



DÉTERMINATION DES PARAMÈTRES BIOCINÉTIQUES POUR LA CONCEPTION D'ÉTANGS AÉRÉS COMPLÈTEMENT MÉLANGÉS

Rapport final



AXOR Experts-Conseils Inc.

en collaboration avec



1950 Sherbrooke Ouest, bureau 400, Montréal (Québec) H3H 1E7
TÉLÉPHONE 514.846.4000 _ TÉLÉCOPIEUR 514.846.4005
axor@axor.com _ www.axor.com

2594-110 / JUIN 2010



Affaires municipales,
Régions et Occupation
du territoire



DÉTERMINATION DES PARAMÈTRES BIOCINÉTIQUES POUR LA CONCEPTION D'ÉTANGS AÉRÉS COMPLÈTEMENT MÉLANGÉS

Rapport final

Préparé par



BERTRAND ALIBERT, ing.

Vérifié par



MARC-ANDRÉ DESJARDINS, ing., Ph.D.

AXOR Experts-Conseils Inc.

en collaboration avec



1950 Sherbrooke Ouest, bureau 400, Montréal (Québec) H3H 1E7
TÉLÉPHONE 514.846.4000 _ TÉLÉCOPIEUR 514.846.4005
axor@axor.com _ www.axor.com

2594-110 / JUIN 2010



Affaires municipales,
Régions et Occupation
du territoire



SOMMAIRE

Le procédé de traitement des eaux usées par étangs aérés est très répandu au Québec, représentant près de 70 % des stations d'épuration (STEP) de la province.

Un grand nombre de ces STEP ont été construites dans le cadre du Programme d'Assainissement des Eaux du Québec, débuté en 1978. Plusieurs de ces STEP ont atteint ou même dépassé leurs capacités de conception. La transformation, en partie ou en totalité, du premier étang en étang complètement mélangé est considérée comme une solution potentielle pour accroître leur capacité.

Les principaux objectifs de la présente étude étaient de mieux comprendre le mécanisme de fonctionnement d'un étang complètement mélangé et d'établir avec rigueur les paramètres biocinétiques à utiliser pour le dimensionnement de ce type d'étang. Le projet comportait cinq volets.

Le premier volet a consisté en la réalisation d'une revue de littérature visant à résumer les informations pertinentes qui existent sur la conception d'étangs aérés complètement mélangés.

Le second volet a consisté en la réalisation de trois campagnes d'échantillonnage de sept jours chacune à différentes saisons de l'année (hiver, printemps et été) sur quatre sites d'étangs aérés dont le premier étang est complètement mélangé. Les échantillonnages ont été effectués à l'affluent, aux interétangs et à l'effluent des STEP de l'Assomption, St-Césaire-Rougemont, St-Félix-de-Valois et East Angus. En parallèle des campagnes d'échantillonnage, des prélèvements d'affluent et d'effluent de l'étang complètement mélangé ont également été effectués aux sites de l'Assomption, St-Césaire-Rougemont et St-Félix-de-Valois afin de caractériser la biomasse présente dans les étangs par respirométrie. Ces analyses respirométriques ont constitué le troisième volet du projet.

Le quatrième volet a consisté à utiliser les résultats obtenus lors des échantillonnages ainsi que les résultats de caractérisation de la biomasse pour réaliser différentes simulations à l'aide des modèles de conception trouvés dans la littérature. Ces travaux de modélisation ont permis de montrer que l'étang complètement mélangé peut être conçu en utilisant un modèle d'ordre mixte de type Metcalf & Eddy (2003) en utilisant les valeurs typiques de paramètres biocinétiques. Ce volet a également permis de voir que l'étang 2, en aval de l'étang complètement mélangé, se distingue des autres étangs aérés facultatifs subséquents. Le fonctionnement de cet étang est plus complexe qu'il n'y paraît puisque l'enlèvement de la DBO_5 serait plutôt attribuable à un phénomène de sédimentation de la biomasse produite dans l'étang complètement mélangé. Pour cet étang, une constante « apparente » d'enlèvement de la DBO_5 de $0,8 \text{ d}^{-1}$ peut être utilisée avec un modèle d'ordre 1 de type Eckenfelder.

Finalement, le cinquième volet a consisté à modéliser à l'aide du logiciel de simulation dynamique BioWin le fonctionnement de l'étang complètement mélangé. Bien que la portée des résultats des simulations dans le cadre de cette étude soit relativement limitée, une approche primaire a néanmoins pu être développée pour la modélisation d'étangs aérés avec premier étang complètement mélangé. Il a été possible de calibrer un modèle avec les résultats observés à la STEP de l'Assomption permettant de prédire assez correctement la concentration des polluants interétangs et à l'effluent de la STEP, sauf pour la DBO₅ soluble. Éventuellement, ce problème pourrait être corrigé par la modification de quelques paramètres biocinétiques et stœchiométriques.

Il est recommandé de poursuivre cette étude en s'attardant maintenant sur l'étang 2. En effet, la détermination du $K_{e,20}$ biologique du 2^e étang serait fort utile pour en estimer le volume et surtout les besoins en oxygène associés. Bien que Rich (1999) et Grady et al. (1999) proposent une équation pour estimer la demande en oxygène des étangs facultatifs, la situation pour cet étang par rapport aux étangs en aval demeure particulière. Une grande partie de la charge organique entrant dans cet étang est sous forme de biomasse (particulaire) et l'abattement de la DBO₅ serait causé par une combinaison de phénomènes de décantation physique et de dégradation biologique.

En plus du cas d'un étang aéré facultatif en aval d'un étang complètement mélangé, il existe d'autres cas où un 2^e étang reçoit de la biomasse produite en amont. Il s'agit du cas d'une unité à biofilm (e.g. réacteur biologique à support fluidisé, type MBBR ou SMBR) installée entre les étangs 1 et 2 ou encore d'une unité à biofilm en amont du premier étang (dans ce cas le premier étang aéré facultatif devient un "étang 2" avec une fonction importante de décantation). La réalisation d'une étude visant particulièrement le 2^e étang serait donc également utile pour ces applications.

ÉQUIPE DE PROJET

AXOR Experts-Conseils Inc.

Responsable technique et administratif :

Chargé de projet :

Marc-André Desjardins, ing., Ph.D.

Bertrand Alibert, ing.

École Polytechnique de Montréal

Expert scientifique :

Chargé de projet :

Associé de recherche :

Spécialiste en modélisation :

Yves Comeau, ing., Ph.D.

Ignacio Riera Fernandez, ing. jr, M.Ing.

Marc-André Labelle, ing.

Dwight Houwelling, ing., Ph.D.

Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire

Coordonnateur :

Kamal Boulhrouz, ing.

