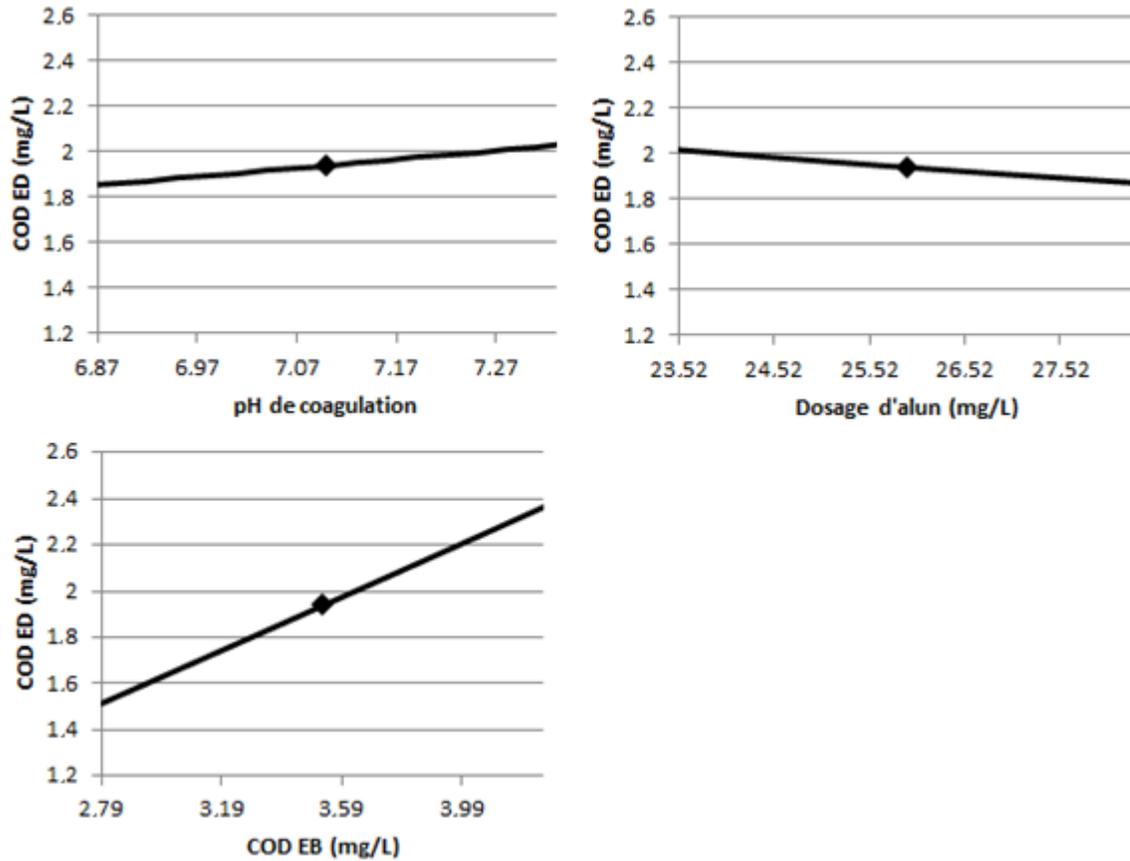


Figure 35 - Effets des variations des variables d'entrée du modèle de l'USEPA sur la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée

#### *Dosage d'alun*

Tel que mentionné à la section 2.2.2.2., la quantité de matière organique enlevée est proportionnelle à celle de coagulant ajoutée. Par conséquent, pour une même concentration en COD à l'eau brute, une augmentation du dosage d'alun devrait engendrer une diminution de la concentration en COD à l'eau décantée;

#### *pH de coagulation*

Lorsque le pH diminue, la charge négative de la MON, plus particulièrement des substances humiques, augmente ce qui favorise les interactions avec les hydroxydes d'aluminium

positivement chargés (voir la section 2.2.2.2.). Par conséquent, une diminution du pH de coagulation devrait engendrer un enlèvement supérieur de la matière organique et donc une concentration en COD à l'eau décantée plus faible.

Aux alentours du point de consigne fixé, les effets des variables d'entrée des trois modèles sur la concentration en COD à l'eau décantée sont similaires et conformes à ce qui devrait normalement être observé et qui est décrit ci-dessus. Cependant, il importe de mentionner que la phénoménologie du modèle 2 peut varier dépendamment du point autour duquel est réalisée cette analyse.

#### **4.4.2.4. Choix du modèle de prédiction de l'enlèvement du COD**

Puisque les trois modèles respectent la phénoménologie du procédé de coagulation, ceux-ci ne peuvent être départagés sur cette base. Étant donné que le modèle de l'USEPA ne tient pas compte de l'absorbance UV (254 nm) à l'eau brute et donc de la part de la matière organique coagulable, il est un peu surprenant que les performances de ce dernier pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la base de données totale soient semblables à celles des deux autres modèles. Cela laisse à supposer que la fraction coagulable de la matière organique est toujours la même ce qui n'est pas réellement le cas comme le démontre la figure 17 présentant la variation du SUVA à l'eau brute sur la base de données totale.

Cependant, pour la majeure partie de la banque, le SUVA ne varie pas beaucoup. Le modèle de l'USEPA s'ajuste relativement bien à ces périodes de stabilité (voir le tableau 17) et c'est pour cette raison qu'il rend des performances de prédiction comparables à celle des deux autres modèles (sur la base de données totale).

Le modèle neuronal 2 est, de loin, le plus performant pour prédire la concentration en COD à l'eau décantée, autant sur la banque de données totale que sur la période de variation. Advenant qu'une implantation en usine soit envisagée, ce dernier serait donc à privilégier. L'utilisation de cet outil requiert qu'un suivi de la concentration en COD à l'eau brute soit réalisé. Actuellement,

l'UTE de Sainte-Foy ne dispose d'aucun appareil permettant de mesurer ce paramètre. L'implantation en usine du modèle 2 nécessiterait donc que des investissements supplémentaires soient faits afin d'acquérir ce type d'instrument. Cependant, un appareil de mesure en continu de l'absorbance UV à la longueur d'onde de 254 nm est disponible à cette installation. C'est pourquoi, un objectif supplémentaire s'est ajouté en cours de projet afin de développer un troisième modèle neuronal permettant de faire le lien entre le COD et l'absorbance UV (254 nm).

## 4.5. Modèle 3 : Capteur virtuel de COD

### 4.5.1. Performances du modèle 3

Tel que mentionné à la section 3.3.4., le troisième modèle neuronal développé permet de prédire les concentrations en COD aux eaux brute et décantée par le suivi de l'absorbance UV (254 nm), du pH, de la température et de la turbidité. Le modèle choisi comporte 8 nœuds cachés pour un total de 49 poids (les paramètres de ce modèle sont présentés à l'annexe 2). Pour le développement de ce dernier, le nombre maximal d'itérations a été fixé à 200. Les performances de ce modèle sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation sont présentées dans le tableau 20.

Tableau 20 - Performances du modèle 3 sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation

Fichier	Moyenne  erreur relative   (%)	Moyenne erreur absolue (mg/L)	Écart type sur l'erreur absolue (mg/L)	Coefficient de corrélacion (%)
<i>Apprentissage</i>	14,4	0,0017	0,54	90,4
<i>Généralisation</i>	10,8	-0,035	0,47	92,6

Les prédictions du modèle 3 sur la base de données complète (apprentissage + généralisation) de 1 an, des mois août 2010 à août 2011, sont présentées à la figure 36.

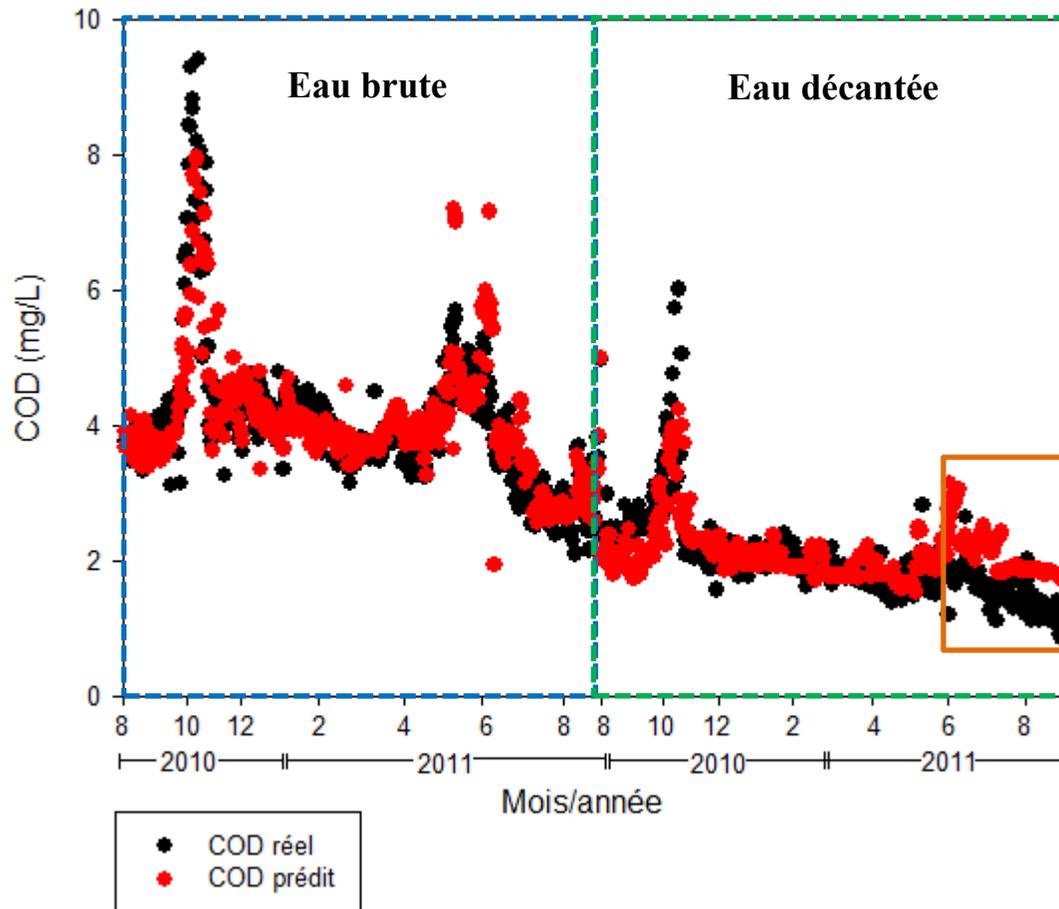


Figure 36 - Prédiction du modèle 3 sur la base de données totale

Sur cette banque de données, la valeur absolue de l'erreur relative moyenne des prédictions du modèle par rapport aux valeurs réelles est de 13,2 % et le coefficient de corrélation de 91,9 %. Le modèle surestime la concentration en COD à l'eau décantée pour les mois de juin, juillet et août 2011 (encadré orange). La figure 37 présente les variations des variables d'entrée du modèle sur la base de données complète relative à l'eau décantée. Les points en rouge correspondent aux mois de juin, juillet et août 2011. Il est possible d'observer que l'amplitude de variation de la turbidité à l'eau décantée pour cette période est beaucoup plus grande que pour le reste de la banque. Il est possible que cela soit dû à un dysfonctionnement de l'appareil de mesure de cette variable. Cela pourrait potentiellement expliquer les mauvaises prédictions rendues sur cette période.

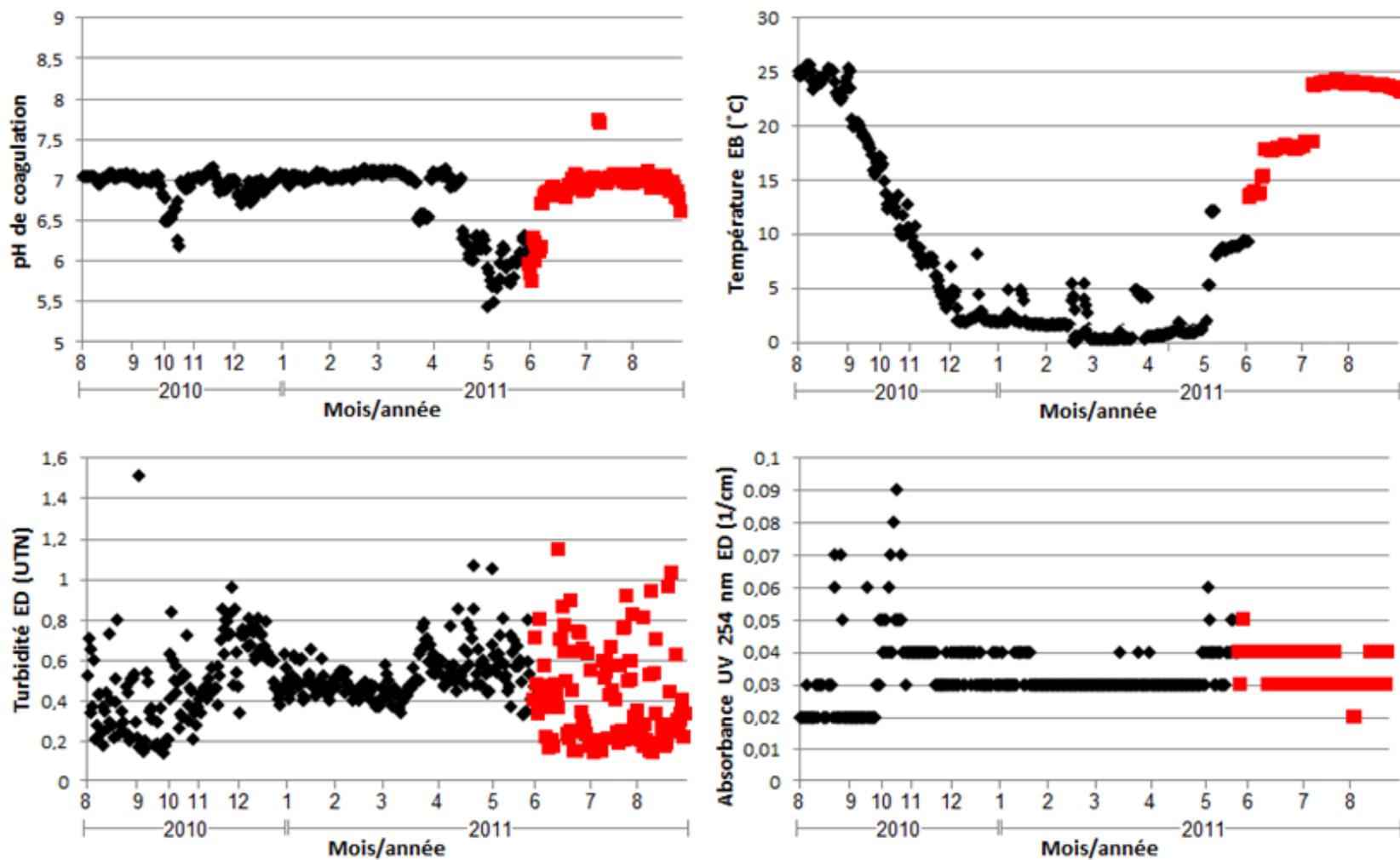


Figure 37 - Variation des variables d'entrées du modèle 3 sur la base de données complète relative à l'eau décantée

La figure 38 présente la distribution des erreurs absolues de prédiction du modèle 3 sur la base de données complète (différence entre les concentrations en COD prédites et expérimentales).

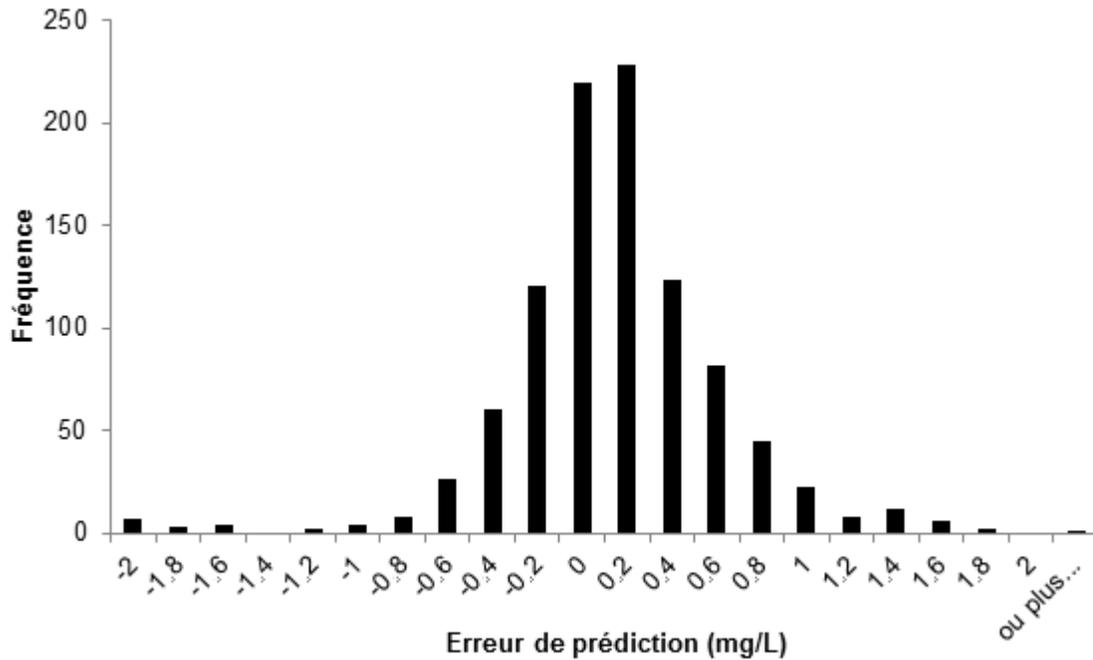


Figure 38 - Distribution des erreurs de prédiction du modèle 3 sur la base de données totale

Les erreurs de prédiction sont normalement distribuées autour de la moyenne qui est d'approximativement zéro (0,038 mg/L) et l'écart type est de 0,51 mg/L. 78,3% des erreurs se situent à l'intérieur de l'intervalle de  $\pm 0,5$  mg/L et 22,7% dans celui de  $\pm 0,1$  mg/L.

L'analyse de sensibilité n'a pas été réalisée pour ce modèle puisque les impacts des variations des variables d'entrée sur les prédictions en COD aux eaux brute et décantée sont difficiles à expliquer physiquement et/ou chimiquement. Comme mentionné à la section 2.1.4., de nombreux facteurs influencent les mécanismes de formation et de dégradation de la MON. L'activité biologique terrestre et aquatique entraîne la production de matière organique et les procédés de biodégradation, de précipitation, de photolyse, d'hydrolyse et d'adsorption affectent la concentration et la nature de cette dernière dans l'eau. Un même paramètre caractérisant l'eau brute peut influencer simultanément plusieurs de ces processus et ces impacts peuvent être confondus entre eux et avec ceux d'autres facteurs ce qui en complique l'analyse. Des recherches

approfondies sur les phénomènes de formation et de dégradation de la MON devraient être réalisées afin de pouvoir mettre en relation les variables d'entrée du modèle 3 avec la prédiction de la concentration en COD à l'eau brute. De même, les liens entre les variables caractérisant l'eau décantée et la concentration en COD peuvent difficilement être expliqués puisque les valeurs des entrées et de la sortie dépendent de l'enlèvement réalisé et donc du dosage de coagulant appliqué, ce dernier n'étant pas inclus comme variable d'entrée du modèle.

## 4.6. Modèle 4 : prédiction directe du COD à l'eau décantée

### 4.6.1. Performances du modèle 4

Tel que mentionné à la section 3.3.5., le quatrième modèle neuronal développé permet de prédire la concentration en COD à l'eau décantée par le suivi de l'absorbance UV (254 nm), du pH, de la température et de la turbidité à l'eau brute, du pH de coagulation et du dosage d'alun. Le modèle choisi comporte 3 nœuds cachés pour un total de 25 poids (les paramètres de ce modèle sont présentés à l'annexe 2). Pour le développement de ce dernier, le nombre maximal d'itérations a été fixé à 250. Les performances de ce modèle sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation sont présentées dans le tableau 21.

Tableau 21 - Performances du modèle 4 sur les fichiers d'apprentissage et de généralisation

<b>Fichier</b>	<b>Moyenne  erreur relative   (%)</b>	<b>Moyenne erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Écart type sur l'erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Coefficient de corrélation (%)</b>
<i>Apprentissage</i>	10,3	0,0022	0,35	83,0
<i>Généralisation</i>	12,1	0,050	0,34	80,9

Les prédictions du modèle 4 sur la base de données complète (apprentissage + généralisation) de 1 an, des mois août 2010 à août 2011, sont présentées à la figure 39.

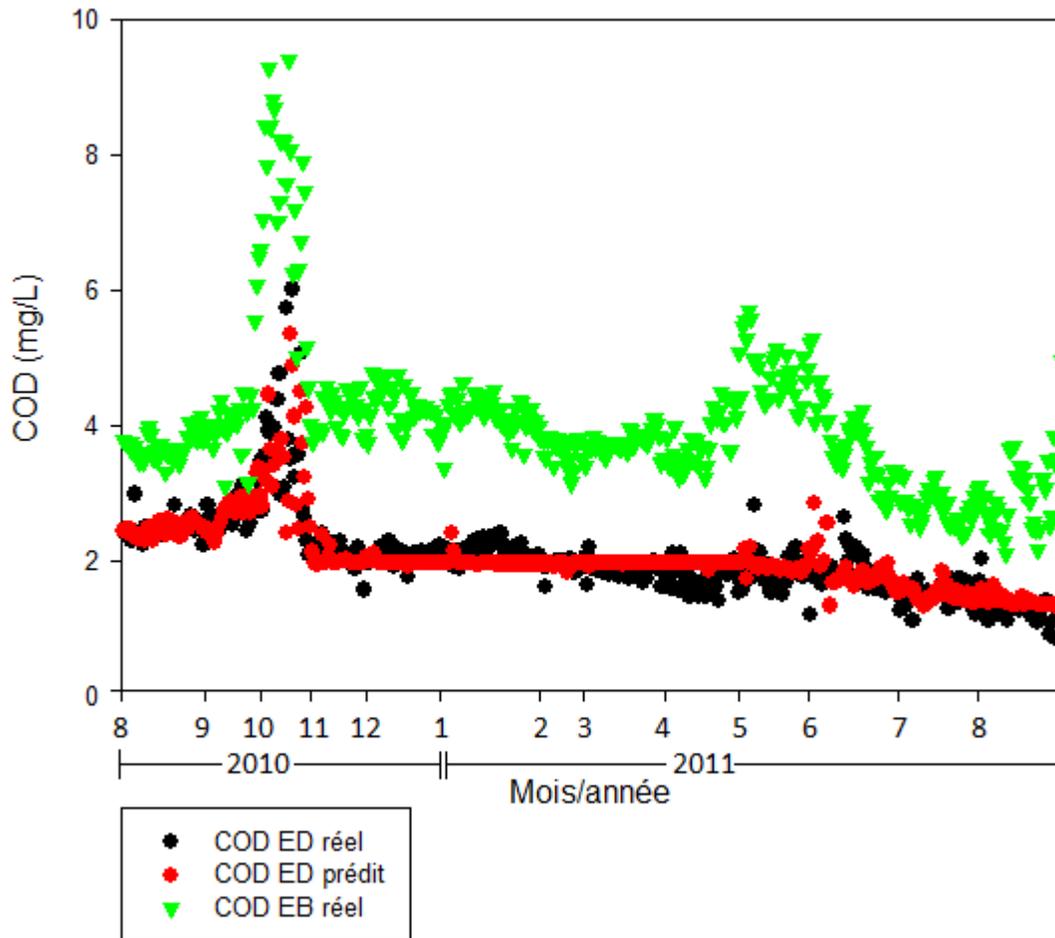


Figure 39 - Prédiction du modèle 4 sur la base de données totale

Sur cette banque de données, la valeur absolue de l'erreur relative moyenne des prédictions du modèle 4 par rapport aux valeurs réelles est de 10,7 % et le coefficient de corrélation de 82,3 %. La figure 40 présente la distribution des erreurs absolues de prédiction du modèle 4 sur la base de données complète (différence entre les valeurs prédites et expérimentales des concentrations en COD à l'eau décantée).

Les erreurs de prédiction sont normalement distribuées autour de la moyenne qui est d'approximativement zéro (0,012 mg/L) et l'écart type est de 0,35 mg/L. De plus, 93,3% des erreurs se situent à l'intérieur de l'intervalle de  $\pm 0,5$  mg/L et 37,1% dans celui de  $\pm 0,1$  mg/L.

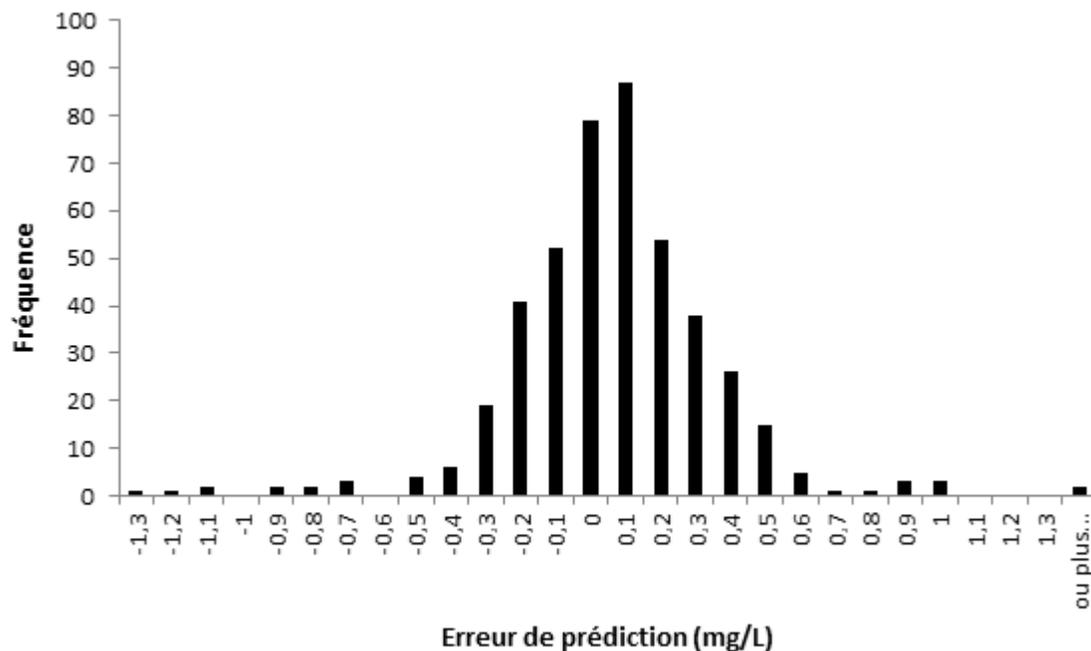


Figure 40 - Distribution des erreurs de prédiction du modèle 4 sur la base de données totale

#### 4.6.2. Analyse de sensibilité du modèle 4

L'analyse de la phénoménologie du modèle neuronal 4 s'effectue aux alentours immédiats du point de consigne fixé ( $\pm 10\%$  de l'échelle de variation acceptable totale). Ce dernier est présenté au tableau 22 et correspond aux conditions du 7 novembre 2011. Tout comme pour le modèle 2, le barycentre des gammes de variation acceptables des variables d'entrée du modèle 4 n'a pas été utilisé comme point de consigne pour effectuer l'analyse de sensibilité puisqu'il ne correspond pas à un véritable point d'opération (un de ceux employés pour faire le développement du modèle).

Les effets des variations des variables d'entrée sur la concentration en COD à l'eau décantée prédite par le modèle 4 sont présentés à la figure 41. Les effets des variations de l'absorbance UV (254 nm) à l'eau brute, de la dose d'alun et du pH de coagulation sur les prédictions de la concentration en COD à l'eau décantée sont conformes à ce qui devrait normalement être observé (voir la section 4.3.2.3). Ceux du pH, de la turbidité et de la température à l'eau brute sont plus

difficiles à expliquer puisqu'ils servent à quantifier indirectement le COD à l'eau brute (comme pour le modèle 3). La température peut cependant affecter les vitesses des réactions d'hydrolyse du sulfate d'aluminium. Comme mentionné à la section 2.2.2.1, ces réactions sont ralenties en eau froide. Dans ces conditions, une moins grande quantité de floes peut être formée (pour un même temps de contact) ce qui entraînera un enlèvement inférieur du COD et donc une concentration à l'eau décantée plus élevée.

Tableau 22 - Point de consigne pour l'analyse de sensibilité du modèle 4

<b>Variable</b>	Absorbance UV 254 nm à l'eau brute (cm <sup>-1</sup> )	Dosage d'alun (mg/L)	pH de coagulation	pH à l'eau brute	Température à l'eau brute (°C)	Turbidité à l'eau brute (UTN)
<b>Valeur</b>	0,10	23,91	7,86	7,00	18,40	9,80

La concentration en COD à l'eau décantée peut être prédite à l'aide des outils 4 et 2. Cependant, ce dernier requiert la connaissance du COD à l'eau brute, qui peut être calculé avec le modèle 3. L'annexe 5 présente une comparaison des performances du modèle 4 avec celles des modèles 2 et 3 combinés pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée. En résumé, les erreurs faites par le modèle 3 se répercutent sur les prédictions du 2 et peuvent être amplifiées. En l'absence de mesure du COD à l'eau brute, il est donc préférable d'utiliser directement le modèle 4 pour prédire le COD à l'eau décantée.

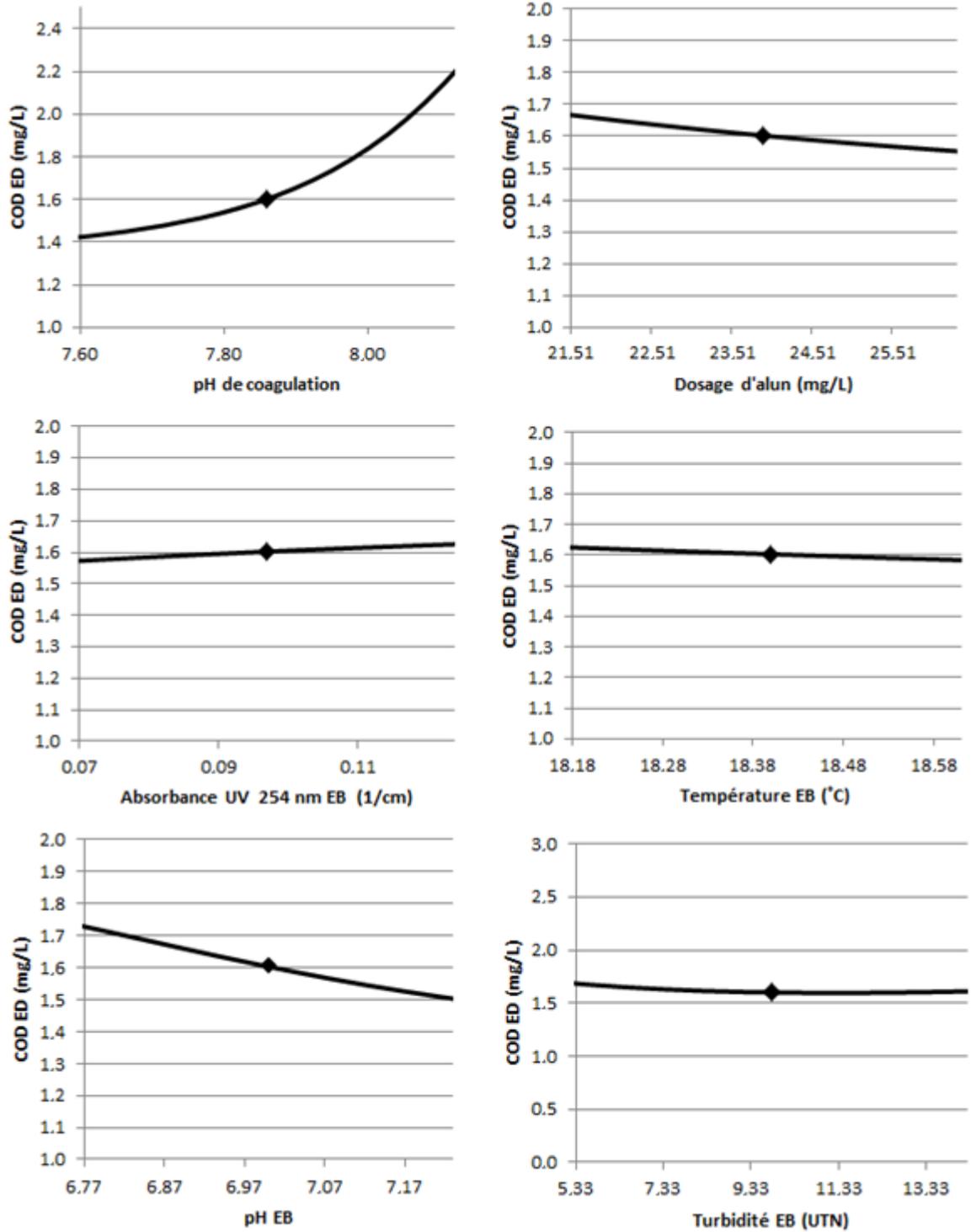


Figure 41 - Effets des variations des variables d'entrée du modèle 4 sur la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée

## **4.7. Résultats des entretiens avec les opérateurs**

Tel que mentionné à la section 3.4., des entretiens avec les opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy ont été réalisés au cours des mois d'août et de septembre 2011 afin d'obtenir des renseignements sur leurs modes de décision relatifs aux changements du dosage d'alun et sur leurs habitudes d'utilisation des nouveaux modèles de prédiction de la dose de coagulant. Cette section comprend un résumé en deux parties des résultats obtenus au cours des entretiens. De plus, ces résultats sont commentés.

### **4.7.1. Mode d'opération général**

Une synthèse du mode d'opération a été réalisée à partir des résultats obtenus lors des entretiens avec les opérateurs. Celle-ci est présentée dans les paragraphes qui suivent.

Au début de son quart de travail, l'opérateur regarde les courbes des historiques de variation des turbidités et du dosage d'alun appliqué pour comprendre ce qui s'est passé antérieurement. Il vérifie donc momentanément si le dosage d'alun appliqué est adéquat, c'est-à-dire si les critères de turbidité aux eaux décantée et traitée sont atteints (ceux-ci sont présentés plus loin dans cette section). La révision du dosage est, par la suite, effectuée plusieurs fois au cours de la période de travail, dont à deux reprises lors des tournées journalières qui ont lieu du début des quarts de travail. La fréquence de vérification dépend de la stabilité de la qualité de l'eau ; elle est plus grande lors des périodes de fonte des neiges du printemps et des grosses pluies d'automne où la turbidité à l'eau brute varie fortement.

Les variables sur lesquelles les opérateurs basent leur décision d'effectuer une augmentation du dosage d'alun sont la turbidité et la couleur aux eaux brute, décantée et filtrée et la conductivité à l'eau brute. La couleur est mesurée en laboratoire deux fois par jour. Les autres variables sont mesurées en laboratoire et en continu (au moyen d'analyseurs) et leurs variations sont affichées sur un graphique sur l'écran de contrôle de la salle d'opération. Certains opérateurs vérifient la validité des valeurs générées par les capteurs en les comparant à celles mesurées en laboratoire.

Une augmentation du dosage d'alun appliqué est effectuée lorsque les situations suivantes se produisent :

- Les seuils d'alarme sur les turbidités sont dépassés (0,10 UTN pour la turbidité à l'eau filtrée et 1 UTN pour celle à l'eau décantée);
- La conductivité diminue fortement (exemple : diminution de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ );
- Il y a une tendance à la hausse des turbidités (EF, EB et ED) et elle n'est pas causée par les marées;
- L'eau est trouble à la surface des filtres et des décanteurs;
- Les dosages de chlore et d'ozone sont plus élevés que d'habitude <sup>1</sup>
- La couleur aux eaux brute, décantée et filtrée augmente.