© Gouvernement du Québec,

ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, 2010

ISBN 978-2-550-59617-2 (PDF)

Dépôt légal - 2010

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

Tous droits réservés. La reproduction de ce document par quelque procédé que ce soit et sa traduction, même partielles, sont interdites sans l'autorisation des Publications du Québec.

REMERCIEMENTS

Les auteurs de cette étude tiennent à remercier tous ceux qui ont collaboré à sa réalisation et plus particulièrement :

- la Municipalité de Rigaud;
- la Ville de L'Assomption;
- la Municipalité de St-Félix-de-Valois;
- la Municipalité d'East Angus;
- la Régie d'assainissement Rougemont/St-Césaire
- le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire;
- le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Cette étude a fait l'objet d'une aide financière du gouvernement du Québec - ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire dans le cadre du volet 1.4 du Programme d'infrastructures Québec – Municipalités (PIQM).

TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION	1
2.	REVUE DE LITTÉRATURE	3
2.1	Généralités	3
2.2	Conception des étangs aérés complètement mélangés	4
2.2.1	Approche de Metcalf & Eddy (2003) – Ordre mixte	4
2.2.1.1	Estimation de la demande en oxygène	8
2.2.1.2	Estimation de la température des étangs	8
2.2.1.3	Estimation du temps de résidence critique (t_c)	9
2.2.1.4	Équations utilisées pour convertir les différentes fractions de DCO en DBO ₅	10
2.2.2	Approche de Rich (1999) – Ordre mixte	11
2.2.2.1	Estimation de la demande en oxygène	14
2.2.2.2	Puissance de mélange	15
2.2.3	Approche MDDEP (2008) – Ordre mixte	15
2.2.4	Approche de l'Alberta Environmental Protection (2006) – Ordre 1	17
2.3	Conception des étangs aérés facultatifs	18
2.3.1	Approche du MENV 2001 – Ordre 1	18
2.3.2	Approche de Metcalf & Eddy (2003) et Rich (1999)	19
2.4	Respirométrie	21
2.4.1	Méthode de Wentzel et al. (1995)	23
2.4.2	Méthode de van Haandel et al. (1998)	24
3.	SITES À L'ÉTUDE, DÉTAILS DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE ET ÉQUIPEMENTS DE RESPIROMÉTRIE	26
3.1	Conception des STEP étudiées	26
3.1.1	Critères de conception de Parkson Corporation	27
3.1.2	Volume des étangs	28
3.1.3	Aération	30
3.1.3.1	Paramètres de conception	30
3.1.3.2	Opération des systèmes d'aération pendant les campagnes d'échantillonnage	31
3.2	Détails des campagnes d'échantillonnage	34
3.3	Équipements de respirométrie	35
4.	RÉSULTATS DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE	37
5.	RÉSULTATS DES CARACTÉRISATIONS	42

5.1	Protocole expérimental général	42
5.2	Résultats de la caractérisation hivernale (17 et 19 février 2009).....	43
5.2.1	Méthodes et analyses.....	43
5.2.2	Résultats.....	45
5.2.3	Bilan DCO.....	47
5.3	Résultats des essais d'optimisation n°1 (10 mars 2009).....	48
5.3.1	Méthodes et analyses.....	48
5.3.2	Résultats.....	49
5.3.2.1	Respirométrie par la méthode de Wentzel et al. (1995).....	49
5.3.2.2	Respirométrie par la méthode de van Haandel et al. (1998).....	52
5.3.3	Discussion des résultats	56
5.4	Résultats de la caractérisation printanière (24 et 25 mars 2009)	58
5.4.1	Méthodes et analyses.....	58
5.4.2	Résultats Jour 1 (24 mars 2009)	59
5.4.2.1	Respirométrie par la méthode de Wentzel et al. (1995).....	59
5.4.2.2	Respirométrie par la méthode de van Haandel et al. (1998).....	63
5.4.2.3	Estimation théorique de la concentration en biomasse – Printemps (jour 1).....	69
5.4.3	Résultats Jour 2 (25 mars 2009)	72
5.4.3.1	Respirométrie par la méthode de Wentzel et al. (1995).....	72
5.4.3.2	Respirométrie par la méthode de van Haandel et al. (1998).....	75
5.4.3.3	Estimation théorique de la concentration en biomasse – Printemps (jour 2).....	80
5.4.4	Discussion des résultats	82
5.5	Résultats des essais d'optimisation n°2 (26 mai 2009)	85
5.5.1	Méthodes et analyses.....	85
5.5.2	Résultats.....	85
5.5.3	Discussion des résultats	92
5.6	Résultats de la caractérisation estivale (4 et 5 août 2009).....	92
5.6.1	Méthodes et analyses.....	92
5.6.2	Résultats Jour 1 (4 août 2009)	93
5.6.2.1	Respirométrie par la méthode de Wentzel et al. (1995) - Affluent.....	93
5.6.2.2	Respirométrie par la méthode de van Haandel et al. (1998) - Effluent.....	97
5.6.3	Résultats Jour 2 (5 août 2009)	104
5.6.3.1	Respirométrie par la méthode de Wentzel et al. (1995) - Affluent.....	104
5.6.3.2	Respirométrie par la méthode de van Haandel et al. (1998) - Effluent.....	107
5.7	Discussion des résultats	113

5.8	Résultats de l'effet de l'ajout substrat artificiel (boost) sur la croissance exponentielle (24 août 2009)	115
5.8.1	Discussion des résultats	119
6.	MODÉLISATION DE L'ENLÈVEMENT DE LA DBO₅	120
6.1	Enlèvement de la DBO ₅	121
6.1.1	L'Assomption	121
6.1.1.1	Validation des résultats de DBO ₅	121
6.1.1.2	Approche d'ordre 1 (Eckenfelder) pour tous les étangs	123
6.1.1.3	Cas de l'étang complètement mélangé	126
6.1.2	St-Césaire-Rougemont	128
6.1.2.1	Validation des résultats de DBO ₅	128
6.1.2.2	Approche d'ordre 1 (Eckenfelder) pour tous les étangs	130
6.1.2.3	Cas de l'étang complètement mélangé	133
6.1.3	East Angus	135
6.1.3.1	Validation des résultats de DBO ₅	135
6.1.3.2	Approche d'ordre 1 (Eckenfelder) pour tous les étangs	137
6.1.3.3	Cas de l'étang complètement mélangé	139
6.1.4	St-Félix-de-Valois	141
6.1.4.1	Validation des résultats de DBO ₅	141
6.1.4.2	Approche d'ordre 1 (Eckenfelder) pour tous les étangs	143
6.1.4.3	Cas de l'étang complètement mélangé	145
6.1.5	Récapitulatif des résultats	147
6.2	Effet du temps de résidence hydraulique (TRH)	152
6.2.1	Effet du TRH sur le rendement	157
6.2.2	Effet du TRH et de la géométrie des étangs sur leur température hivernale	160
6.3	Résultats de la modélisation empirique d'autres paramètres	163
7.	SIMULATIONS BIOWIN	172
7.1	Plan de modélisation	172
7.1.1	Validation des résultats	173
7.1.2	Variation de la température des étangs	176
7.1.3	Approches et paramètres pour la modélisation	182
7.1.4	Analyse de sensibilité	183
7.1.5	Calibration et validation	185
7.2	Résultats	186
7.2.1	Analyse de sensibilité	186
7.2.2	Calibration du modèle de simulation	189
7.2.2.1	Analyse des résultats	192