Lors des périodes de fortes pluies, le dosage d'alun peut être augmenté pour prévenir la détérioration des performances des étapes de clarification qui pourrait se produire lorsque l'eau plus turbide (à cause du lessivage des particules des sols) atteint le fleuve à l'endroit de la prise d'eau. Lorsque l'augmentation de la turbidité aux eaux brute et décantée se produit à marée haute, il n'est pas jugé nécessaire de réagir puisque les filtres peuvent supporter une partie de la charge supplémentaire en particules. Par contre, si ces augmentations se produisent à marée basse, le dosage d'alun doit être augmenté pour prévenir la détérioration de la qualité de l'eau qui se produira à marée haute.

En temps normal, les augmentations du dosage d'alun sont de l'ordre de 1-2 mg/L. Lorsque les performances de clarification se détériorent fortement (lorsqu'on « échappe » le traitement), que la production est redémarrée après un arrêt complet au poste de pompage ou qu'un changement de prise d'eau est effectué, le dosage peut être augmenté davantage (3-4 mg/L). L'effet de l'augmentation du dosage d'alun est normalement observable après le temps de rétention entre le

---

<sup>1</sup> Pour le chlore, les doses normales appliquées à l'automne, en été et en hiver sont respectivement de 1,85, 2,20 et 1,70 ppm. Pour l'ozone injecté en post-ozonation, ces valeurs sont de 1,35, 1,75 et 1,20 ppm.

point d'injection et la sortie des décanteurs. Ce dernier dépend du débit et de la saison. Le point d'injection est reculé à l'automne pour palier au ralentissement des vitesses des réactions d'hydrolyse du sulfate d'aluminium en eau froide. Il est avancé au printemps lorsque l'eau redevient plus chaude ( $T > 6-8^{\circ}\text{C}$ ). Si l'augmentation du dosage d'alun n'a pas donné de résultats, les opérateurs cherchent d'abord à expliquer pourquoi : ils vérifient si l'extraction des boues s'accomplit correctement et si le point d'injection d'alun est bien situé en regard de la température de l'eau. Si ces recherches ne permettent pas de localiser le problème, les opérateurs réalisent un jar-test en laboratoire pour vérifier quel est le dosage d'alun optimal. Une nouvelle augmentation est, par la suite, effectuée à partir du résultat de ce dernier. Le dosage est jugé adéquat lorsque les turbidités aux eaux brute, décantée et filtrée sont stables et inférieures aux seuils d'alarme. Certains opérateurs cherchent à obtenir des turbidités plus basses que ces seuils : une turbidité à l'eau filtrée inférieure à 0,06-0,07 UTN et une turbidité à l'eau décantée inférieure à 0,4-0,6 UTN.

Les variables sur lesquelles les opérateurs basent leur décision d'effectuer une diminution du dosage d'alun sont la turbidité et la couleur aux eaux brute, décantée et filtrée. Le dosage est diminué lorsque les situations suivantes se produisent :

- La surface des décanteurs « reluit », signe qu'il y a surdosage ;
- Le dosage n'a pas été modifié depuis 1 à 3 jours, les turbidités sont stables et celle à l'eau brute est basse;
- La qualité de l'eau brute commence à s'améliorer (la couleur et la turbidité diminuent) et la turbidité à l'eau filtrée est stable;
- La qualité de l'eau est trop bonne depuis environ 48 heures, c'est-à-dire que les turbidités aux eaux filtrée et décantée sont inférieures ou égales à 0,01 et 0,3 UTN respectivement.

En temps normal, les diminutions du dosage d'alun sont de l'ordre de 1-2 mg/L. Si le dosage a été augmenté de beaucoup pour éviter un changement au niveau des performances du traitement, le palier de diminution peut être plus élevé. Cependant, les opérateurs évitent habituellement de

diminuer le dosage de plus que 4 mg/L par jour. Si l'effet de la diminution n'est pas observé après un délai correspondant au temps de rétention entre le point d'injection d'alun et la sortie des décanteurs, une nouvelle diminution peut être effectuée. Certains opérateurs attendent plus longtemps avant d'opérer un autre changement (6-7 heures). Les critères qui servent de base pour juger que les dosages d'alun sont adéquats sont les mêmes que ceux relatifs à la décision d'effectuer une augmentation.

#### **4.7.2. Discussion sur les pratiques d'opération**

Tous les opérateurs ont mentionné qu'ils augmentent le dosage d'alun lorsque les turbidités aux eaux décantée et traitée dépassent les critères rapportés dans la section précédente. Cependant, lorsque le mécanisme de coagulation est la précipitation et l'emprisonnement (mécanisme correspondant aux conditions d'opération normalement rencontrées à l'UTE de Sainte-Foy tel que mentionné à la section 4.2), l'efficacité de la floculation augmente proportionnellement à la concentration de l'eau en particules (voir la section 2.2.2.1). Par conséquent une augmentation de la turbidité devrait conduire à une diminution du dosage d'alun nécessaire. Les opérateurs ne choisissent pas le dosage suivant cette théorie. Il est possible que la décision de doser plus d'alun lorsque la turbidité augmente soit justifiée indirectement par le fait que, lors de ces situations, la charge en matière organique de l'eau augmente aussi. Tel que mentionné à la section 2.2.2.2., l'enlèvement de la MOD par les étapes de coagulation, floculation et décantation est directement proportionnel au dosage de coagulant appliqué. Donc, pour enlever davantage de MOD il faut ajouter plus d'alun.

La couleur à l'eau brute prise en compte lors du choix de la dose de coagulant peut être reliée à la charge en matière organique coagulable (l'absorbance UV à 254 nm) comme démontré à l'annexe 6. Les opérateurs tiennent également compte de la MON lors du choix du dosage dans la mesure où la consommation en désinfectant (chlore et ozone) influence ce dernier. En effet, tel que mentionné à la section 2.1.5., la MON, notamment les substances humiques, exerce une demande supplémentaire en désinfectant puisqu'elle réagit avec ceux-ci pour former des SPD. L'annexe 7 présente un portrait de la situation relative aux SPD dans le réseau de distribution de l'UTE de Sainte-Foy.

Contrairement au modèle de prédiction du dosage d'alun développé (modèle 1), les opérateurs ne changent pas le dosage d'alun en fonction des marées. Ils s'assurent plutôt de choisir un dosage qui conviennent autant à marée haute qu'à marée basse. Cela simplifie l'opération de cette étape de traitement.

De plus, les opérateurs mentionnent qu'une diminution de la conductivité de l'eau brute justifie une augmentation du dosage d'alun. Cela pourrait être expliqué physiquement par le phénomène de compression de la double couche électrique à la surface des particules qui se produit lorsque la conductivité de l'eau augmente (voir section 4.3.2). Il est possible aussi que l'effet de la conductivité sur la coagulation soit lié avec celui d'une autre variable. À titre d'exemple, à marée basse, l'eau soutirée avec la nouvelle prise possède une conductivité et une turbidité plus faibles qu'à marée haute. Une eau de faible turbidité est plus difficile à traiter et demande un dosage en coagulant supérieur (voir la section 2.2.2.1.). Par conséquent, il est possible que les opérateurs associent la nécessité de doser davantage de coagulant à marée basse à la plus faible conductivité alors que cela serait plutôt dû à la turbidité moins élevée de l'eau.

Aucun opérateur n'a mentionné la concentration en aluminium résiduel parmi les variables sur lesquelles ils basent leur décision d'effectuer une diminution du dosage d'alun. Pourtant, la minimisation de la concentration en aluminium résiduel représente le troisième objectif de la coagulation et les raisons qui la motivent sont nombreuses (voir section 2.1.7.). À fortes concentrations (supérieure à 0,4 mg/L), ce composé peut provoquer une floculation spontanée dans le réseau de distribution et donc une augmentation de la turbidité de l'eau traitée et à la limite une diminution, à long terme, de la capacité du réseau (très peu probable a priori). De plus, les floes d'hydroxydes d'aluminium qui passent à travers l'étape de filtration sans être enlevés peuvent protéger les microorganismes contre l'action des désinfectants et ainsi réduire l'efficacité de désinfection. Enfin, l'aluminium serait potentiellement responsable du développement de maladies neurodégénératives tel que l'Alzheimer. Lorsque les turbidités aux eaux brute, décantée et traitée sont stables et que la concentration en aluminium résiduel est élevée, les opérateurs pourraient chercher à diminuer le dosage d'alun pour réduire ce dernier paramètre.

La Ville de Québec a tenu, postérieurement aux entretiens, à apporter les précisions complémentaires suivantes:

- Le technicien-opérateur effectue un jar test dès qu'il y a une perte de traitement, et ce, sans attendre d'avoir fait plusieurs tentatives d'ajout ou de diminution d'alun
- L'effet de l'augmentation du dosage d'alun peut se faire sentir dans les 60 minutes suivant cette augmentation;
- La concentration en aluminium dissous à l'eau traitée est surveillée par le technicien-opérateur et par le contremaitre afin de minimiser cette concentration; il y a une discussion au jour le jour sur la tendance observée et les mesures correctives à apporter par rapport à ce paramètre de qualité.

#### **4.7.3. Modes d'utilisation du modèle de prédiction du dosage d'alun**

Les entretiens réalisés avec les opérateurs ont également permis d'obtenir de l'information sur leurs habitudes d'utilisation des nouveaux modèles de prédiction du dosage d'alun. Le paragraphe suivant présente une synthèse des résultats obtenus.

Deux opérateurs sur huit ont mentionné ne jamais utiliser le modèle de prédiction du dosage d'alun installé sur l'ordinateur de la salle de contrôle. La principale raison invoquée était que le modèle n'est pas encore officiellement implanté (il faut que les opérateurs entrent eux-mêmes les valeurs des variables d'entrée du modèle dans le fichier Excel et qu'ils activent la simulation). Deux autres opérateurs disent se fier aux valeurs prédites par le modèle pour ajuster le dosage d'alun. Cependant, ceux-ci vérifient d'abord en laboratoire que les valeurs des variables d'entrée qui ont été utilisées pour réaliser la prédiction (variables mesurées en continu) sont correctes avant d'ajuster le dosage à partir de celui prédit. De plus, ils effectuent une modification seulement lorsqu'il y a une différence d'au moins 2 mg/L entre le dosage prédit et celui réellement appliqué. Enfin, ils s'assurent que les modifications proposées par le modèle sont justifiées, c'est-à-dire qu'elles vont dans le même sens que les décisions qu'ils auraient prises en l'absence de celui-ci (mode d'opération propre à chaque opérateur). Les autres opérateurs disent se fier au modèle uniquement pour savoir s'il faut augmenter ou diminuer le dosage (la tendance

de la modification requise). Ces derniers vérifient également que les changements proposés sont conformes à ce qu'ils jugent adéquat (par expérience).

Tous les opérateurs ayant utilisé le modèle mentionnent que son interface est facile d'utilisation. Selon eux, il serait intéressant que les variables d'entrée s'affichent automatiquement dans la feuille Excel, que les prédictions de dosage s'effectuent automatiquement et qu'elles soient affichées en continu sur l'écran de contrôle (sur le même graphique sur lequel s'affichent déjà les variations des variables caractérisant l'eau brute et le dosage effectif d'alun). De plus, il faudrait que les valeurs des variables d'entrée du modèle puissent être entrées manuellement lorsqu'il y a des dysfonctionnements des capteurs de celles-ci. Enfin, un opérateur a suggéré que le dosage d'alun soit ajusté à partir de la moyenne de ceux prédits à marée haute et basse, en tenant compte du délai entre le point de pompage et l'entrée de l'eau dans les installations de traitement.

#### **4.7.4. Discussion sur les modes d'utilisation du modèle de prédiction du dosage d'alun**

Les opérateurs ne font pas confiance aveuglément au modèle de prédiction du dosage d'alun et cela est une bonne chose. Ils s'assurent que les modifications suggérées par ce dernier sont justifiées (conformes à ce que leur dicte leur expérience d'opération du procédé de coagulation) et certains d'entre eux vont même jusqu'à vérifier que les valeurs des variables d'entrée utilisées pour réaliser la prédiction du dosage sont correctes. Cela leur évite d'opérer un changement de dosage à partir de celui prédit lors d'une période de dysfonctionnement des capteurs des variables d'entrée du modèle. Ce mode d'utilisation conservateur devrait être généralisé. En effet, avant de modifier le dosage d'alun à partir de celui prédit par le modèle, les opérateurs devraient systématiquement vérifier la validité des valeurs rendues par les capteurs des variables d'entrée de ce dernier. De plus, ils doivent être conscients que le modèle n'est pas adéquat pour être utilisé lors des événements spéciaux en particulier lorsqu'il y a des variations rapides de la qualité de l'eau brute. Dans ces moments-là, ils devraient se baser uniquement sur leur expérience pour décider du bon dosage d'alun à appliquer (voir la section 4.3.1.).

Tel que mentionné à la section 4.3.1., le modèle prescrit un changement du dosage d'alun en fonction des marées. Un opérateur a suggéré que le dosage soit ajusté à partir de la moyenne de ceux prédits à marée haute et basse. Il nous semble cependant que le dosage à privilégier devrait plutôt être celui qui permet de rencontrer les critères de performances pour le traitement de l'eau soutirée à marée haute (nouvelle prise) puisqu'elle est de moins bonne qualité (plus « sale ») que celle soutirée à marée basse (l'inverse s'applique lorsque l'eau est pompée à partir de l'ancienne prise). Ce mode opératoire est mentionné par les opérateurs à la section 4.7.1.

## **CHAPITRE 5**

### **MISES À JOUR, IMPLANTATIONS ET INTÉGRATIONS DES MODÈLES**

De tous les modèles développés, le seul qui pourrait être implanté à court terme est le modèle 1. En effet, les modèles 2, 3 et 4 sont préliminaires et devront être mis à jour à partir de bases de données plus grandes comprenant davantage de périodes de variation et rendre de meilleures performances avant de pouvoir être implantés en usine. Ce chapitre présente des recommandations concernant la mise à jour des modèles 2, 3 et 4, l'implantation du modèle 1, l'intégration des modèles 1 et 4 et le développement éventuel d'un modèle permettant de prédire le dosage d'alun à appliquer pour le respect des recommandations en matière d'aluminium résiduel.

#### **5.1. Mise à jour des modèles 2, 3 et 4**

Les modèles neuronaux 2, 3 et 4 ont été développés à partir de bases de données relativement restreintes (mesures deux fois par jour pendant une année) et ont donc des domaines d'utilisation limités. Ce sont des outils préliminaires qui, pour l'instant donnent des résultats encourageants, mais qui auraient intérêt à être mis à jour avec une banque de données plus grande

présentant davantage de périodes de variation afin d'améliorer leur performances. Le suivi des variables d'entrée et de sortie de ces modèles, notamment de l'absorbance UV (254 nm) et du COD aux eaux brute et décantée devrait donc être prolongé. Une fois mis à jour, les outils 2 et 3 ou 3 et 4 pourraient être utilisés en parallèle pour suivre l'enlèvement du COD par les étapes de coagulation, floculation et décantation. Le COD à l'eau brute prédit par le modèle 3 peut servir d'entrée au modèle 2 pour la prédiction du COD à l'eau brute. Ces deux valeurs peuvent être utilisées pour le calcul de l'enlèvement. Ce même calcul peut être réalisé à partir des prédictions des modèles 3 et 4 qui sont indépendantes les unes des autres.

Comme mentionné à la section 4.4.2., l'appareil UVAS sc Sensor de la compagnie Hach permettant de mesurer en continu l'absorbance UV à la longueur d'onde de 254 nm est disponible à l'UTE de Sainte-Foy et est présentement en cours d'installation à l'eau brute. Il permettra d'effectuer un suivi en continu de la charge en matière organique coagulable de l'eau brute (variable d'entrée des modèles 3 et 4) et aussi de faire des prédictions sur l'enlèvement du COD. Les valeurs prédites des concentrations en COD et de l'enlèvement pourraient être affichées sur l'écran de contrôle au même titre que les variables caractérisant les eaux brute, décantée, filtrée et traitée et les doses de produits chimiques appliquées.

## **5.2. Implantation du modèle 1**

Les entretiens réalisés avec les opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy ont été utiles pour déterminer le mode d'utilisation optimal du modèle de prédiction du dosage d'alun à appliquer et donc la façon de l'implanter le plus efficacement possible. Actuellement, les variables caractérisant l'eau brute (entrées du modèle 1), c'est-à-dire la conductivité, la température, le pH et la turbidité, de même que le dosage effectif d'alun, sont affichés en continu sur un graphique sur l'écran de contrôle de la salle d'opération. La figure 42 présente un exemple de cet affichage. L'idée générale à la base de l'implantation du modèle consiste à faire afficher sur ce même graphique le dosage prédit par le modèle pour pouvoir comparer ce dernier avec celui réellement appliqué et mettre en relation les prédictions avec les variations des variables à l'eau brute. En regardant les courbes sur plusieurs heures ou plusieurs jours, les opérateurs pourraient repérer visuellement les dysfonctionnements des analyseurs des variables d'entrée et éviter d'ajuster le

dosage d'alun à partir de celui prédit durant ces périodes. Rappelons aussi que la prédiction du modèle 1 ne prend pas en compte la teneur en matière organique à l'eau brute. Il est donc souhaitable dans le futur de développer un modèle de plus large portée qui tiendrait compte de manière plus complète de la qualité de l'eau brute, et ce, à condition de disposer d'une mesure en continu de la teneur en matière organique coagulable telle que la mesure de l'absorbance UV. Il serait aussi important de tenir compte de la concentration en aluminium résiduel dans la prédiction de la dose de coagulant. Le développement d'un modèle de plus large portée pourrait passer par l'intégration de plusieurs modèles comme cela est discuté dans la section suivante.