7.2.3	Validation du modèle de simulation	193
7.2.4	Simulations	196
7.2.4.1	Demande en oxygène	196
7.2.4.2	Production de boues	198
7.3	Discussion des résultats	199
8.	ANALYSE DES RÉSULTATS	201
8.1	Analyse des résultats des essais de respirométrie	201
8.1.1	Synthèse des résultats de respirométrie	201
8.1.2	Discussion générale des résultats de respirométrie	204
8.1.2.1	Campagne hivernale	204
8.1.2.2	Campagne d'optimisation n°1	204
8.1.2.3	Campagne printanière	205
8.1.2.4	Campagne d'optimisation n°2	206
8.1.2.5	Campagne estivale	206
8.1.2.6	Effet de l'ajout substrat artificiel (boost) sur la croissance exponentielle	207
8.2	Analyse des approches pour la conception des étangs	208
8.2.1	Analyse des approches étudiées	208
8.2.2	Synthèse des résultats et recommandations pour la conception des étangs	209
9.	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	213
9.1	Conclusions des essais de respirométrie	213
9.2	Conclusions des approches pour la conception des étangs.....	214
9.3	Conclusions de la modélisation BioWin.....	215
9.4	Recommandations.....	215
10.	RÉFÉRENCES	217

ANNEXES

Annexe A : Résultats détaillés des campagnes d'échantillonnage

Annexe B : Validation des résultats de DBO₅

Annexe C : Données d'entrée de « Influent Specifier » de BioWin

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 :	Valeurs typiques des paramètres cinétiques de Metcalf et Eddy (2003).....	5
Tableau 2.2 :	Paramètres cinétiques utilisés par BioWin pour estimer la DBO ₅	11
Tableau 2.3 :	Paramètres cinétiques et stœchiométriques recommandés par Rich (1999).....	12
Tableau 2.4 :	Méthodes respirométriques pour la détermination des paramètres stœchiométriques et biocinétiques.....	22
Tableau 3.1 :	Débits et charges de conception	26
Tableau 3.2 :	Volume et géométrie des étangs.....	28
Tableau 3.3 :	Volume corrigé des étangs.....	29
Tableau 3.4 :	Équipements d'aération installés aux STEP étudiées	30
Tableau 3.5 :	Conditions de mélange / aération de l'étang complètement mélangé durant les campagnes d'échantillonnage	31
Tableau 3.6 :	Conditions d'aération des étangs facultatifs durant les campagnes d'échantillonnage.....	32
Tableau 3.7 :	Matrice des analyses.....	34
Tableau 4.1 :	Moyennes des paramètres mesurés pendant les campagnes d'échantillonnage – L'Assomption	38
Tableau 4.2 :	Moyennes des paramètres mesurés pendant les campagnes d'échantillonnage – St-Césaire-Rougemont	39
Tableau 4.3 :	Moyennes des paramètres mesurés pendant les campagnes d'échantillonnage – St-Félix-de-Valois.....	40
Tableau 4.4 :	Moyennes des paramètres mesurés pendant les campagnes d'échantillonnage – East Angus	41
Tableau 5.1 :	Paramètres mesurés lors de la caractérisation hivernale.....	44
Tableau 5.2 :	Préparation des bouteilles pour la caractérisation hivernale	45
Tableau 5.3 :	Paramètres mesurés lors des essais d'optimisation n°1	49
Tableau 5.4 :	Bilan DCO pour les essais de Wentzel et al. (1995) – Essais d'optimisation n°1	51
Tableau 5.5 :	Résultats respirométriques de la méthode de Wentzel et al. (1995) - Essais d'optimisation n°1	52
Tableau 5.6 :	Bilan DCO pour les essais d'optimisation n°1	55
Tableau 5.7 :	Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) - Essais d'optimisation n°1	56
Tableau 5.8 :	Paramètres mesurés lors de la caractérisation printanière	58
Tableau 5.9 :	Bilan DCO pour les essais printaniers (jour 1)	60
Tableau 5.10 :	Concentration de la biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995) – Printemps (jour 1)	63
Tableau 5.11 :	Bilan DCO pour les essais du printemps (jour 1)	65
Tableau 5.12 :	Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) – Printemps (jour 1).....	69

Tableau 5.13 :	Paramètres utilisés pour estimer la production de biomasse – Printemps (jour 1).....	70
Tableau 5.14 :	Production de boues et biomasse – Printemps (jour 1).....	71
Tableau 5.15 :	Bilan DCO pour les essais printaniers (jour 2)	73
Tableau 5.16 :	Concentration de la biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995) – Printemps (jour 2)	75
Tableau 5.17 :	Bilan DCO pour les essais printaniers (jour 2)	77
Tableau 5.18 :	Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) – Printemps (jour 2)	80
Tableau 5.19 :	Paramètres utilisés pour estimer la production de biomasse – Printemps (jour 2).....	81
Tableau 5.20 :	Production de boues et biomasse – Printemps (jour 2).....	82
Tableau 5.21 :	Comparaison des résultats de X_H et rapport $X_H/MVES$ pour le Printemps (jour 1).....	83
Tableau 5.22 :	Comparaison des résultats de X_H et rapport $X_H/MVES$ pour le Printemps (jour 2).....	83
Tableau 5.23 :	Paramètres mesurés lors des essais d'optimisation n°2	85
Tableau 5.24 :	Bilan DCO pour les essais d'optimisation n°2	87
Tableau 5.25 :	Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) – Essais d'optimisation n°2	91
Tableau 5.26 :	Paramètres mesurés lors de la caractérisation estivale	93
Tableau 5.27 :	Bilan DCO pour les essais d'été (jour 1)	95
Tableau 5.28 :	Concentration de la biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995) – Été (jour 1) ...	97
Tableau 5.29 :	Bilan DCO pour les essais d'été (jour 1)	99
Tableau 5.30 :	Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) – Été (jour 1)	103
Tableau 5.31 :	Bilan DCO pour les essais d'été (jour 2)	105
Tableau 5.32 :	Concentration de la biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995) – Été (jour 2) .	107
Tableau 5.33 :	Bilan DCO pour les essais d'été (jour 2)	108
Tableau 5.34 :	Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) – Été (jour 2)	112
Tableau 5.35 :	Comparaison des résultats de X_H et rapport $X_H/MVES$ pour l'été (jour 1).....	113
Tableau 5.36 :	Comparaison des résultats de X_H et rapport $X_H/MVES$ pour l'été (jour 2).....	113
Tableau 5.37 :	Sommaire de paramètres biocinétiques mesurés (caractérisation estivale)	114
Tableau 5.38 :	Bilan DCO pour les essais sur l'effet du boost	116
Tableau 5.39 :	Résultats de la concentration de biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995) pendant les essais de vérification.....	118
Tableau 6.1 :	Paramètres du MENV (2001) et de l'AEP (2006) pour la modélisation des étangs de l'Assomption	123
Tableau 6.2 :	Valeurs de $K_{e,20}$ estimées pour les étangs de la STEP de l'Assomption	126
Tableau 6.3 :	Valeurs de $K_{e,20}$ estimées pour les étangs de la STEP de St-Césaire	133
Tableau 6.4 :	Valeurs de $K_{e,20}$ estimées pour les étangs de la STEP d'East-Angus	139
Tableau 6.5 :	Valeurs de $K_{e,20}$ estimées pour les étangs de la STEP de St-Félix-de-Valois	145
Tableau 6.6 :	Valeurs de $K_{e,20}$ pour toutes les STEP et tous les étangs	147