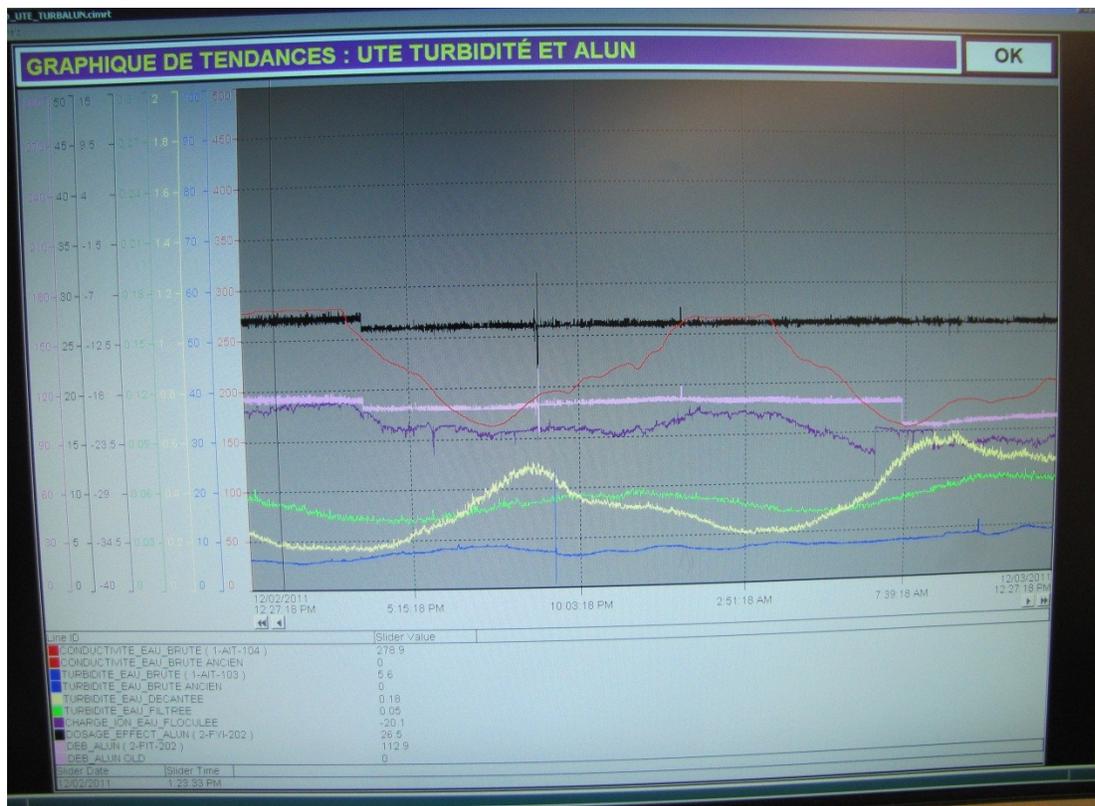


Figure 42 - Exemple d'affichage des courbes de variation des variables sur l'écran de contrôle

### **5.3. Intégration des modèles 1 et 4**

Les modèles 1 et 4 pourraient être intégrés afin de permettre aux opérateurs de choisir le dosage d'alun à appliquer permettant de faire un compromis entre les deux premiers objectifs du procédé de coagulation, soit la maximisation de l'enlèvement des particules responsables de la turbidité et la maximisation de l'enlèvement du COT et des précurseurs de SPD.

Le modèle 1 permet de prédire le dosage d'alun à appliquer à partir des variables caractérisant l'eau brute qui sont mesurées en ligne. Le modèle 4 permet de prédire la concentration en COD à l'eau décantée à partir notamment du dosage d'alun (prédit par le modèle 1). Si les opérateurs jugent que cette concentration est adéquate, c'est-à-dire que l'enlèvement du COD par les procédés de coagulation, floculation et décantation est suffisant, ils pourraient ajuster le dosage d'alun à partir de celui prédit par le modèle 1. Autrement, ils pourraient choisir une dose supérieure qui permettrait d'enlever davantage de COD et d'atteindre la concentration visée en fonction de la consommation d'oxydant par exemple. Cette manière d'utiliser les différents outils développés requiert que le modèle 4 aient été mis à jour et que l'appareil de mesure de l'absorbance UV en continu ait été installé à l'eau brute.

### **5.4. Intérêt de la prise en compte de l'aluminium résiduel dans le choix du dosage d'alun**

La préoccupation concernant l'aluminium (Al) dans l'eau vient du fait qu'il peut affecter négativement le traitement et potentiellement la santé des consommateurs. Il est essentiel de tenir compte de la concentration en aluminium résiduel lors du choix du dosage d'alun à appliquer. Ce paramètre est influencé par les conditions d'opération du procédé de coagulation, soit le dosage et le pH de coagulation. Les concentrations en aluminium particulaire et dissous diffèrent dépendamment de la zone d'opération à l'intérieur de laquelle s'exécute ce processus. Comme mentionné à la section 2.2.3., il est préférable d'opérer dans la zone de précipité amorphe d'hydroxyde d'aluminium puisqu'à l'intérieure de celle-ci, l'aluminium résiduel est majoritairement sous forme particulaire et peut être enlevé lors des étapes de décantation et de

filtration. Les limites de cette zone variant en fonction de la température, ce dernier paramètre influence également la concentration en aluminium résiduel.

Actuellement, aucun produit chimique n'est ajouté pour ajuster le pH de coagulation et ce dernier est contrôlé uniquement par le dosage d'alun. Les points d'opération (pH de coagulation vs dose d'alun) possibles du procédé de coagulation se situent donc sur une courbe telle qu'illustrée à la figure 43 (courbe de titration de l'eau brute avec de l'alun). Dans ce graphique, il est supposé que la concentration en aluminium résiduel ne fait qu'augmenter en bas du pH qui correspond à la dose de coagulant prédite par le modèle 1.

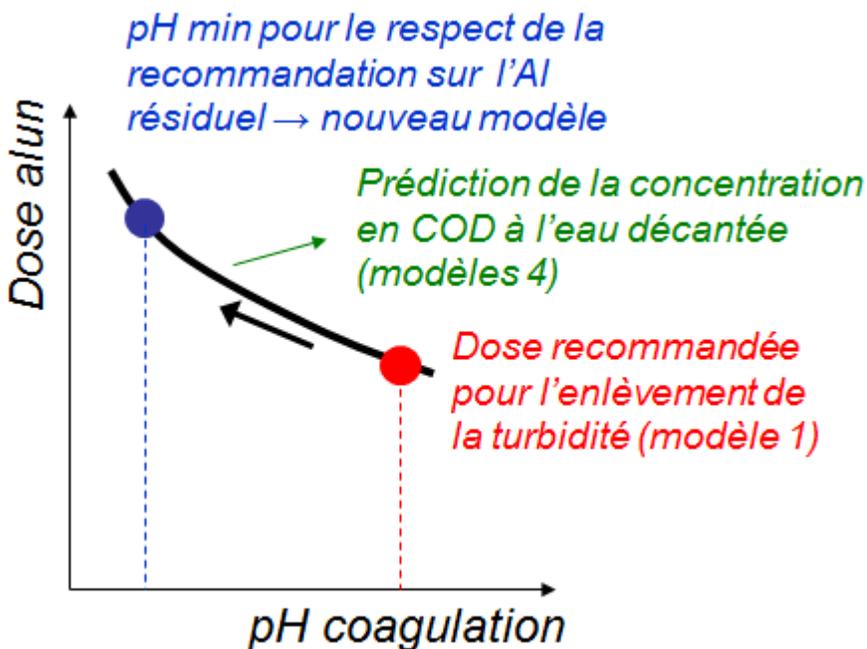


Figure 43 - Points d'opération possibles du procédé de coagulation

Le dosage d'alun optimal devrait permettre de faire un compromis entre les trois premiers objectifs de la coagulation, soit la maximisation de l'enlèvement des particules responsables de la turbidité, la maximisation de l'enlèvement du COT et des précurseurs des SPD et la minimisation de la concentration en aluminium résiduel. Dans la configuration schématisée à la figure 43, le dosage d'alun devrait donc être supérieur à celui prédit par le modèle 1 (ce dernier tenant compte

uniquement de l'abattement de la turbidité) et permettre d'atteindre un pH de coagulation supérieur à celui minimalement requis pour le respect des recommandations en matière d'aluminium résiduel (0,1 mg/L pour la chaîne conventionnelle de traitement). Un nouveau modèle pourrait être développé afin de prédire le dosage d'alun à appliquer pour l'atteinte du pH minimal correspondant à une concentration en aluminium résiduel de 0,1 mg/L. Le choix du dosage optimal d'alun pourrait donc être réalisé en considérant la concentration en COD à l'eau décantée prédite par le modèle 4 et les doses minimale (modèle 1) et maximale (nouveau modèle) à respecter. L'annexe 8 présente la suite de la revue de bibliographie sur l'aluminium résiduel et inclut une section sur les modèles ayant été développés pour prédire cette variable. Un modèle permettant de prédire la concentration en aluminium résiduel à la sortie des installations de l'UTE de Sainte-Foy (en fonction du dosage d'alun appliqué) devait être développé dans le cadre de ce projet mais n'a pu l'être puisque la base de données contenant les résultats des mesures d'aluminium comportait des irrégularités et ne pouvait être utilisée telle quelle (voir l'annexe 9).

Si, dans les prochaines années, un contrôle du pH de coagulation était mis en place, les modèles devraient être redéveloppés afin de couvrir le domaine d'opération complet délimité par : la dose et le pH recommandés pour l'enlèvement de la turbidité et le pH minimal pour le respect de la recommandation en matière d'aluminium résiduel (voir la figure 44 où on suppose à nouveau que la concentration en aluminium résiduel ne fait qu'augmenter en bas du pH qui correspond à la dose de coagulant prédite par le modèle pour l'abattement de la turbidité). L'annexe 10 présente des pistes pour le développement d'un modèle de prédiction du pH de coagulation en fonction du dosage de coagulant et des caractéristiques à l'eau brute.

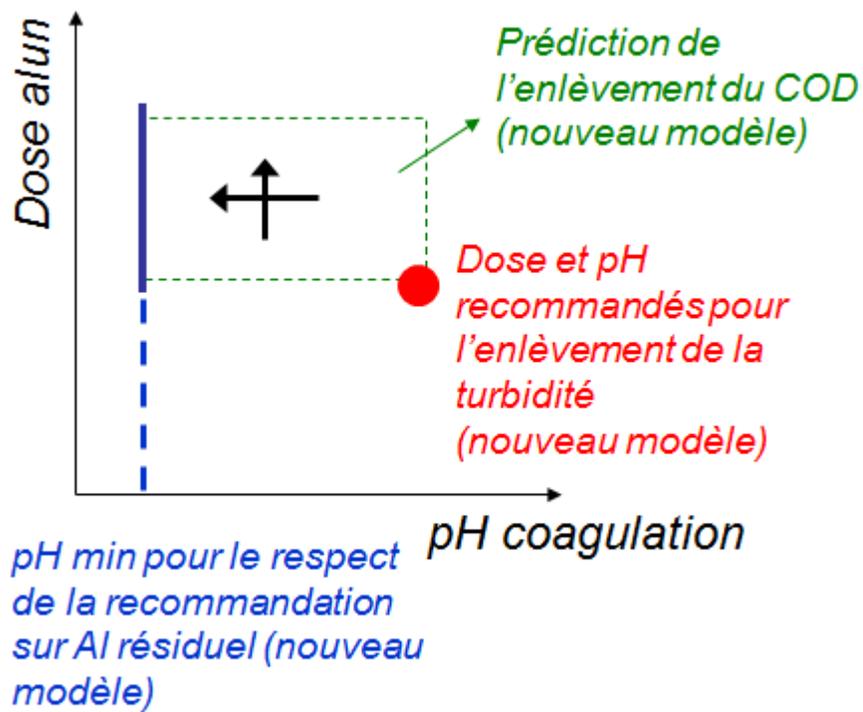


Figure 44 - Zone d'opération possible du procédé de coagulation lorsque le pH est ajusté

## **CHAPITRE 6**

### **CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS**

L'objectif principal de cette maîtrise était de fournir des outils aux opérateurs de l'UTE de Sainte-Foy pour les aider à choisir le dosage d'alun à appliquer afin d'optimiser le procédé de coagulation et ceux qui suivent. Dans le cadre de ce projet, 4 modèles neuronaux ont été développés. Le premier modèle permet de prédire le dosage d'alun à appliquer et reproduit la bonne opération antérieure effectuée à l'usine en termes de réduction de la turbidité. Les variables d'entrée du modèle sont le mois, la conductivité, la température, la turbidité et le pH à l'eau brute. L'ajustement du modèle a été effectué à partir de données d'opérations récoltées aux 5 minutes pendant 4 années (378 535 séries de données). Les dosages prédits diffèrent en moyenne de 5,9% de ceux réellement appliqués. Le second modèle permet de prédire la concentration en COD à l'eau décantée à partir de l'absorbance UV à 254 nm et du COD à l'eau brute, du pH de coagulation et de la dose d'alun appliquée. Les concentrations en COD prédites par le modèle 2 diffèrent en moyenne de 9,6% de celles réelles. Le troisième modèle prédit la concentration en COD aux eaux brute et décantée à partir de l'absorbance UV, de la température, de la turbidité et du pH. Il agit à titre de capteur virtuel de COD et permet de rendre compte de

l'efficacité de l'enlèvement de la MON par les étapes de coagulation, floculation et décantation. Les concentrations en COD prédites par le modèle 3 diffèrent en moyenne de 13,2% de celles réelles. Enfin, le quatrième modèle permet de prédire la concentration en COD à l'eau décantée à partir de l'absorbance UV (254 nm) à l'eau brute plutôt que du COD. Les concentrations prédites par ce dernier diffèrent en moyenne de 10,9% de celles réelles. La base de données utilisée pour l'ajustement des modèles 2, 3 et 4 comprend une année de suivi de COD et d'absorbance UV (eaux brute et décantée) à raison de 2 mesures par jour et les données d'opération récoltées en continu pour la même période.

Les performances du modèle 2 ont été comparées à celles obtenues à partir de deux autres modèles empiriques permettant de prédire la concentration en COD après coagulation, soit ceux d'Edwards (1997) et de l'USEPA (1992). Les paramètres de ces équations ont d'abord été ajustés à partir de la base de données complète ayant servi au développement du modèle neuronal 2. La comparaison s'est effectuée sur la base des performances de prédiction sur la banque de données totale, de celles sur la période de variation du 28 septembre au 28 octobre 2010 et de l'analyse de sensibilité des modèles. Pour le domaine testé, les trois modèles respectent la phénoménologie du procédé de coagulation. Cependant Le modèle neuronal 2 est, de loin, le plus performant pour prédire la concentration en COD à l'eau décantée, autant sur la banque de données totale que sur la période de variation.

De tous les modèles développés, le seul qui pourrait être implanté à court terme est le modèle 1. En effet, les modèles 2, 3 et 4 sont préliminaires et devront être mis à jour à partir de bases de données plus grandes comprenant davantage de périodes de variations et rendre de meilleures performances avant de pouvoir être implantés en usine. L'implantation du modèle 1 pourrait consister à afficher en continu la prédiction sur le graphique de l'écran de contrôle sur lequel apparaissent déjà les variations des variables caractérisant l'eau brute et le dosage effectif d'alun. Les opérateurs pourraient donc comparer les dosages prédits à ceux réellement appliqués et vérifier, du même coup, que les capteurs des variables d'entrée du modèle fonctionnent correctement. Il faut néanmoins rappeler que le modèle 1 ne prend pas directement en compte la teneur en matière organique coagulable.

Les modèles 1 et 4 peuvent être intégrés afin de permettre aux opérateurs de choisir le dosage d'alun à appliquer qui permet de faire un compromis entre les deux premiers objectifs du procédé de coagulation, soit la maximisation de l'enlèvement des particules responsables de la turbidité et la maximisation de l'enlèvement du COT et des précurseurs de SPD.

Puisque la minimisation de la concentration en aluminium résiduel est le 3<sup>e</sup> objectif de la coagulation, il serait intéressant de développer un nouveau modèle afin de prédire le dosage d'alun à appliquer pour l'atteinte du pH minimal correspondant à une concentration en aluminium résiduel de 0.1 mg/L (recommandation de Santé Canada pour les stations de traitement conventionnelles). Le choix du dosage optimal d'alun pourrait donc être réalisé en considérant la concentration en COD à l'eau décantée prédite par le modèle 4 et les doses minimale (modèle 1) et maximale (nouveau modèle) à respecter.

Cette façon d'utiliser les outils permettrait de faire un compromis entre les trois premiers objectifs de la coagulation et donc d'optimiser encore davantage cette étape de traitement. L'intégration des modèles développés dans le cadre de ces travaux et le développement de celui relatif à l'aluminium pourraient constituer les objectifs d'une éventuelle suite au projet.

## BIBLIOGRAPHIE

ABB, 2002. *Instruction manual, Water & Industrial Analytics Advantage Series Type TB84PH/ORP Analyzer*. Article consulté en Novembre 2011 sur le site : <http://www.abb.com/product/seitp330/6922f8829d0c15e1c1256d2500341a73.aspx>

ABB, 2011a. *Guide de l'utilisateur : Analyseurs pH/Redox/ORP Entrée unique et double entrée, AX416, AX436, AX460, AX466 et AX468*. Article consulté en Novembre 2011 sur le site : <http://www.abb.com/product/seitp330/768858c96802b7f4c1256dcc0046216b.aspx>

ABB, 2011b. *TBX5 pH, Redox (ORP) sensors With diagnostics*. Article consulté en Janvier 2012 sur le site : [http://www05.abb.com/global/scot/scot203.nsf/veritydisplay/98b4f5ccc94f4983c-12579580050864c/\\$file/DS\\_TBX5-EN\\_E.pdf](http://www05.abb.com/global/scot/scot203.nsf/veritydisplay/98b4f5ccc94f4983c-12579580050864c/$file/DS_TBX5-EN_E.pdf)

Aiken, G., Cotsaris, E., 1995. *Soil and Hydrology: Their Effect on NOM*. Journal of American Water and Wastewater Association, Vol. 87, No. 1, pp. 36-45.

Al-Abri, M., Al Anezi, K., Dakheel, A., Hilal, N., 2010. *Humic substance coagulation: Artificial neural network simulation*. Desalination, Vol. 253, No. 1-3, pp. 153-157.

American Water Works Association (AWWA), 1990. *Water quality and treatment: A handbook of community water supplies*. 4<sup>th</sup> Edition, McGraw-Hill, New-York, 1194 p.