Tableau 6.7 :	Valeurs des pentes de régression selon différentes approches pour la conception de l'étang complètement mélangé.....	149
Tableau 6.8 :	Valeurs des pentes de régression selon différentes approches pour la conception des étangs aérés facultatifs 2, 3 et 4.....	150
Tableau 6.10 :	Rendement cumulatif selon le TRH pour les STEP d'East Angus et St-Félix-de-Valois.....	154
Tableau 6.11 :	Valeurs du temps de résidence critique (t_c) pour les STEP étudiées.....	157
Tableau 6.12 :	Concentration moyenne (mg DBO ₅ /L) à l'effluent des STEP étudiées.....	157
Tableau 6.13 :	Variation de température entre l'affluent et l'effluent des STEP en hiver	160
Tableau 6.14 :	Géométries considérées pour l'étang complètement mélangé de la STEP de St-Césaire (volume de 20 000 m ³).....	162
Tableau 6.15 :	Valeurs mesurées et estimées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de l'Assomption.....	164
Tableau 6.17 :	Valeurs mesurées et estimées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de St-Césaire	166
Tableau 6.18 :	Valeurs mesurées et estimées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP d'East Angus.....	168
Tableau 6.19 :	Valeurs mesurées et estimées selon différentes approches pour l'effluent l'étang complètement mélangé de la STEP de St-Félix-de-Valois.....	170
Tableau 7.1 :	Valeurs des paramètres cinétiques et stœchiométriques par défaut utilisés pour les simulations avec BioWin.....	173
Tableau 7.2 :	Moyennes des résultats validés à la STEP de l'Assomption	174
Tableau 7.3 :	Moyennes des résultats validés à la STEP de St-Césaire	175
Tableau 7.4 :	Moyennes des résultats validés à la STEP de St-Félix-de-Valois	176
Tableau 7.5 :	Températures moyennes de l'air pour l'estimation de la température des étangs	178
Tableau 7.6 :	Facteurs f pour l'estimation de la température des étangs.....	179
Tableau 7.7 :	Températures moyennes mesurées lors des campagnes d'échantillonnage (°C)	179
Tableau 7.8 :	Temps de résidence hydraulique (jours)	180
Tableau 7.9 :	Conversion de rapports U/O à U/F	183
Tableau 7.10 :	Valeurs de paramètres manipulés pour l'analyse de sensibilité avec l'étang complètement mélangé de l'Assomption (affluent en condition estivale).....	184
Tableau 7.11 :	Valeurs de pente de régression des divers polluants selon les paramètres de modélisation manipulés	187
Tableau 7.12 :	Paramètres retenus pour la calibration du modèle pour la STEP de l'Assomption	189
Tableau 7.13 :	Valeurs observés et valeurs issues de la calibration du modèle pour la STEP de l'Assomption	190
Tableau 7.14 :	Valeurs observés et valeurs simulées pour la STEP de St-Césaire.....	193
Tableau 7.15 :	Valeurs observés et valeurs simulées pour la STEP de St-Félix-de-Valois	194
Tableau 8.1 :	Synthèse des résultats obtenus pour l'effluent des étangs pendant les campagnes d'échantillonnage.....	202

Tableau 8.2 :	Synthèse des résultats obtenus pour l'effluent de l'Assomption lors des essais d'optimisation.....	203
Tableau 8.3 :	Synthèse des résultats pour les affluents par la méthode de Wentzel et al. (1995).....	203
Tableau 8.4 :	Critères suggérés pour la conception d'étangs aérés avec un premier étang complètement mélangé pour le traitement d'affluents principalement domestiques	212

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 :	Courbe typique de respiration par la méthode de Wentzel et al. (1995)	23
Figure 3.1 :	Profil de puissance de mélange des STEP lors des campagnes d'échantillonnage	33
Figure 3.2 :	Photo d'un respiromètre en opération	35
Figure 5.1 :	Évolution du TUO (moyennes mobiles) - Essai d'optimisation n°1	50
Figure 5.2 :	Logarithme du TUO en fonction du temps - Essais d'optimisation n°1	51
Figure 5.3 :	Courbes de respiration endogène pour les essais d'optimisation n°1	53
Figure 5.4 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent concentré de l'Assomption pour les essais d'optimisation n°1	54
Figure 5.5 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent concentré de l'Assomption pour les essais d'optimisation n°1	54
Figure 5.6 :	Évolution du TUO (moyennes mobiles) – Printemps (jour 1)	59
Figure 5.7 :	Logarithme du TUO en fonction du temps – L'Assomption – Printemps (jour 1)	61
Figure 5.8 :	Logarithme du TUO en fonction du temps – St-Césaire – Printemps (jour 1)	61
Figure 5.9 :	Logarithme du TUO en fonction du temps – East-Angus – Printemps (jour 1)	62
Figure 5.10 :	Courbes de respiration endogène pour les échantillons du printemps (jour 1)	64
Figure 5.11 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption - Printemps (jour 1)	66
Figure 5.12 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption - Printemps (jour 1)	66
Figure 5.13 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de St-Césaire - Printemps (jour 1)	67
Figure 5.14 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de St-Césaire - Printemps (jour 1)	67
Figure 5.15 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de East-Angus - Printemps (jour 1)	68
Figure 5.16 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de East-Angus - Printemps (jour 1)	68
Figure 5.17 :	Évolution du TUO (moyennes mobiles) – Printemps (jour 2)	72
Figure 5.18 :	Logarithme du TUO en fonction du temps – L'Assomption – Printemps (jour 2)	73
Figure 5.19 :	Logarithme du TUO en fonction du temps – St-Césaire – Printemps (jour 2)	74
Figure 5.20 :	Logarithme du TUO en fonction du temps – East-Angus – Printemps (jour 2)	74
Figure 5.21 :	Courbes de respiration endogène pour les échantillons du printemps (jour 2)	76
Figure 5.22 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption - Printemps (jour 2)	78
Figure 5.23 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de St-Césaire - Printemps (jour 2)	78
Figure 5.24 :	Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de East-Angus - Printemps (jour 2)	79

Figure 5.25 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de East Angus - Printemps (jour 2)	79
Figure 5.26 : Courbes de respiration endogène pour les essais d'optimisation n°2.....	86
Figure 5.27 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption (600 mL) + ATU – Essais d'optimisation n°2.....	88
Figure 5.28 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption (600 mL) + ATU – Essais d'optimisation n°2.....	88
Figure 5.29 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption (500 mL) + ATU – Essais d'optimisation n°2.....	89
Figure 5.30 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption (600 mL) + ATU – Essais d'optimisation n°2.....	89
Figure 5.31 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption (600 mL) + TCMP – Essais d'optimisation n°2.....	90
Figure 5.33 : Évolution du TUO (moyennes mobiles) – Été (jour 1).....	94
Figure 5.36 : Logarithme du TUO en fonction du temps – East Angus – Été (jour 1)	96
Figure 5.37: Courbes de respiration endogène pour les échantillons d'été (jour 1)	98
Figure 5.38 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption – Été (jour 1).....	100
Figure 5.39 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption – Été (jour 1).....	100
Figure 5.40 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de St-Césaire – Été (jour 1).....	101
Figure 5.41 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de St-Césaire – Été (jour 1).....	101
Figure 5.42 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent d'East Angus – Été (jour 1)	102
Figure 5.43 : Évolution du TUO (moyennes mobiles) – Été (jour 2).....	104
Figure 5.44 : Logarithme du TUO en fonction du temps – L'assomption – Été (jour 2).....	105
Figure 5.45 : Logarithme du TUO en fonction du temps – St-Césaire – Été (jour 2).....	106
Figure 5.46 : Logarithme du TUO en fonction du temps – East Angus – Été (jour 2)	106
Figure 5.47 : Courbes de respiration endogène pour les échantillons d'été (jour 2)	108
Figure 5.48 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption – Été (jour 2).....	109
Figure 5.49 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption – Été (jour 2).....	110
Figure 5.50 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de St-Césaire – Été (jour 2).....	110
Figure 5.51 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de St-Césaire – Été (jour 2).....	111
Figure 5.52 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de East-Angus – Été (jour 2).....	111

Figure 5.53 :	TUO en fonction du temps pour les échantillons lors essais de vérification.....	116
Figure 5.54 :	Logarithme du TUO en fonction du temps pour l'affluent brut.....	117
Figure 5.55:	Logarithme du TUO en fonction du temps pour l'affluent avec boost.....	118
Figure 6.1 :	Graphiques de validation des données de DBO ₅ de l'Assomption.....	122
Figure 6.2 :	Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO ₅ selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 1 et 2 de la STEP de l'Assomption.....	124
Figure 6.3 :	Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO ₅ selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 3 et 4 de la STEP de l'Assomption.....	125
Figure 6.4 :	Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO ₅ des différentes approches pour la modélisation du 1 ^{er} étang de l'Assomption	127
Figure 6.5 :	Graphiques de validation des données de DBO ₅ de St-Césaire	129
Figure 6.6 :	Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO ₅ selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 1 et 2 de la STEP de St-Césaire	131
Figure 6.7 :	Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO ₅ selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 3 et 4 de la STEP de St-Césaire	132
Figure 6.8 :	Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO ₅ des différentes approches pour la modélisation du 1 ^{er} étang de St-Césaire.....	134
Figure 6.9 :	Graphiques de validation des données de DBO ₅ d'East Angus	136
Figure 6.10 :	Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO ₅ selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 1, 2 et 3 de la STEP d'East Angus.....	138
Figure 6.11 :	Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO ₅ des différentes approches pour la modélisation du 1 ^{er} étang d'East Angus	140
Figure 6.12 :	Graphiques de validation des données de DBO ₅ de St-Félix-de-Valois.....	142
Figure 6.13 :	Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO ₅ selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 1, 2 et 3 de la STEP de St-Félix-de-Valois.....	144
Figure 6.14 :	Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO ₅ des différentes approches pour la modélisation du 1 ^{er} étang de St-Félix-de-Valois	146
Figure 6.15 :	Variation interétangs de K _{e,20} en considérant FC=1	148
Figure 6.16 :	Variation du rendement cumulatif et de la température en fonction du TRH pour les STEP étudiées.....	155
Figure 6.17 :	Variation de la concentration en DBO ₅ en fonction du TRH pour les STEP étudiées	156
Figure 6.18 :	Variation de la concentration en DBO ₅ en fonction du TRH pour différentes température des étangs.....	159
Figure 6.19 :	Effet de la température ambiante (+ 5,0°C à - 5,0°C) et du TRH sur la température des étangs	161
Figure 6.20 :	Température de l'eau de l'étang complètement mélangé en fonction du TRH pour différentes géométries de construction.....	162
Figure 6.21 :	Graphiques des rapports des valeurs estimées sur les valeurs observées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de l'Assomption	164

Figure 6.22 :	Graphiques des rapports des valeurs estimées sur les valeurs observées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de St-Césaire.....	166
Figure 6.23 :	Graphiques des rapports des valeurs estimées sur les valeurs observées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP d'East Angus	168
Figure 6.24 :	Graphiques des rapports des valeurs estimées sur les valeurs observées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de St-Félix-de-Valois	170
Figure 7.1 :	Variation annuelle de température des étangs pour les STEP de l'Assomption (a), St-Césaire (b) et St-Félix-de-Valois (c)	181
Figure 7.2 :	Schéma de modélisation d'un étang aéré facultatif avec le logiciel BioWin	182
Figure 7.3 :	Codification utilisée pendant les essais de sensibilité	185
Figure 7.5 :	Codification utilisée pendant les essais de calibration	186
Figure 7.6 :	Effet des paramètres manipulés sur la concentration de la DBO ₅ à l'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption (conditions estivales)	188
Figure 7.7 :	Rapports des valeurs calibrées sur les valeurs observées pour la STEP de l'Assomption	191
Figure 7.8 :	Rapports des valeurs simulées sur les valeurs observées pour les STEP de St-Césaire (figures a, b et c) et St-Félix-de-Valois (figures d, e et f).....	195
Figure 7.9 :	Courbes de TUO a) et taux de transfert d'oxygène b) annuelles pour la STEP de l'Assomption	197
Figure 7.10 :	Effet du rendement du décanteur à la sortie de la colonne d'eau sur l'estimation des besoins en oxygène.....	198
Figure 7.11 :	Accumulation annuelle de boues aux étangs de la STEP de l'Assomption	199