American Water Works Association (AWWA), 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th edition*. Edited by Andrew D. Eaton, Leonore S. Clesceri, Eugene W. Rice and Arnold E. Greenberg, 1368 p.

Baba, M., Okazaki, M., 2000. *Changes in aluminium pools of andisols due to soil acidification*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, Vol. 46, No. 4, pp. 797-805.

Bae, H., Kim, S., Kim, Y.J., 2006. *Decision algorithm based on data mining for coagulant type and dosage in water treatment systems*. Water Science and Technology, Vol. 53, No 4-5, pp. 321-329.

Baker, J.P., Schofield, C.L., 1982. *Aluminum toxicity to fish in acidic waters*. Water, Air and Soil Pollution Vol. 18, pp. 289-309.

Ban, F., Pan, G., Zhu, J., Cai, B., Tan, M., 2008. *Temporal and spatial variations in the discharge and dissolved organic carbon of drip waters*. Hydrological Processes, Vol. 22, pp. 3749-3758.

Baxter, C. W., Stanley, S. J., & Zhang, Q., 1999. *Development of a fullscale artificial neural network model for the removal of natural organic matter by enhanced coagulation*. Journal of Water Services Research and Technology: Aqua, Vol. 48, No. 4, pp. 129–136.

Baxter, C.W., Zhang, Q., Stanley, S.J., Shariff, R., Tupas, R-R.T., Stark, H.L., 2001. *Drinking water quality and treatment : the use of artificial neural network*. Canadian Journal of Civil Engineering, Vol. 28, pp. 26-35.

Berthon, G., 2002. *Aluminum speciation in relation to aluminum bioavailability, metabolism and toxicity*. Coordination Chemistry Reviews, Vol. 228, No. 2, pp. 318-341.

Brinkman, B.M., Hozalski, R.M., 2011. *Temporal variation of NOM and its effects on membrane treatment*. Journal of the American Water Works Association, Vol. 103, No. 2, pp. 98-106.

Cai, Y., Guo, L.D., Douglas, T.A., Whitley, T.E., 2008. *Seasonal variations in nutrient concentrations and speciation in the Chena River, Alaska*. Limnology and Oceanography, Vol. 53, No. 4, pp. 1408-1419.

Carlson, K.H., Gregory D., MacMillan S., 1996. *The Efficacy of Preozonation and Enhanced Coagulation for Treating Low Alkalinity, High Color Water*. AWWA Annual Conference, Research Division, Toronto, Ontario, June 23-27.

Centre d'expertise en analyse environnemental du Québec (CEAQ), 2006. *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon MA. 200 – Mét. 1.1 Rév. 3*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 38 p.

Cheremisinoff, P.N., 1995. *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technology*, Marcel Dekker Inc., New York , 833 p.

Chow, C.W.K., Van Leeuwen, J.A., Fabris, R., Drikas, M., 2009. *Optimised coagulation using aluminium sulfate for the removal of dissolved organic carbon*. Desalination, Vol. 245, No. 1-3, pp. 120-134.

Cloutier, P., Tibirna, C., Grandjean, B.P.A., Thibault, J., 2002. *NNFit Ver. 2.0*. Article consulté en novembre 2011 sur le site : [http://www.gch.ulaval.ca/nffit/man/nffit2\\_man.html](http://www.gch.ulaval.ca/nffit/man/nffit2_man.html).

Crittenden, J.C., Trussell, R.R., Hand, D.W., Howe, K.J., Tchobanoglous, G., 2005. *Water treatment : Principles and Design, 2e édition*. John Wiley and sons, 1968 p.

Degrémont, 2005. *Memento technique de l'eau tome 1 et 2, 10<sup>e</sup> édition*. Degrémont, Paris , 1718 p.

Dempsey, B.A., Ganho, R.M., O'Melia, C.R., 1984. *The coagulation of humic substances by means of aluminum salts*. Journal of the American Water Works Association, Vol. 76, pp. 141-150.

Desgroseilliers, G., 2011. Ville de Québec. Communication personnelle.

Deveughele, S., Do-Quang, Z., 2004. *Neural networks: an efficient approach to predict on-line the optimal coagulant dose*. Water Science and Technology: Water Supply, Vol. 4, No. 5-6, pp. 87-94.

Driscoll, C.T., 1984. A Procedure for the Fractionation of Aqueous Aluminum in Dilute Acidic Waters. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, Vol. 16, pp. 267-283.

Driscoll, C.T., Letterman, R.D., 1988. *Chemistry and fate of Al(III) in treated drinking water*. Journal of Environmental Engineering, Vol. 113, No. 1, pp. 21-37.

Driscoll, C.T., Letterman, R.D., 1995. *Factors regulating residual aluminium concentrations in treated waters*. Environmetrics, Vol. 6, No. 3, pp. 287-305.

Duan, J., Wilson, F., Grahan, N., Tay, J., 2002. *Adsorption of humic acid by powered activated carbon in saline water condition*. Desalination, Vol. 151, pp. 53-66.

Edwards, M., 1997. *Predicting DOC removal during enhanced coagulation*. Journal of the American Water Works Association, Vol. 89, No. 5, pp. 78-89.

Edzwald, J.K., 1993. *Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics and Coagulants*. Water Science and Technology, Vol. 27, No. 11, pp. 21-35.

Edzwald, J. K., Becker, W. C., Wattier, K. L., 1985. *Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors*. Journal of the American Water Works Association, Vol. 77, No. 4, pp. 122-132.

Edzwald, J.K., Kaminski, G.S., 2007. *A simple Method for Water Plant Optimization and Operation of Coagulation*. AWWA Water Quality and Technology Conference, Charlotte, North Carolina, November 4-8.

Edzwald, J.K., Tobiason, J.E., 1999. *Enhanced coagulation : US requirements and a broader view*. Water Science and Technology, Vol. 40, No. 9, pp. 63-70.

Edzwald, J.K., Van Benschoten, J.E., 1990. *Aluminum Coagulation of Natural Organic Matter, Chapter in Chemical Water and Wastewater Treatment*. Edited by H.H. Hahn and R. Klute, Springer-Verlag, New York, pp. 341-359.

Fisher Scientific, 2011. *Accumet AP Series Handheld pH/mV/Ions Meter Instruction manual*. Article consulté en novembre 2011 sur le site : <http://www.fishersci.com/ecom/servlet/fsproductdetail?LBCID=50993734&catalogId=29104&productId=4434148&langId=-1&storeId=10652&distype=2&isChemical=false&-fromSearch=0>

Fitch, D.E., McCollum, G.R., 1986. *Restoring the flow of a finished water pipeline*. Journal of American Water Works Association, Vol. 78, No. 1, pp. 35-38.

Gagnon, C., 1996. *Modélisation du dosage d'alun de l'usine de traitement de l'eau potable de Sainte-Foy par réseaux de neurones*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Canada.

Gagnon, C., Grandjean, B.P.A., Thibault, J., 1997. *Modelling of coagulant dosage in a water treatment plant. Artificial intelligency in Engineering*, Vol. 11, No. 4, pp. 401-404.

Gauthier, E., Fortier, I., Courchesne, F., Pepin, P., Mortimer, J., Gauvreau, D., 2000. *Aluminum forms in drinking water and risk of Alzheimer's disease*. Environmental Research, Vol. 84, No. 3, pp. 232-246.

General Electric, 2008. *Sievers 5310 C: Laboratory and On-Line TOC Analyzers*. Article consulté en novembre 2010 sur le site : <http://www.geinstruments.com/products-and-services/toc-analyzers-and-sensors/5310-c-laboratory->

Gebbie, P., 2005. *A dummy's guide to coagulants*. 68th Annual Water Industry Engineers and Operators' Conference, Bendigo, Victoria, September 7-8.

Gregor, J.E., Nokes, C.J., Fenton, E., 1997. *Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation*. Water Research, Vol. 31, No. 12, pp. 2949–2958.

Gourier-Fréry, C., Fréry, N., Berr, C., Cordier, S., Garnier, R., Isnard, H., Ravault, C., Renaudeau, C., 2004. Aluminium, quels risques pour la santé ? Article consulté en mai 2011 sur le site : [http://www.invs.sante.fr/publications/2003/aluminium\\_-2003/index.html](http://www.invs.sante.fr/publications/2003/aluminium_-2003/index.html).

Gouvernement du Québec, 2008. Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP). Article consulté en novembre 2010 sur le site : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/brochure/index.htm>.

Gouvernement du Québec, 2012. Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP). Article consulté en mars 2012 sur le site : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement/rqep20-1011.htm>

Guan-De, W., Shang-Lien, L., 2008. *Predicting real-time coagulant dosage in water treatment by artificial neural networks and adaptive network-based fuzzy inference system*. Engineering Applications of Artificial Intelligence, Vol. 21, pp. 1189-1195.

Guan-De, W., Shang-Lien, L., 2010. *Effect of data normalization and inherent-factor on decision of optimal coagulant dosage in water treatment by artificial neural network*. Expert Systems with Application, Vol. 37, pp. 4974-4983.

Hach, 2005. *UVAS sc Sensor: user manual Edition 2*. Article consulté en novembre 2010 sur le site : <http://www.hach.com/fmmimghach?/CODE%3ADOC02354032302ED886-5%7C1>

Hach, 2006. *Turbidimètre Surface Scatter 7 sc : manuel d'utilisation, édition du 1<sup>er</sup> mai 2006*. Article consulté en octobre 2010 sur le site : [www.hach.com/asset-get.download-en.jsa?id=7639982870](http://www.hach.com/asset-get.download-en.jsa?id=7639982870)

Hach Lange, 2005a. *DR5000 : mode d'emploi édition 2*. Article consulté en novembre 2010 sur le site : [http://www.hach.com/fmmimghach?/CODE%3ADOC022.91.006-54\\_8-1021624%7C1](http://www.hach.com/fmmimghach?/CODE%3ADOC022.91.006-54_8-1021624%7C1).

Hach Lange, 2005b. *DR5000 Spectrophotomètre: procédures édition 1*. Article consulté en janvier 2012 sur le site : [http://www.hach-lange.fr/shop/action\\_q/download%3Bdocument/DOK\\_ID/12256/type/pdf/lkz/FR/spkz/fr/TOKEN/cur1s0CLnQ1mz2gP11EG2nouNI/M/awE5pw/iDOC022\\_77\\_00667\\_NOV05.pdf](http://www.hach-lange.fr/shop/action_q/download%3Bdocument/DOK_ID/12256/type/pdf/lkz/FR/spkz/fr/TOKEN/cur1s0CLnQ1mz2gP11EG2nouNI/M/awE5pw/iDOC022_77_00667_NOV05.pdf).

Hayes, M.H.B., 1998. *Humic substances: Progress towards more realistic concepts of structures*. Proceedings of the 2<sup>nd</sup> Humic Substances Seminar, Boston, march 27.

Hoff, J.C., 1977. *The relationship of turbidity to disinfection of potable water*. USEPA Conference on the Evaluation of Microbiology Standards for Drinking Water, Office of Water Supply, Washington DC.

Hope, D., Billet, M.F., Cresser, M.S., 1994. *A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes*. Environmental Pollution, Vol. 84, pp. 301-324.

Hurst, A.M., Edwards, M.J., Chipps, M., Jefferson, B., Parsons, S.A., 2004. *The impact of rainstorm events on coagulation and clarifier performance in potable water treatment*. Science of the Total Environment, Vol. 321, no. 1-3, pp. 219-230.

Jekel, M.R., 1991. Aluminum in water: How it can be removed? Use of aluminum salts in treatment. Proceedings of the International Water Supply Association, Copenhagen, May 25-31.

Jekel, M.R., Henizmann, B., 1989. *Residual aluminum in drinking water treatment*. Journal of Water Supply: Research and Technology- Aqua, Vol. 38, pp. 281-288.

Jenways, 1999. *Spectrophotometers models 6400/6405: Operating manual*. Article consulté en novembre 2010 sur le site [http://www.keison.co.uk/products/jenway-/6400\\_6405\\_Manual.pdf](http://www.keison.co.uk/products/jenway-/6400_6405_Manual.pdf).

Joo, D.S., Choi, D.J., Park, H., 2000. *The effects of data preprocessing in the determination of coagulant dosing rate*. Water Research, Vol. 34, No. 13, pp. 3295-3302.

Kaiser, K., Guggenberger, G., 2000. *The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils*. Organic Geochemistry, Vol. 31, No., 7-8, pp. 711-725.

Kam, S.K., Gregory, J., 2001. *The interaction of humic substances with cationic polyelectrolytes*. Water Research, Vol. 35, pp. 3557–3566.

Karanfil, T., Erdogan, I., Schlautman, M.A., 2003. *Selecting filter membranes for measuring DOC and UV 254*. Journal of the American Water Works Association, Vol. 95, No. 3, pp. 83-100.

Katela, J., Elektrowicz, M., 2009. *Removal of humic substances from aqueous solutions by the coagulation process*. Environmental Technology, Vol. 30, No. 2, pp. 119-129.

Krasner, S.W., Amy, G., 1995. *Jar-test evaluations of enhanced coagulation*. Journal of the American Water Works Association, Vol. 87, No. 10, pp. 93-107.

Lamrini, B., Benhammou, A., Le Lann, M.V., Karama, A., 2005. *A neural software sensor for online prediction of coagulant dosage in a drinking water treatment plant*. Transactions of the Institute of Measurement and Control, Vol. 27, No. 3, pp. 195–213.

Legay, C., 2010. *Développement de stratégies pour l'évaluation de l'exposition de la population aux sous-produits de la chloration dans l'eau potable*. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Canada.

Maier, H.R., Morgan, N., Chow, C.W.K., 2004. *Use of artificial neural networks for predicting optimal alum doses and treated water quality parameters*. Environmental Modelling and Software, Vol. 19, pp. 485-492.

Matsukawa, S., Itoho, S., Habuthu, S., Aizawa, T., 2006. *An approach to residual aluminium control at Nisiya purification plant, Water Works Bureau, Yokohama*. Water Sciences and Technology: Water Supply, Vol. 6, No. 4, pp. 67-74.

Miller, R.G., Kopfler, F.C., Kely, K.C., Stober, J.A., Ulmer, N.S., 1984. *The occurrence of aluminum in drinking water*. Journal of the American Water Works Association, Vol. 75, pp. 84-91.

Milton Roy, 1993. *Streaming Current Detector model SC4200: instruction manual issue 2*. Article consulté en novembre 2010 sur le site [http://www.miltonroy.com/Files-/Milton\\_Roy/Global/US-en/product\\_files/339-0030-000.pdf](http://www.miltonroy.com/Files-/Milton_Roy/Global/US-en/product_files/339-0030-000.pdf)

Ministère du développement, de l'environnement et des parcs (MDDEP), 2006. *Guide de conception des installations de production d'eau potable*. Vol.1 et 2. Article consulté en octobre 2010 sur le site : [www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide).

Mpode Knoum, F.D., 2009. *Suivi de systèmes de décantation à floccs lestés*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Canada.

Mulholland, P.J., 1997. *Dissolved Organic Matter Concentration and Flux in Streams*. Journal of the North American Benthological Society, Vol. 16, No. 1, pp. 131-141.

Neff, J.C., Asner, G.P., 2001. *Dissolved Organic Carbon in Terrestrial Ecosystems: Synthesis and a Model*. Ecosystems, Vol. 4, No. 1, pp. 29-48.

Nilsson, R., 1990. *Residual aluminium concentration in drinking water after treatment with aluminium or iron salts*. Dans Hahn, H.H. et Klute, R., *Chemical Water and Wastewater Treatment*, Verlag, Berlin, pp. 329-410.

Othman, M.N., Abdullah, M.P., Abd Aziz, Y.F., 2010. Removal of Aluminium from Drinking Water. *Sains Malaysiana*, Vol. 39, No. 1, pp. 51-55.

Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 2008. *Rapport sur la santé dans le monde*. Article consulté en novembre 2010 sur le site : <http://www.who.int/whr/2001/-chapter2/fr/index4.html>.

Owen, D.M., Amy, G.L., Chowdhury, Z.K., Paode, R., McCoy, G., Viscosil, K., 1995. *NOM characterisation and treatability*. *Journal of the American Water Works Association*, Vol. 87, No. 1, pp. 46-63.

Pennanen, V., 1975. *Humus fractions and their distribution in some lakes in Finland. Humic substances, their structure and function in the biosphere*. D. Povoledo et H.L. Golterman (dir.). Pudoc, Wageningen (Pays-Bas). p. 207.

Poirier, G., 2009. Carte conduites d'adduction de l'UTE de Sainte-Foy. Ville de Québec. Communication personnelle.

Poirier, G., 2010. Ville de Québec. Communication personnelle.

Press, W.H., Flannery, B.P., Teukolsky, S.A., Vetterling, W.T., 1986. *Numerical recipes: the art of scientific computing*. Cambridge University Press, 818 p.

Rahman, A., 1992. *Residual aluminium in treated water*. Mémoire de maîtrise, Université de New York, États-Unis.

Reijnen, G.K., Verdouw, J., 1991. *Aluminum in groundwater, origin, sampling, analysis and removal*. IWSA 18<sup>th</sup> International Water Supply Conference Exhibition, Copenhagen, May 25-31.

Roche, 2011. *Suivi de la qualité de l'eau (2005-2010) de la rivière Cap-Rouge*. Rapport présenté au Conseil de bassin de la rivière du Cap Rouge. 137 p.

Santé Canada, 2003. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : La turbidité*. Article consulté en novembre 2010 sur le site : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/turbidity/index-fra.php>

Santé Canada, 2008. *Aluminium*. Article consulté en mai 2011 sur le site : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/aluminum/aluminum-aluminium-fra.php>

Santé Canada, 2009. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Les acides haloacétiques*. Article consulté en novembre 2011 sur le site : [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/haloaceti-/haloaceti-fra.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/haloaceti-/haloaceti-fra.pdf)

Santé Canada, 2010. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Recommandations relatives aux paramètres chimiques et physiques*. Article consulté en novembre 2010 sur le site : [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum\\_guide-res\\_recom/chemical-chimiques-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/chemical-chimiques-fra.php)

Sharp, E.L., Parson, S.A., Jefferson, B., 2006. *Coagulation of NOM: linking character to treatment*. Water Science and Technology, Vol. 53, No. 7, pp. 67-76.