NOMENCLATURE

Liste de symboles

Symbole	Description	Unités
S_0	Concentration de substrat à l'affluent de l'étang ou STEP	mg DCO/L; mg DBO ₅ /L
S_e, S_{eff}, S	Concentration de substrat à l'effluent de l'étang ou STEP	mg DCO/L; mg DBO ₅ /L
S_{i-j}	Concentration de substrat interétang i - j	mg DCO/L; mg DBO ₅ /L
K_e	Taux d'enlèvement de la DBO ₅ ou constante d'Eckenfelder	d ⁻¹
t, TRH	Temps de rétention hydraulique ou temps de rétention de boues (TRH=TRB pour étangs sans recirculation de boues)	d
t_c	Temps de rétention hydraulique critique	d
FC	Facteur de correction saisonnière pour la conception des étangs	-
T	Température	°C
$K_{e,T}$	Valeur de K_e à la température T	d ⁻¹
$K_{e,20}$	Valeur de K_e à 20°C	d ⁻¹
θ	Coefficient de correction de température	-
K_S	Constante de demi-saturation du substrat de la biomasse hétérotrophe	mg DCO/L
K_n	Constante de demi-saturation de la biomasse nitrifiante	mg N-NH ₄ /L
K_X	Constante de demi-saturation pour les matières adsorbées	mg DBO ₅ /mg biomasse
k_d, b_H	Coefficient de mortalité ou de respiration endogène de la biomasse hétérotrophe	d ⁻¹
k_{dn}	Coefficient de mortalité de la biomasse nitrifiante	d ⁻¹
k	Taux spécifique d'utilisation du substrat	d ⁻¹
k_H	Taux d'hydrolyse	d ⁻¹
μ_{max}	Taux de croissance maximale spécifique (biomasse hétérotrophe)	d ⁻¹
Y	Coefficient de synthèse de la biomasse hétérotrophe	mg MVES/mg substrat
Y_n	Coefficient de synthèse de la biomasse nitrifiante	mg MVES/mg N-NH ₄ nitrifié
R_O	Demande en oxygène	kg O ₂ /h
$P_{X,MES}$	Production journalière de matière en suspension	kg MES/d
$P_{X,MVES}$	Production journalière de matière volatile en suspension	kg MVES/d
$P_{X,bio}$	Production journalière de biomasse	kg MVES/d
X_H	Concentration de la biomasse hétérotrophe	mg MVES/L; mg DCO/L
DCO_b	Concentration de substrat biodégradable	mg DCO/L
DCO_p	Concentration de substrat particulaire	mg DCO/L
DCO_{pb}	Concentration de substrat particulaire biodégradable	mg DCO/L
DCO_{rb}	Concentration de substrat rapidement biodégradable	mg DCO/L
$X_{o,i}$	Concentration de MVES non biodégradables à l'affluent	mg MVES/L
S_i	DCO soluble non biodégradable (inerte)	mg DCO/L
NO_X	Concentration d'azote NTK oxydé en nitrates	mg N/L
S_S	Concentration de substrat soluble à l'effluent de l'étang	mg DCO/L; mg DBO ₅ /L
X_S	Concentration de substrat particulaire à l'effluent de l'étang	mg DCO/L; mg/DBO ₅ /L
S_{S0}	Concentration de substrat soluble à l'affluent de l'étang	mg DCO/L; mg/DBO ₅ /L
X_{S0}	Concentration de substrat particulaire à l'affluent de l'étang	mg DCO/L; mg/DBO ₅ /L
f_N	Fraction d'azote contenu dans la biomasse transformée en résidu endogène	mg N/mg DCO
f	Fraction de biomasse transformée en résidu endogène non biodégradable	-

Note : Lorsque le terme DBO (ou DBO₅) est utilisé dans ce rapport, il fait référence à la demande biochimique en oxygène carbonée.

Liste d'abréviations

Abréviations	Description
AEP	Alberta Environmental Protection
AFF	Affluent
ASM1	Activated Sludge Model No. 1
ATU	Allylthiurée (inhibiteur de nitrification)
EAF	Étang aéré facultatif
ÉCM ou CM	Étang complètement mélangé
EFF	Effluent
FC	Facteur de correction
IE	Interétang
MAMROT	Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire
MENV	Ministère de l'Environnement
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
STEP	Station d'épuration
TCMP	2-chloro-6-trichlorométhyl-pyridine (inhibiteur de nitrification)
tpm	Tours par minute
TRB	Temps de résidence des boues
TUO	Taux d'utilisation d'oxygène
USEPA	United States Environmental Protection Agency

1. INTRODUCTION

Sur les 726 stations d'épuration (STEP) québécoises évaluées par le ministère des Affaires municipales, Régions et Occupation du territoire en 2008 (MAMROT, 2009), 496 étaient de type étangs aérés, soit 68 % du parc des STEP. Ces STEP traitaient 23 % du débit total d'eaux usées traitées (1 500 des 6 600 ML/d).

Un grand nombre de ces STEP ont été construites dans le cadre du Programme d'Assainissement des Eaux du Québec (PAEQ), débuté en 1978. Plusieurs de ces STEP ont atteint ou même dépassé leurs capacités de conception. La transformation du premier étang en étang complètement mélangé est considérée comme une solution potentielle pour accroître leur capacité.

Le modèle généralement utilisé pour la conception du premier étang complètement mélangé est un modèle de type Eckenfelder. Il existe présentement un écart considérable entre la valeur de la constante K_e utilisée par les concepteurs (de 0,6 à 2,5 d⁻¹).

Pour cette raison, certains systèmes peuvent être surdimensionnés, ce qui engendre des coûts non justifiés, alors que d'autres peuvent au contraire être sous dimensionnés, ce qui peut se traduire par des problèmes de capacité.

En l'absence d'étude réalisée au Québec pour tenter, si possible, de déterminer une valeur générale de cette constante, les concepteurs basent actuellement leur choix sur des sources diverses, non nécessairement applicables aux conditions québécoises.

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), en partenariat avec le MAMROT, propose depuis 2008 une approche basée sur le modèle des boues activées pour la conception de cet étang sans toutefois donner les valeurs à utiliser pour les constantes biocinétiques.

Il est donc apparu nécessaire qu'une étude soit réalisée au Québec afin d'établir avec rigueur les paramètres biocinétiques à utiliser pour le dimensionnement d'étangs complètement mélangés et qui soient propres aux conditions climatiques québécoises.

L'objectif principal de la présente étude est de permettre la détermination des paramètres biocinétiques de conception de ce premier étang complètement mélangé.

À cette fin, la firme AXOR Experts-Conseils Inc. (AXOR) a réalisé des campagnes d'échantillonnage saisonnières (hiver, printemps, été) de chaque étang de quatre STEP qui incluent un étang complètement mélangé : East Angus, L'Assomption, St-Césaire-Rougemont et St-Félix-de-Valois.

L'École Polytechnique de Montréal a par ailleurs effectué par respirométrie la caractérisation de la biomasse présente à l'affluent et à l'effluent de l'étang complètement mélangé des STEP de l'Assomption, St-Césaire-Rougemont et East Angus pour les mêmes saisons.

Le présent rapport comporte sept parties. La première partie présente une revue de littérature sur les différentes approches de conception des étangs aérés complètement mélangés ainsi que des étangs aérés facultatifs. Par ailleurs, cette partie présente succinctement les deux méthodes respirométriques utilisées par l'École Polytechnique lors des caractérisations de la biomasse.

La seconde partie de ce rapport traite des quatre sites à l'étude et fournit le détail des trois campagnes d'échantillonnage qui y ont été effectuées en hiver, au printemps et en été.

La troisième partie fournit un résumé des différents résultats d'analyse obtenus lors des campagnes d'échantillonnage.

La quatrième partie présente les différentes caractérisations de la biomasse dans les étangs complètement mélangés des STEP de l'Assomption, St-Césaire-Rougemont et East Angus.

La cinquième partie fournit les résultats des différentes modélisations effectuées à l'aide des approches présentées dans la revue de littérature.

La sixième partie traite des modélisations effectuées à l'aide du logiciel de simulation dynamique BioWin.

Finalement, la dernière partie présente les conclusions de l'étude ainsi que les recommandations.

2. REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Généralités

L'épuration des eaux usées par étangs aérés facultatifs est le procédé prédominant de traitement au Québec, en nombre d'installations, avec près de 70 % du nombre total de STEP évaluées par le MAMROT en 2008. La majorité de ces STEP ont été construites dans le cadre du PAEQ à partir des années 1980. Toutefois, il existe également d'autres STEP québécoises de type étangs aérés facultatifs, construite hors programme, et la plus vieille d'entre elles est celle de St-Philémon mise en service en 1974.

Les sections suivantes décrivent les principales méthodes qui existent pour concevoir des étangs aérés complètement mélangés et les étangs aérés facultatifs ainsi que les deux méthodes utilisées par l'École Polytechnique pour caractériser la biomasse des étangs.

Les STEP étudiées dans le cadre de ce projet se rapprochent du système « Dual Power » proposé par Rich (1999) car le 1^{er} étang est complètement mélangé et utilise plus d'énergie que les suivants qui sont de type aérés facultatifs. Cette approche proposée par Rich (1999) permet de réduire le temps de résidence de l'ensemble des étangs, tout en réduisant la formation potentielle d'algues.

Ce type de système consiste en un 1^{er} étang complètement mélangé où la plus grande partie de la DBO₅ est transformée en biomasse (flocs biologiques), suivi de deux ou trois étangs facultatifs qui permettent la sédimentation, l'entreposage et la stabilisation des matières décantables. La formation de flocs biologiques dans l'étang complètement mélangé permet d'adsorber et de biodégrader la DBO₅ particulaire. Selon Metcalf & Eddy (2003), un temps de résidence hydraulique compris entre un jour et demi et trois jours est nécessaire pour atteindre ces objectifs dans l'étang complètement mélangé.

Selon Rich (1999), le temps de résidence minimal de l'ensemble des étangs facultatifs pour favoriser la sédimentation des flocs biologiques et éviter la formation d'algues est de 3 jours. Puisque l'efficacité globale augmente avec le nombre d'étangs, cet auteur suggère d'utiliser une série de trois étangs aérés facultatifs à la suite de l'étang complètement mélangé.

Afin de garder en suspension les matières solides dans le 1^{er} étang, une puissance de 6 W/m³ est requise, tandis que dans les étangs aérés facultatifs, la puissance requise est de 1,0 à 1,25 W/m³ (Rich, 1999). L'aération des étangs facultatifs assure aussi l'enlèvement de la DBO₅ relarguée lors de la digestion des boues accumulées au fond des étangs.

Selon Rich (1999), étant donné que le système « Dual Power » vise à réduire le temps de résidence hydraulique, les étangs sont de plus petite taille que des étangs aérés facultatifs, ce qui requiert de les vidanger plus fréquemment. Également, la conception de ces systèmes doit tenir en compte le risque de lessivage lorsque le débit à l'affluent augmente de façon importante (Rich et al., 1982). Selon Rich, ce système n'est pas recommandé lorsqu'il y a une formation importante de glace ou que la DBO₅ à l'affluent est inférieure à 100 mg/L puisqu'à d'aussi faibles concentrations, la formation de matières décantables dans l'étang complètement mélangé serait trop faible. Il apparaît au terme de cette étude que cette recommandation n'est pas forcément valide puisque ce type de système est appliqué avec succès au Québec pour traiter des effluents faiblement chargés.

2.2 Conception des étangs aérés complètement mélangés

Il existe différentes méthodes de dimensionnement des étangs aérés complètement mélangés. Cette revue de littérature présente les méthodes les plus répandues et notamment la méthode préconisée depuis 2008 par le MDDEP.

2.2.1 Approche de Metcalf & Eddy (2003) – Ordre mixte

Selon l'approche de Metcalf & Eddy (2003), il est considéré que le substrat biodégradable (DCO_b) est transformé en floccs biologiques constitués essentiellement de biomasse et d'une faible concentration de substrat particulaire biodégradable (DCO_{bp}) adsorbé. La concentration de substrat rapidement biodégradable (DCO_{rb}) (ou soluble) à la sortie de l'étang est considérée négligeable.

Cette hypothèse est justifiée pour des procédés de boues activées avec une concentration élevée de liqueur mixte et de biomasse hétérotrophe active, mais semble plus discutable pour un étang complètement mélangé contenant une faible concentration en biomasse active.

Dans le cas des étangs aérés complètement mélangés, le modèle recommandé est le même que pour un procédé de boues activées où le temps de rétention de boues est égal au temps de rétention hydraulique. L'équation cinétique est d'ordre mixte et la concentration à la sortie de l'étang est calculée selon l'équation (1) :

$$S = \frac{K_S(1 + k_d \cdot t)}{t(k \cdot Y - k_d) - 1} \quad (1)$$

où

S : concentration du substrat biodégradable (mg DCO_b/L);

K_S : constante de demi-saturation du substrat (mg/L);

k_d : coefficient de respiration endogène (d⁻¹);

t : temps de rétention hydraulique (d);

k : taux spécifique d'utilisation du substrat ($k = \mu_m / Y$), où μ_m est le taux de croissance maximal spécifique (d⁻¹);

Y : coefficient de synthèse (mg MVES/mg substrat).