Silva G.H.R., Daniel L.A., Bruning H., Rulkens W.H., 2010. *Anaerobic effluent disinfection using ozone: Byproducts formation*. Bioresource Technology, Vol. 201, No 18, pp. 6981-6982.

Simpson, A.M., Hatton, W., Brockbank, M., 1988. *Aluminum, its use and control, in potable water*. Environmental Technology Letters, Vol. 9, pp. 907-916.

Sinha, S., Yoon, Y., Amy, G., Yoon, J., 2004. *Determining the effectiveness of conventional and alternative coagulants through effective characterization schemes*. Chemosphere, Vol. 57, No. 7, pp. 1115-1122.

Smeck, N.E., Novak, J.M., 1994. *Weathering of soil clays with dilute sulfuric acid as influenced by sorbed humic substances*. Geoderma, Vol. 63, pp. 63-76.

Soh, Y.C., Roddick, F., Van Leeuwen, J., 2008. *The impact of alum coagulation on the character, biodegradability and disinfection by-product formation potential of reservoir natural organic matter (NOM) fractions*. Water Science and Technology, Vol. 58, No. 6, pp. 1173-1179.

Srinivasan, P.T., Viraraghavan, T., 2002. *Characterisation and concentration profile of aluminium during drinking-water treatment*. Water SA, Vol. 28, No 1, pp. 99–106.

Srinivasan, P.T., Viraraghavan, T., Surbramanian, K.S., 1999. *Aluminium in drinking water: an overview*. Water SA, Vol. 25, pp. 47-56.

Srinivasan, P.T., Viraraghavan, T., Bergman, J., 1999b. *Factors influencing residual aluminium levels at the Buffalo Pound Water Treatment Plant, Saskatchewan, Canada*. Journal of Water Services Research and Technology- Aqua, Vol. 48, no. 4, pp. 167-175.

Tae-Hwan, H., Eui-Such, N., Kwang-Bang, W., Jeong-Woong, R., 1997. *Optimization of coagulant dosing process in water purification system*. Proceeding of the Society of Instrument and Control Engineers annual conference, Tokushima, July 29-31, pp. 1105-1109.

Thurman, E.M., 1985. *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Martinus Nijhoff /DR W. Junk Publishers, Boston, 516 p.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1992. Water Treatment Plant Simulation Program, version 1.21, User's Manual, Malcom Pirnie inc. USEPA-Office of Ground Water and Drinking Water Technology Transfer.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1999. *Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual*. Article consulté en novembre 2010 sur le site : <http://www.epa.gov/safewater/mdbp/coaguide.pdf>.

Valentin, N., Denoeux, T., 2001. *A neural network-based software sensor for coagulation control in a water treatment plant*. *Intelligent Data Analysis*, Vol. 5, pp. 23-39.

Van Benschoten, J.E., Edzwald, J.K., 1990. *Chemical aspects of coagulation using aluminum salts: II Coagulation of fulvic acid using alum and polyaluminum chloride*. *Water Research*, Vol. 24, No. 12, pp. 1527-1535.

Van Benschoten, J.E., Edzwald, J. K., 1990b. *Measuring aluminum during water treatment: methodology and application*. *Journal of the American Water Works Association*, Vol. 85, No 5, pp. 71-78.

Van Leeuwen, J., Chow, C.W.K., Bursill, D., Drikas, M., 1999. *Empirical mathematical models and artificial neural networks for the determination of alum doses for treatment of southern Australian surface waters*. *Journal of Water Services Research and Technology: Aqua*, Vol. 48, No. 3, pp. 115–127.

Wang, W., Zhu, L.Z., 2010. *Effect of zinc on the transformation of haloacetic acids (HAAs) in drinking water*. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 174, No. 1-3, pp. 40-46.

Yan, M.Q., Wang, D.S., Qu, J.H., Ni, J.R., Chow, C.W.K., Liu, H.L., 2008. *Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminium chloride: effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics*. *Water Research*, Vol. 42, No. 13, pp. 3361–3370.

Yang, Z.L., Gao, G.Y., Yue, Q.Y., 2010. *Effect of pH on the coagulation performance of Al-based coagulants and residual aluminium speciation during the treatment of humic acid-kaolin synthetic water*. Journal of Hazardous Materials, Vol. 178, No. 1-3, pp. 596-603.

Yu, R.F., Kang, S.F., Liaw, S.L., Chen, M.C., 2000. *Application of artificial neural network to control the coagulant dosing in water treatment plant*. Water Science and Technology, Vol. 42, No. 3-4, pp. 403-408.

Zhang, Q., Stanley, S.J., 1999. *Real-time water treatment process control with artificial neural networks*. Journal of Environmental Engineering, Vol. 125, No. 2, pp. 153-160.

Zhao, H.Z., Yang, H.W., Guan, Y.T., Jiang, Z.P., 2006. *The transformation of aluminium species in the processes of coagulation sedimentation and filtration*. Water Sciences and Technology, Vol. 53, No. 7, pp. 225-233.

Zouboulis, A.I., Xiaoli, C., Katsoyiannis, I.A., 2004. *The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachate*. Journal of Environmental Management, Vol. 70, pp. 35-41.

## ANNEXE 1 : Analyseurs des variables à l'eau brute



Figure 45 – Analyseurs de pH (TBX556), de conductivité et de température (TB4)

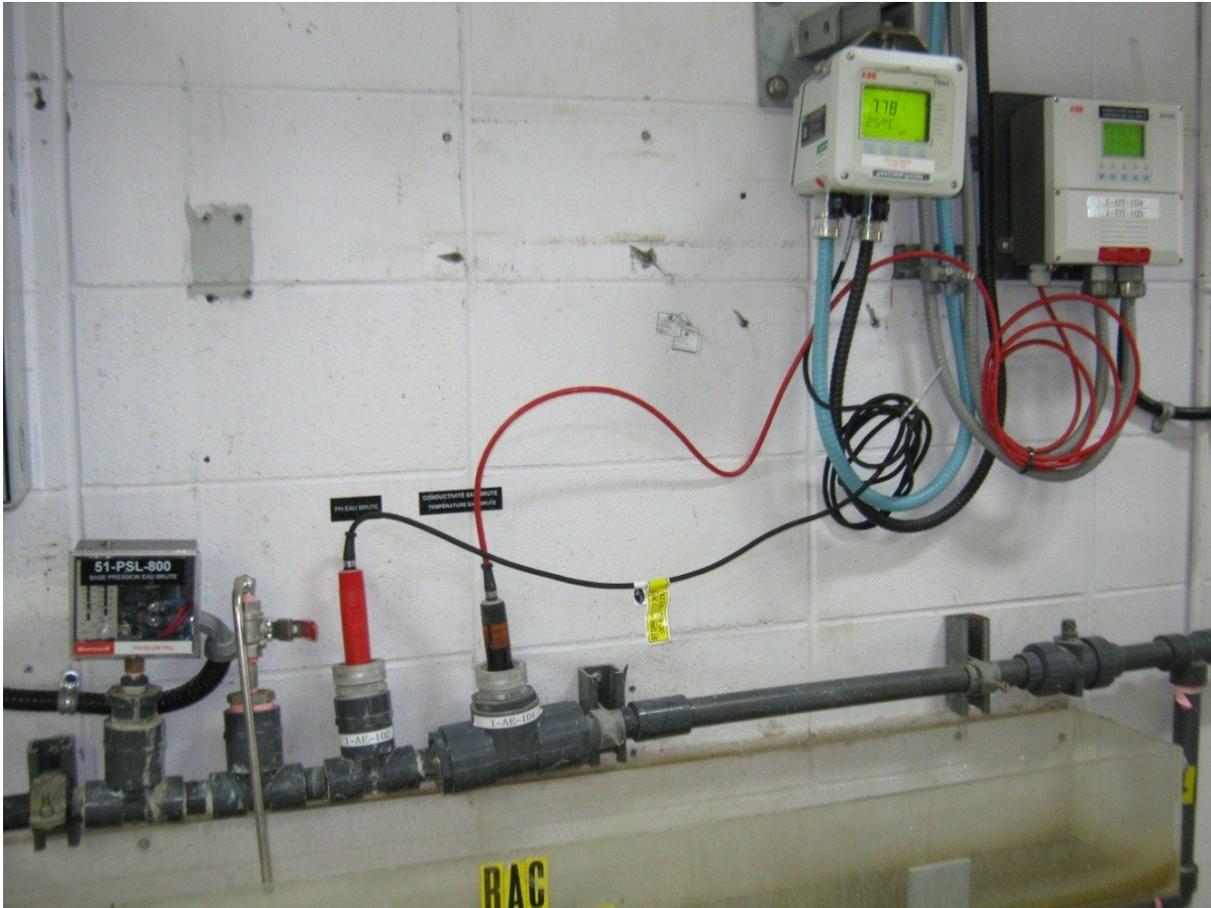


Figure 46 - Analyseurs et transmetteurs de pH, conductivité et température



Figure 47 - Transmetteurs de pH (TB84), de conductivité et de température (AX416)



Figure 48 - Ligne de soutirage d'eau brute sur laquelle sont installés les analyseurs de pH, de conductivité et de température



Figure 49 - Analyseur de turbidité (Surface Scatter 7 sc)

## ANNEXE 2 : Fichiers de poids générés par NNFIT

Les informations disponibles dans ces fichiers et associées aux équations 2 à 5 se repèrent comme suit :

- ligne 1 à 3: I,J,K (K=1 une seule sortie)

pour i=1 à I

- ligne 3+i:  $X_{i,\max}^{\text{entrée}}$  ,  $X_{i,\min}^{\text{entrée}}$  , mode de lecture normal (=0) ou log (=1) de l'entrée i

pour k=1 à K

- ligne (3+3.I)+k:  $X_{\text{sortie}}^{\max}$  ,  $X_{\text{sortie}}^{\min}$  , mode de lecture normal (=0) ou log (=1) de la sortie (une seule sortie K=1)

pour i=1 à I+1

- ligne (3+3.I+3)+i:  $W_{ij}$  pour j=1 à J

pour j=1 à J+1

- ligne (3+3.I+3+I+1)+j:  $W_j$

Fichier de poids du modèle 1 : prédiction du dosage d'alun

5	I												
12	J												
1	K												
8,9	Max	Entrée 1 = pH EB											
6	Min												
0	Mode												
100	Max	Entrée 2 = Turbidité EB											
0,1	Min												
0	Mode												
32,93	Max	Entrée 3 = Température EB											
0	Min												
0	Mode												
437,8	Max	Entrée 4 = Conductivité EB											
75	Min												
0	Mode												
12	Max	Entrée 5 = Mois											
1	Min												
0	Mode												
49,84	Max	Sortie 1 = Dosage alun											
5,48	Min												
0	Mode												
-2,0105	17,094	-8,77754	4,95618	13,3659	-9,45012	-10,2434	10,5795	-1,13672	-8,82377	5,97789	-4,78178		
-4,82735	-9,7248	-14,4541	-9,66129	0,73972	-10,4351	-23,304	17,0629	-16,7259	5,87859	6,32523	-10,1774		
10,2297	-19,4604	-1,41389	-1,3357	9,42109	-1,9395	-12,3159	1,63624	21,821	2,85057	0,496977	-2,67304		
0,109672	-13,1787	-1,35766	-4,92822	10,0318	-4,15355	-6,00731	0,559401	-1,21016	8,70436	2,23013	-4,60569		
-4,36286	-7,20081	7,46043	4,90331	0,35345	6,99712	11,4359	-8,77977	-7,43066	-8,1534	3,19366	-1,56235		
2,66223	6,80272	1,85742	-2,01343	12,4891	0,553204	8,01947	-2,01165	4,07024	4,53897	-7,09829	8,00871		
-3,74387													
0,719114													
10,5447													
-2,03048													
-0,64099													
-1,89287													
-1,06484													
7,41765													
1,80201													
-2,00482													
-5,26495													
-4,56867													
0,766746													

Fichier de poids du modèle 2 : prédiction indirecte du COD à l'eau décantée

4	I		
4	J		
1	K		
7,72	max	Entrée 1 = pH coagulation	
5,42	min		
0	mode		
41,88	max	Entrée 2 = dosage alun	
17,86	min		
0	mode		
0,27	max	Entrée 3 = UV EB	
0	min		
0	mode		
9,42	max	Entrée 4 = COD EB	
2,11	min		
0	mode		
6,02	max	Sortie 1 = COD ED	
0,86	min		
0	mode		
-6,8101	-6,23828	0,777762	-7,8867
2,43523	3,19528	-1,94405	2,43664
1,30476	2,44077	-1,5983	0,653451
-7,4659	-10,3809	-7,30526	-6,08761
6,66523	5,11684	4,26349	-0,586316
5,01168			
-4,783			
-1,4966			
-2,0926			
-1,0986			

Fichier de poids du modèle 3 : capteur virtuel de COD

4	I						
8	J						
1	K						
8,75	max	Entrée 1 = pH (EB, coagulation)					
5,42	min						
0	mode						
46,7	max	Entrée 2 = turbidité (EB, ED)					
0,14	min						
0	mode						
0,27	max	Entrée 3 = UV (EB, ED)					
0	min						
0	mode						
25,66	max	Entrée 4 = température EB					
0	min						
0	mode						
9,42	max	Sortie 1 =COD (EB, ED)					
0,86	min						
0	mode						
0,477966	3,95804	-3,03351	-0,999928	0,428177	-6,64221	0,99978	-2,48084
0,590842	-1,27091	-3,42757	-0,0522965	0,278168	1,20119	-0,42456	0,419639
0,14997	-2,34035	-3,20529	-5,79653	-2,67197	4,27186	-1,50156	-4,82895
24,9078	-13,486	4,97331	-4,84423	-5,33196	9,35489	10,2407	-2,97678
-10,8701	12,1053	0,65022	0,769124	7,2431	-4,98219	-4,69509	6,96279
3,01807							
-4,19574							
-0,117483							
-3,94818							
2,0371							
-2,5944							
-3,47305							
-2,73753							
4,38727							

Fichier de poids du modèle 4 : prédiction directe du COD à l'eau décantée

6	I	
3	J	
1	K	
7,72	max	Entrée 1 = pH EB
5,42	min	
0	mode	
41,88	max	Entrée 2 = dose alun
17,86	min	
0	mode	
0,27	max	Entrée 3 = UV EB
0	min	
0	mode	
8,6	max	Entrée 4 = pH coagulation
6	min	
0	mode	
46,7	max	Entrée 5 = turbidité EB
2	min	
0	mode	
25,66	max	Entrée 6 = température EB
0,16	min	
0	mode	
6,02	max	Sortie 1 = COD ED
0,86	min	
0	mode	
5,79809	8,12407	6,69178
2,18121	-3,8069	6,39381
0,511592	1,96912	0,54449
-10,6259	11,3942	14,4386
-1,53743	0,27299	11,5903
15,5335	18,0203	3,00766
-5,44242	8,82242	6,78774
-9,86552		
-8,88424		
-1,45279		
9,04189		

# **ANNEXE 3 : Questionnaire utilisé lors des entretiens avec les opérateurs**

## **Section 1 : révision de la dose d'alun**

1. Quand la dose d'alun est-elle révisée?
  
2. Tenez-vous compte des résultats des tests de floculation en bécher pour ajuster le dosage d'alun?
  
3. Augmentation du dosage d'alun
  - Sur quel(s) variables(s) basez-vous votre décision d'effectuer une augmentation du dosage d'alun ?
  - De quelle façon doit (doivent) varier ce(s) variables(s) pour que vous décidiez d'effectuer une augmentation du dosage ?
  - Les augmentations de la dose d'alun sont de quel ordre ?
  - L'effet de la décision d'augmenter la dose d'alun est normalement observable après combien de temps ?
  - Si l'effet de la décision d'augmenter la dose d'alun n'est pas observable, après combien de temps décidez-vous de faire une nouvelle augmentation?
  - Sur quel(s) critère(s) vous basez-vous pour conclure que la dose est correcte et ne mérite pas d'ajustement supplémentaire?
  
4. Diminution du dosage d'alun
  - Sur quel(s) variables(s) basez-vous votre décision d'effectuer une diminution du dosage d'alun ?
  - De quelle façon doit (doivent) varier ce(s) variables(s) pour que vous décidiez d'effectuer une diminution du dosage ?
  - Les diminutions de la dose d'alun sont de quel ordre ?

- L'effet de la décision de diminuer la dose d'alun est normalement observable après combien de temps ?
- Si l'effet de la décision de diminuer la dose d'alun n'est pas observable, après combien de temps décidez-vous de faire une nouvelle diminution ?
- Sur quel(s) critère(s) vous basez-vous pour conclure que la dose est correcte et ne mérite pas d'ajustement supplémentaire?

### **Section 2 : révision de la dose de polymère**

5. Quand la dose de polymère est-elle révisée?

*Sous questions :*

Dans quels cas :

- La dose de polymère est-elle maintenue?
  - La dose de polymère est-elle augmentée?
  - La dose de polymère est-elle baissée?
  - Comment faites-vous pour augmenter la dose de polymère?
  - Comment faites-vous pour baisser la dose de polymère?
6. Effectuez-vous des tests de floculation en béccher aux cours desquels vous modifiez la dose de polymère (plutôt que celle d'alun) ?

### **Sections 3 : Habitudes d'utilisation de l'outil de prédiction de la dose d'alun qui est en place**

7. Est-ce que le modèle de prédiction influence vos décisions relatives aux changements du dosage d'alun ?

*Sous-questions :*

- *Si oui, de quelle façon ?*
- *Si non, pourquoi ?*

- *Avez-vous des suggestions concernant le mode d'utilisation du modèle?*
  - *Que pensez-vous de l'interface du modèle? (facile d'utilisation?)*
8. Depuis la mise en fonction de la nouvelle prise d'eau, est-ce que les caractéristiques de l'eau brute ont changé ?

## ANNEXE 4 : Prédications mensuelles du modèle 1

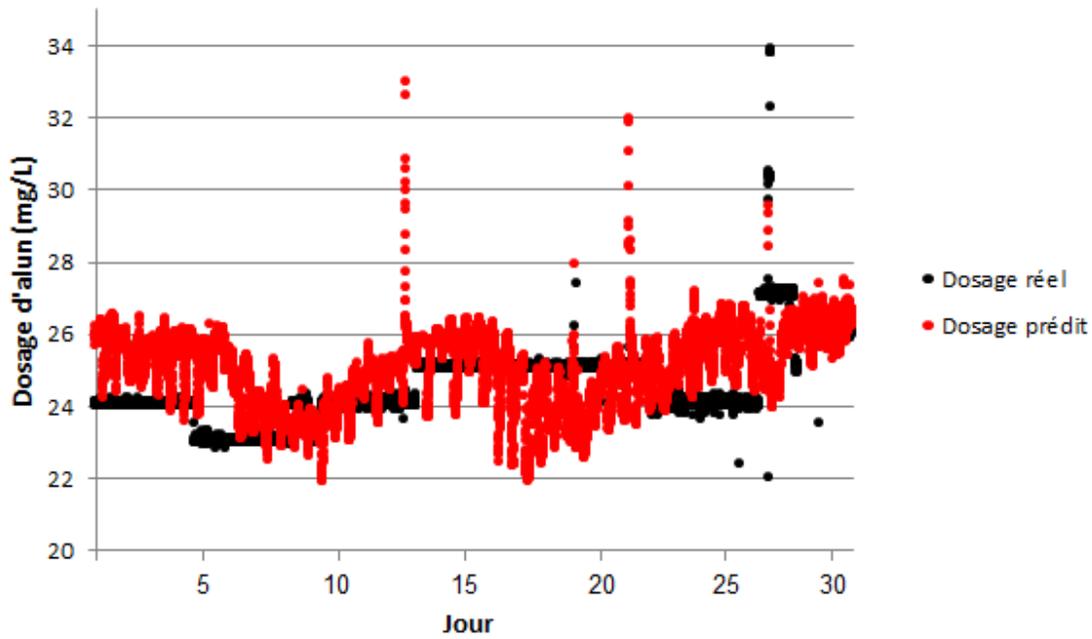


Figure 50 - Prédications du modèle 1 sur le mois de mars 2007

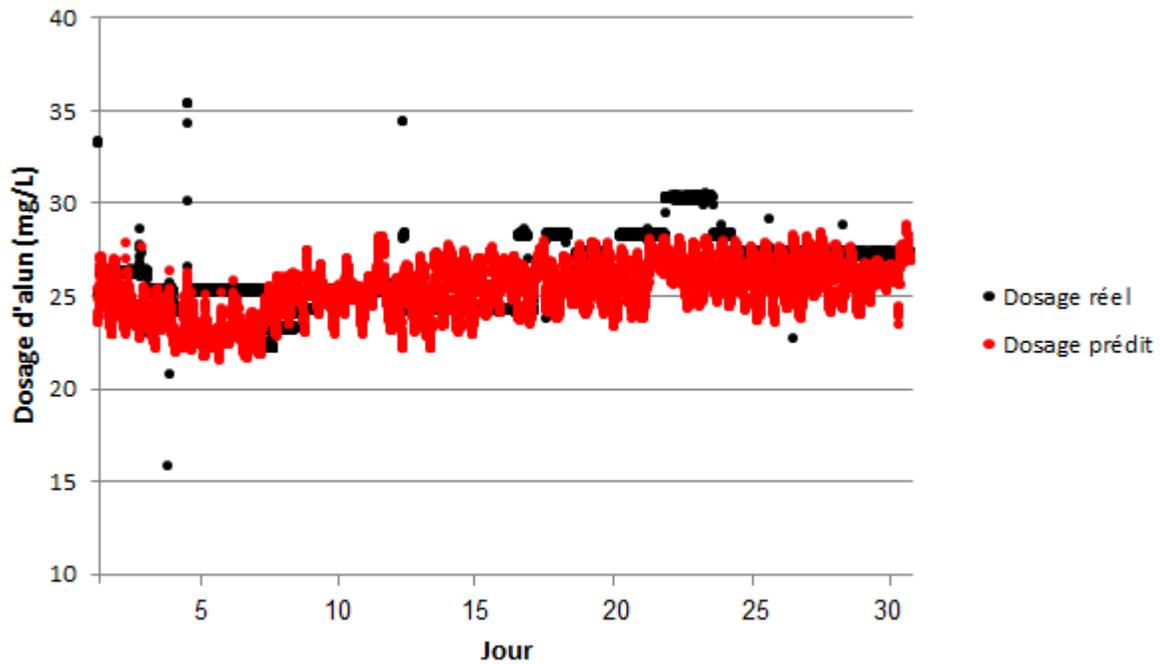


Figure 51 - Prédications du modèle 1 sur le mois de juin 2008

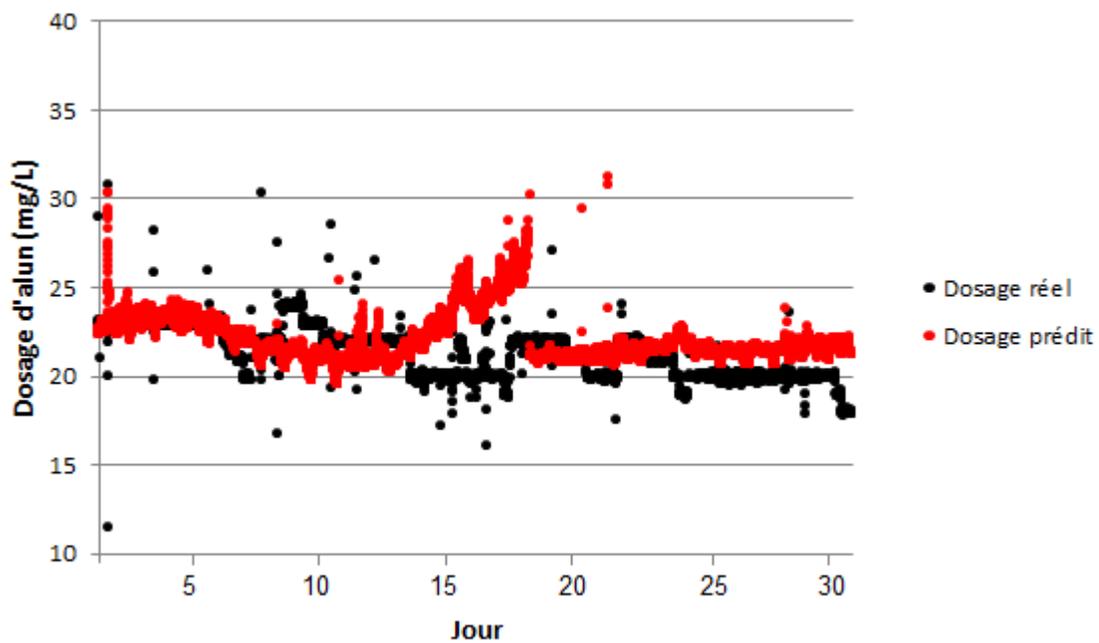


Figure 52 - Prédications du modèle 1 sur le mois de septembre 2009

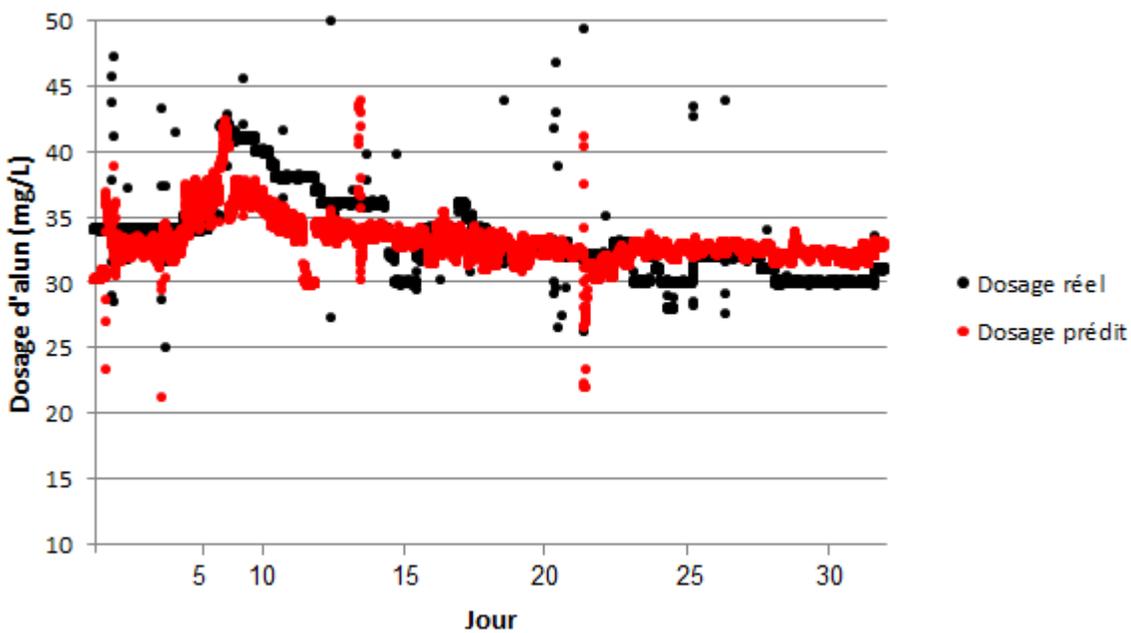


Figure 53 - Prédications du modèle 1 sur le mois de décembre 2010

## ANNEXE 5 : Comparaison des performances du modèle 4 avec celles des modèles 2 et 3 combinés

La concentration en COD à l'eau décantée peut être prédite à l'aide des outils 4 et 2. Cependant, ce dernier requiert la connaissance de celle à l'eau brute, qui peut être calculée avec le modèle 3. Les tableaux 24 et 25 présentent les performances comparées des modèles 2 et 3 combinés et du modèle 4 pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la base de données totale de 1 an (des mois d'août 2010 à août 2011) et sur l'unique période de variation du 28 septembre au 28 octobre 2010 (séries 63 à 87 de la banque). Le COD à l'eau brute prédit par le modèle 3 est utilisé comme entrée du 2.

Tableau 23-Performances des modèles 2 et 3 combinés et du modèle 4 pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la base de données totale

<b>Modèle(s)</b>	<b>Moyenne  erreur relative  (%)</b>	<b>Moyenne erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Écart type de l'erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Coefficient de corrélacion (%)</b>
2 et 3	13,3	0,031	0,436	73,7
4	10,7	0,012	0,347	82,3

Tableau 24 - Performances des modèles 2 et 3 combinés et du modèle 4 pour la prédiction de la concentration en COD à l'eau décantée sur la période de de variation

<b>Modèle(s)</b>	<b>Moyenne  erreur relative  (%)</b>	<b>Moyenne erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Écart type de l'erreur absolue (mg/L)</b>	<b>Coefficient de corrélacion (%)</b>
2 et 3	19,9	-0,131	1,025	20,5
4	19,9	-0,267	1,012	22,8

Le modèle 4 donne de meilleures performances sur la banque de données totale que les outils 2 et 3 combinés puisqu'il présente une erreur moyenne relative (en valeur absolue) et un écart type plus faible, ce qui indique que les prédictions rendues sont plus justes et que la distribution des erreurs est davantage condensée autour de la moyenne d'approximativement zéro. De plus, son coefficient de corrélation est supérieur. L'inconvénient découlant de l'utilisation des deux outils combinés pour prédire la concentration en COD à l'eau décantée vient du fait que les erreurs faites par le modèle 2 se répercutent sur les prédictions du 3 et sont, par conséquent, amplifiées (si les erreurs de prédiction des deux modèles ne sont pas de sens contraires).

Les performances des outils sur la période de variation sont relativement semblables, bien que le coefficient de corrélation des modèles 2 et 3 combinés soit légèrement inférieur à celui du 4 et que la distribution de ses erreurs de prédictions soit moins décalée par rapport à zéro. Cela peut être expliqué par le fait que la période de variation n'a pas été dupliquée dans la banque de données d'apprentissage du modèle 4 puisque les prédictions de ce dernier s'ajustaient déjà relativement bien à cette période.

## ANNEXE 6 : Relation entre la couleur et l'absorbance UV de l'eau

Comme mentionné à la section 2.1.5., les acides humiques et fulviques confèrent à l'eau une couleur jaunâtre qui peut déplaire aux consommateurs. Ce type de matière organique peut être retiré par coagulation. L'absorbance UV à la longueur d'onde de 254 nm permet de quantifier la part de la matière organique présente dans l'eau qui peut être enlevée par ce procédé. Ce paramètre, pouvant être mesuré en continu, est directement relié à la couleur de l'eau comme le démontre la figure 54.

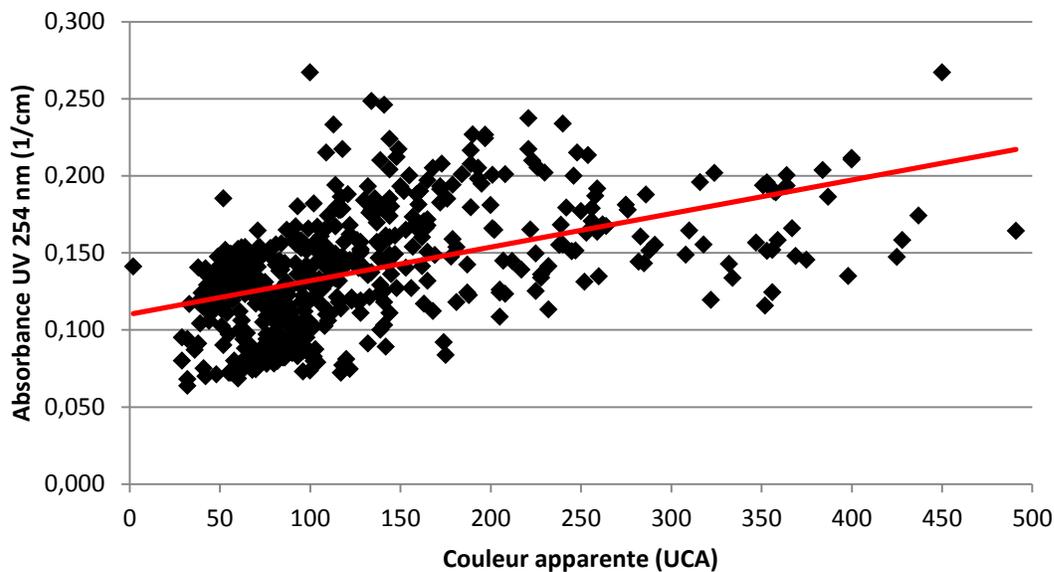


Figure 54 - Relation entre l'absorbance UV à 254nm et la couleur apparente à l'eau brute non filtrée

L'absorbance UV et la couleur apparente ont été analysées sur des échantillons d'eau brute non filtrés récoltés 1 à 2 fois par jour durant 1 an, à partir du mois d'août 2010. La relation entre ces deux paramètres de qualité n'est pas très bonne. Il est possible que la présence de particules affecte de manière différente ces deux paramètres. Il est cependant permis de conclure qu'ils sont

effectivement reliés et qu'il y a un intérêt à suivre l'absorbance UV pour avoir une indication de la couleur de l'eau. Dans ce cas de figure, une tendance linéaire positive relie l'absorbance UV à la couleur apparente avec une pente de 0,0002 et un coefficient de corrélation de 49,6%.

## ANNEXE 7 : SPD dans le réseau de distribution de l'UTE de Sainte-Foy

Comme mentionné à la section 2.1.5., la MON réagit avec les désinfectants pour former des SPD indésirables. Les produits de réaction de la MON avec le chlore, notamment les THM et les AHA, sont soupçonnés d'être cancérigènes pour l'homme. À l'UTE de Sainte-Foy, le chlore est utilisé comme désinfectant secondaire pour protéger le réseau de distribution. Les résultats des campagnes d'échantillonnage réalisées par Christelle Legay dans le cadre de son projet de doctorat ont permis mesurer les concentrations en SPD dans le réseau de Sainte-Foy (Legay, C., 2010). Ces campagnes, réalisées une fois par mois durant la période de mars 2006 à avril 2008, comprenaient la récolte d'échantillons à 6 points dans le réseau de distribution et l'analyse sur ceux-ci de 4 types de THM et de 9 types d'AHA. La figure 55 présente la localisation des points d'échantillonnage par rapport à l'UTE de Sainte-Foy.



Figure 55 - Localisation des points d'échantillonnage du réseau de Sainte-Foy

## Normes et recommandations

Selon Santé Canada (2009), la concentration maximale acceptable pour les AHA<sub>5</sub> dans l'eau potable est de 80 µg/L, sur la base d'une moyenne courante annuelle. La recommandation est basée sur la somme des concentrations des acides monochloroacétique (MCA), dichloroacétique (DCA), trichloroacétique (TCA), monobromoacétique (MBA) et dibromoacétique (DBA). À partir du 8 mars 2013, les AHA feront l'objet d'une norme selon le Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec (Gouvernement du Québec, 2012). La concentration moyenne maximale acceptable en AHA<sub>5</sub> calculée sur 4 trimestres consécutifs sera alors fixée à 60 µg/L.

Le Règlement sur la qualité de l'eau potable (Gouvernement du Québec, 2008) stipule que la concentration moyenne maximale en THM totaux calculée sur 4 trimestres consécutifs ne doit pas dépasser 80 µg/L. Cette dernière est basée sur la somme des concentrations en chloroforme, bromodichlorométhane (BDCM), dibromochlorométhane (DBCM) et bromoforme. Les concentrations en THM sont maximales à l'extrémité du réseau. *Résultats*

Pour chacun des emplacements en réseau, des moyennes annuelles des concentrations en AHA<sub>5</sub> ont été calculées pour les années 2006 à 2008. Ces résultats sont présentés dans le tableau 26.

Tableau 25 - Concentrations moyennes annuelles en AHA<sub>5</sub> (données de Legay, 2010)

Point d'échantillonnage	Concentration moyenne en AHA <sub>5</sub> (µg/L)		
	2006	2007	2008
SF101	26,1	21,0	9,4
SF104	22,8	22,1	14,4
SF107	25,0	27,1	15,0
SF201	13,6	14,9	7,2
SF301	21,3	29,6	16,3
SFRT05	14,0	17,5	8,4

Il appert que les concentrations moyennes annuelles en AHA<sub>5</sub> à tous les points d'échantillonnages respecteraient la recommandation émise par Santé Canada de 80 µg/L. De

plus, aucun des échantillons récoltés au cours de cette campagne ne possède une concentration en AHA<sub>5</sub> supérieure à cette dernière. Toutes les concentrations présentées dans le tableau 26 sont également inférieure à la nouvelle norme du RQEP, soit 60 µg/L.

Les concentrations moyennes maximales en THM totaux calculées sur 4 trimestres consécutifs pour la période de mars 2006 à avril 2008 aux points d'échantillonnage les plus éloignés des installations de production d'eau potable (SF301 et SF101) sont présentées dans le tableau 27.

Tableau 26 - Concentrations moyennes maximales en THM totaux à deux points dans le réseau (données de Legay, 2010)

Période de 4 trimestres consécutifs	Concentration moyenne en THM totaux (µg/L)	
	SF101	SF301
avril 2006 - mars 2007	37,2	44,6
avril 2007 - mars 2008	37,0	46,3

Pour la période durant laquelle se sont déroulées les campagnes d'échantillonnages, les concentrations moyennes en THM totaux étaient inférieures à la norme de 80 µg/L mentionnée dans le RQEP. De même, les deux seuls échantillons dont les concentrations excédaient cette valeur ont été récoltés le 10 août 2006 aux emplacements SF104 et SF301.

Même s'il n'y a pas de réelle problématique liée à la présence des SPD dans le réseau de distribution de Sainte-Foy, il est tout de même important d'effectuer un suivi de l'enlèvement de la matière organique par les étapes de clarification afin de s'assurer que la situation perdure. En plus d'être à la base de la formation des SPD, la matière organique a un impact non négligeable sur la consommation de chlore et d'ozone. Cela représente un argument supplémentaire pour justifier l'importance d'effectuer un suivi de sa concentration.

# **ANNEXE 8 : Suite de la revue de littérature sur l'aluminium résiduel**

## **Les différentes formes d'aluminium dans l'eau traitée**

L'aluminium dans l'eau se présente sous différentes formes (Zhao et al., 2006). Bien qu'il n'y ait pas de catégorisation universelle de celles-ci (Srinivasan et al., 1999b), l'aluminium total présent dans l'eau est souvent divisé en aluminium suspendu, colloïdal, soluble, organiquement lié et inorganiquement lié (Baba and Okazaki, 2000; Srivasan and Viraghavan, 2002). La somme de l'aluminium suspendu et colloïdal représente l'aluminium particulaire (Srinivasan et al., 1999b). Les complexes organiques sont formés par l'association des produits de l'hydrolyse du sulfate d'aluminium avec le COD et se présentent sous forme dissoute ou colloïdale (Srinivasan et al., 1999b; Zhao et al., 2006). Les complexes inorganiques résultent de la liaison des produits de l'hydrolyse de l'alun avec les ions hydroxydes, fluorures, sulfates et phosphates et sont solubles (Driscoll et Letterman, 1988; Srinivasan et al., 1999b).

La biodisponibilité et la toxicité de l'aluminium varient selon la forme sous laquelle il se présente (Berthon, 2002; Srinivasan et Viaraghavan, 2002). Par exemple, les complexes inorganiques formés par l'association de l'aluminium avec les hydroxydes sont plus toxiques pour les poissons que les complexes organiques (Baker et Schoefield, 1982; Driscoll, 1984).

## **Prédiction de la concentration en aluminium résiduel**

### **Modèles neuronaux**

La concentration en coagulant résiduel peut être prédite à l'aide de modèles neuronaux. Maier et al. (2004) ont développé un modèle permettant de prédire, du même coup, la concentration en aluminium résiduel et le pH à l'eau traitée, avec comme variables d'entrée la couleur, la turbidité, le COD, le pH, l'alcalinité et l'absorbance UV (254 nm) à l'eau brute, le dosage d'alun ainsi que la couleur, la turbidité et l'absorbance UV (254 nm) à l'eau traitée. La

base de données à partir de laquelle ce modèle a été développé est composée de 126 séries obtenues expérimentalement. La qualité du modèle a été évaluée sur la base du coefficient de corrélation ( $R^2$ ) et de la valeur absolue de l'erreur relative moyenne (MAE). Pour la prédiction de l'aluminium résiduel, ces deux valeurs sont de 0,96 et 0,02 mg/L respectivement.

### **Modèles empiriques**

Srinivasan et al., (1999b) ont développé des équations de deuxième ordre reliant la concentration de l'eau traitée en aluminium total ( $\mu\text{g/L}$ ) au pourcentage de turbidité enlevé par la chaîne de traitement de l'usine traitant l'eau du lac Buffalo Pound en Saskatchewan. Les résultats expérimentaux utilisés pour l'obtention des paramètres de ces équations sont des moyennes mensuelles récoltées pour deux années consécutives (1996 et 1997). Le coefficient de corrélation ( $R^2$ ) de l'équation pour l'année 1996 est de 0,61 et celui pour l'année 1997 de 0,91.

Selon Driscoll et al., (1995), la concentration de l'eau filtrée en aluminium particulaire (P) est proportionnelle à la turbidité (T). Une régression linéaire par moindres carrés des logarithmes de P et T à partir de résultats obtenus pour trois usines de la région de New-York a conduit à l'équation suivante :

$$\text{Log P} = 0,93 (\text{log T}) + 2,42 \quad (26)$$

Le coefficient de corrélation ( $r^2$ ) de cette dernière est de 0,61.

## **ANNEXE 9 : Résultats des analyses d'aluminium à l'eau filtrée**

Au commencement du projet, un modèle neuronal devait être développé afin de prédire la concentration en aluminium résiduel dans l'eau à la sortie des installations de traitement de Sainte-Foy. Ce paramètre est analysé par les opérateurs de l'UTE et le personnel du laboratoire de la Ville de Québec selon deux méthodes différentes soit respectivement par la méthode Aluminon (0,008-0,8 mg/L) avec l'appareil DR-5000 de la compagnie Hach et par la méthode ILQ-METAUX avec l'appareil ICP-OES (Plasma à Couplage Inductif – Spectrométrie d'Émission Optique). Ces méthodes sont présentées dans les documents Hach Lange (2005b) et CEAEQ (2006). L'ensemble des mesures d'aluminium devaient être rassemblées en vue de construire le modèle. Cependant, il s'est avéré que les mesures réalisées les mêmes jours selon les deux méthodes donnaient des résultats complètement différents. Pour comparer ces méthodes, un suivi en parallèle de ce paramètre a été entrepris. Du 11 mai au 30 septembre 2011, des échantillons d'eau filtrée étaient récoltés deux fois par jours par les opérateurs et des mesures d'aluminium étaient réalisées sur ceux-ci à l'aide des deux méthodes. La figure 56 présente les résultats des analyses d'aluminium comparés. Dans 91% des cas les mesures réalisées avec l'ICP-OES sont supérieures à celles du DR-5000. La figure 57 présente la distribution des différences relatives (en valeur absolue) entre les mesures d'aluminium effectuées avec l'ICP-OES et le DR-5000. La différence relative moyenne est de 58,4% et l'écart type de 28,7%. De plus, le coefficient de corrélation entre les mesures d'aluminium réalisées avec les deux appareils est de 13,2%. Ces constatations laissent à supposer qu'une partie de l'aluminium présent dans l'eau filtrée ne se complexe pas avec l'indicateur aluminon pour former la coloration rouge-orangé qui permet la mesure de sa concentration par colorimétrie. Puisque les opérateurs se basent sur les résultats des analyses effectuées avec le DR-5000 pour savoir si la concentration en aluminium résiduel est inférieure à la recommandation de Santé Canada, il est essentiel de trouver un moyen de corriger ces mesures afin d'obtenir les véritables concentrations résiduelles. Le suivi en parallèle de l'aluminium à l'eau filtrée avec les deux méthodes devrait donc être

poursuivi afin d'obtenir davantage de données et de pouvoir éventuellement établir, si possible, une relation entre les mesures réalisées par celles-ci.

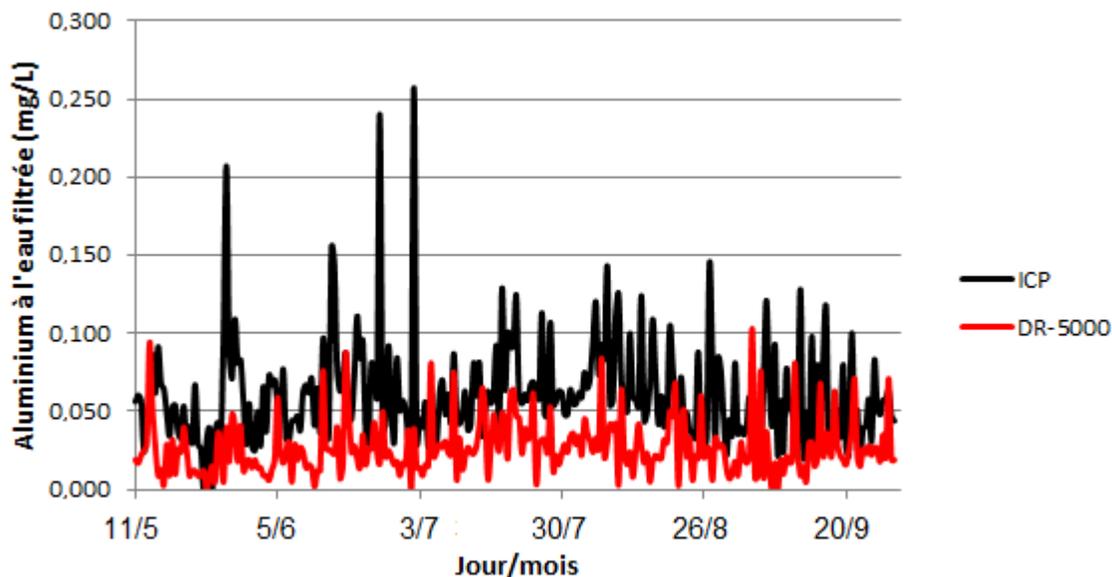


Figure 56 - Comparaison des mesures d'aluminium à l'eau filtrée pour la période du 11 mai au 30 septembre 2011

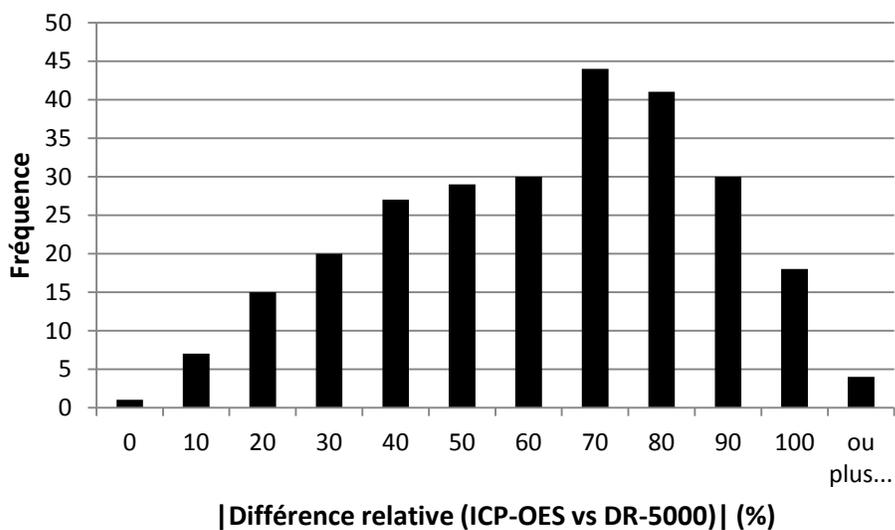


Figure 57 - Distribution des différences relatives (en valeurs absolue) entre les mesures d'aluminium réalisées avec les appareils ICP et DR-5000

## ANNEXE 10 : Pistes pour le développement d'un modèle de prédiction du pH de coagulation

Puisque c'est le pH dans le mélangeur rapide et non celui à l'eau brute qui conditionne la coagulation, il est essentiel de connaître l'impact du dosage d'alun et des caractéristiques à l'eau brute sur ce dernier. Un modèle neuronal pourrait éventuellement être développé pour prédire le pH de coagulation. Les variables mesurées en continu les plus fortement corrélés avec le pH de coagulation (mesuré dans le mélangeur rapide) sont le dosage d'alun, le pH, la conductivité et la température à l'eau brute. Les valeurs de ces corrélations sont présentées dans le tableau 23.

Tableau 27 – Corrélations des variables mesurées en continu avec le pH de coagulation

<i>Paramètre mesuré en continu</i>	<i>Coefficient de corrélation avec le pH de coagulation</i>
Conductivité à l'eau brute	0,32
Dosage d'alun	-0,33
pH à l'eau brute	0,17
Température à l'eau brute	0,39

Tout comme pour le modèle 1, le mois pourrait être inclus comme variable d'entrée supplémentaire afin de permettre au modèle de se situer par rapport aux saisons. L'hydrolyse du sulfate d'aluminium ajouté à l'étape de coagulation entraîne une consommation de l'alcalinité de l'eau et donc une diminution du pH (voir la section 2.2.1). Par conséquent, cette variable, qui n'est pas mesurée en continu, conditionne le pH de coagulation. L'analyse des coefficients de corrélation entre l'alcalinité et les variables caractérisant l'eau brute a permis de constater que la conductivité peut permettre d'approximer directement l'alcalinité à partir de la relation linéaire suivante.

$$\text{Alcalinité (mg/L CaCO}_3\text{)} = \text{Conductivité } (\mu\text{S/cm}) / X \quad (27)$$

Cette relation a été vérifiée à partir d'une base de données couvrant la période de janvier 2007 à octobre 2011 et comprenant les résultats des analyses d'alcalinité réalisées quotidiennement en laboratoire et les mesures de conductivité correspondant aux mêmes périodes. La valeur de X a été déterminée à l'aide d'un solveur en minimisant la somme des carrés des erreurs entre l'alcalinité prédite et celle mesurée expérimentalement. Elle est approximée à 3,7. La figure 58 présente la distribution des erreurs de prédiction de l'alcalinité pour la base de données complète (1629 séries associant des données d'alcalinité et de conductivité).

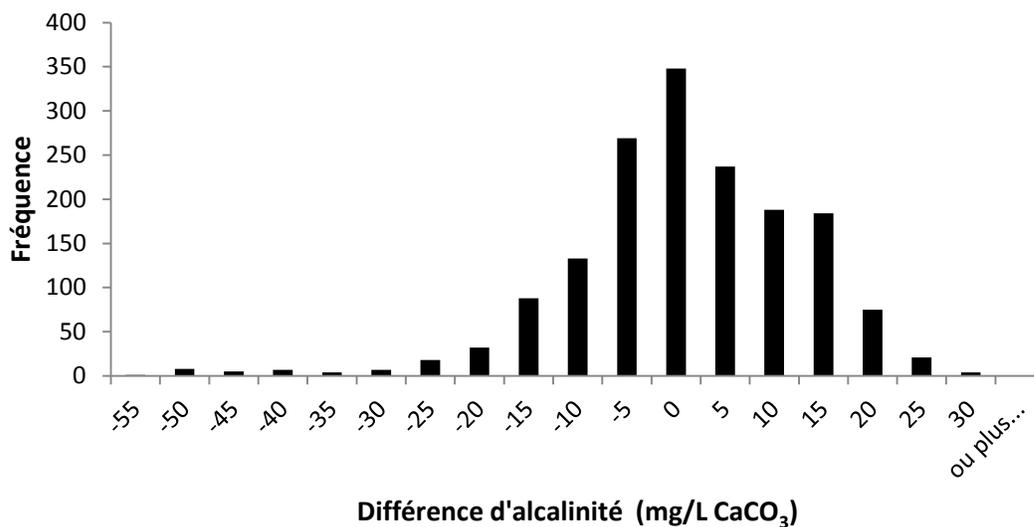


Figure 58 - Distribution des erreurs de prédiction de l'alcalinité

La moyenne des erreurs de prédiction est de -1.6 et l'écart type de 11.8 mg/L de CaCO<sub>3</sub>. 52.4 % des erreurs sont incluses dans l'intervalle de [-5, 5] mg/L de CaCO<sub>3</sub>. Étant donné que qu'un analyseur de pH n'est pas utilisé pour repérer le point de virage des complexes formés par l'indicateur lors de la mesure en laboratoire de l'alcalinité, l'incertitude sur la mesure de ce paramètre est vraisemblablement importante, ce qui pourrait expliquer en partie le large éventail d'erreurs de prédiction. Des tests en laboratoire ont été réalisés par le technicien de l'UTE de Sainte-Foy dans le but d'évaluer cette incertitude (Desgroseilliers, 2011). Ceux-ci consistaient à insérer une sonde de pH dans l'échantillon d'eau brute qui était titré par les opérateurs et à vérifier l'écart de pH entre celui indiqué lorsque ceux-ci jugeaient que le point de virage était

atteint et la valeur théorique de 4,5. Les résultats de ces essais (au nombre de 10) suggèrent que l'incertitude sur l'alcalinité est d'approximativement  $\pm 2$  mg/L de  $\text{CaCO}_3$ .

L'existence de cette relation linéaire entre l'alcalinité et la conductivité à l'eau brute permet de justifier la pertinence d'inclure ce paramètre comme entrée pour le modèle de prédiction du pH de coagulation. Tout comme pour le développement du modèle 1, les données d'apprentissages et de généralisation de l'outil de prédiction du pH de coagulation devraient être triées pour éliminer les périodes correspondant aux dysfonctionnements des capteurs des variables d'entrée et de sortie. Ce modèle pourrait éventuellement être utilisé par les opérateurs pour vérifier si la zone optimale de coagulation des particules responsables de la turbidité (précipitation et emprisonnement) est atteinte lors de l'application d'un certain dosage d'alun.