Les valeurs typiques des paramètres cinétiques de Metcalf & Eddy (2003) sont présentées au tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Valeurs typiques des paramètres cinétiques de Metcalf et Eddy (2003)

Paramètre	Unité	Valeurs typiques
Y	g DCO/g DCO _b	0,57
μ_m	g MVES/g MVES.d	6,0
K _S	mg DCO _b /L	20
k _d = b _H	g MVES/g MVES.d	0,12
f _d	g MVES/g MVES	0,15
Y _n	g MVES/g N-NH ₄ nitrifié	0,12
k _{dn}	g MVES/g MVES.d	0,08
$\theta_{\mu m}$	sans unité	1,07
θ_{kd} (et θ_{kdn})	sans unité	1,04

Source : Tableau 8-10 de Metcalf & Eddy (2003)

La concentration en DCO biodégradable (DCO_b) est calculée selon l'équation (2) suivante, qui est valide pour les eaux usées de type domestique.

$$DCO_b = 1,6.DBO_5 \quad (2)$$

Dans ce cas, la concentration de substrat dans l'étang complètement mélangé (et donc à son effluent) est indépendante de la concentration à l'affluent. Cependant, la concentration de la biomasse est influencée par la concentration de substrat à l'affluent, selon l'équation (3) :

$$X_H = \frac{Y \cdot (S_0 - S)}{(1 + k_d \cdot t)} \quad (3)$$

où :

X_H : concentration de la biomasse dans l'étang (mg MVES/L);

S_0 : concentration du substrat biodégradable à l'affluent (mg DCO_b/L).

La production de boues dans l'étang complètement mélangé peut être estimée par l'équation (4). Étant donné qu'il n'y a pas recirculation de boues, le temps de rétention des boues est égal au le temps de résidence hydraulique (t).

$$P_{X,MVES} = \frac{Q \cdot Y \cdot (S_0 - S)}{(1 + k_d \cdot t)} + \frac{Q \cdot Y \cdot f_d \cdot k_d \cdot t \cdot (S_0 - S)}{(1 + k_d \cdot t)} + \frac{Q \cdot Y_n \cdot NO_x}{(1 + k_{dn} \cdot t)} + Q \cdot X_{o,i} \quad (4)$$

où Q est le débit, et S_0 et S sont les concentrations de DCO biodégradable (DCO_b) à l'entrée et la sortie de l'étang complètement mélangé, respectivement. Le 1^{er} terme de l'équation précédente correspond à la production de biomasse hétérotrophe dans l'étang, le 2^e à l'accumulation de résidu endogène et le 4^e à celle des matières non biodégradables de l'affluent.

Le 3^e terme correspond à la production de biomasse nitrifiante où: Y_n (0,12 g MVES/g NO_x) est le coefficient de synthèse et k_{dn} (0,08 d⁻¹) est le coefficient de mortalité de la biomasse nitrifiante. NO_x représente la concentration d'azote NTK à l'affluent qui est nitrifié. Cette biomasse ne se développe pas à basse température dans un procédé à culture en suspension et la saison de nitrification s'étend normalement de juillet à novembre. Même durant la saison de nitrification, sa contribution à la production de boues est considérée très faible (quelques pourcents) par rapport à la biomasse hétérotrophe à cause de son faible coefficient de synthèse.

Considérant que les termes A, B, C, et D correspondent aux 1^{er}, 2^e, 3^e et 4^e termes de l'équation (4), la production de MES est calculée selon l'équation (5) :

$$P_{X,MES} = \frac{A}{0,85} + \frac{B}{0,85} + \frac{C}{0,85} + D + Q \cdot (MES_0 - MVES_0) \quad (5)$$

où le dernier terme correspond aux matières inorganiques en suspension à l'affluent.

L'équation (6) est utilisée pour calculer la concentration de MVES non biodégradables à l'affluent de l'étang ($X_{o,i}$) :

$$X_{o,i} = \left(1 - \frac{DCO_{pb}}{DCO_p}\right) \cdot MVES \quad (6)$$

Le rapport DCO biodégradable particulaire sur DCO particulaire (DCO_{bp}/DCO_p) est calculé selon l'équation (7) :

$$\frac{DCO_{pb}}{DCO_p} = 1,6 \times \frac{(DBO - DBO_s)}{(DCO - DCO_s)} \quad (7)$$

où la DBO_s et la DCO_s représentent la DBO_5 soluble et la DCO soluble.

La concentration en MVES est calculée à partir de la production de boues, du volume et du temps de rétention des boues (TRB), selon l'équation (8) :

$$X_{MVES} = \left(\frac{P_{X,MVES} \cdot TRB}{V_{étang}}\right) \quad (8)$$

La concentration de la biomasse hétérotrophe active est estimée par l'équation (3) ou par l'équation (8), en ne considérant que le terme A de l'équation (4).

La concentration en MES est calculée selon l'équation (9) :

$$X_{MES} = \left(\frac{P_{X,MES} \cdot TRB}{V_{étang}}\right) \quad (9)$$

2.2.1.1 Estimation de la demande en oxygène

Afin d'estimer la demande en oxygène (kg O₂/h) dans l'approche de Metcalf & Eddy (2003), l'équation (10) est utilisée :

$$R_0 = Q \cdot (S_0 - S) - 1,42 \cdot P_{X,bio} + 4,33 \cdot Q(NO_x) \quad (10)$$

où $P_{X,bio}$ est la production de biomasse dans l'étang, calculée selon l'équation (11) :

$$P_{X,bio} = \frac{Q \cdot Y \cdot (S_0 - S)}{(1 + k_d \cdot t)} + \frac{Q \cdot Y \cdot f_d \cdot k_d \cdot t \cdot (S_0 - S)}{(1 + k_d \cdot t)} + \frac{Q \cdot Y_n \cdot NO_x}{(1 + k_{dn} \cdot t)} \quad (11)$$

NO_x représente la quantité d'azote NTK oxydée en nitrates. L'équation (12) est utilisée pour calculer cette concentration :

$$NO_x = NTK_0 - N_e - \frac{0,12 \cdot P_{X,bio}}{Q} \quad (12)$$

où :

NTK₀ : concentration d'azote NTK à l'affluent de l'étang (mg N/L);

N_e : concentration visée en ammoniacque à l'effluent de l'étang (mg N/L).

Comme la biomasse nitrifiante ne se développe que sur la période de juillet à novembre, la consommation d'oxygène due à la nitrification hors cette période ne doit pas être considérée.

2.2.1.2 Estimation de la température des étangs

L'estimation de la température des étangs s'avère très importante à cause de son influence sur la valeur des paramètres biocinétiques.

À cette fin, Metcalf & Eddy (2003) propose l'équation (13) pour estimer la température des étangs :

$$T_w = \frac{A \cdot f \cdot T_a + Q \cdot T_i}{A \cdot f + Q} \quad (13)$$

où :

T_w : température de l'eau de l'étang (°C);

T_a : température ambiante (°C);

T_i : température de l'affluent (°C);

f : facteur de proportionnalité (valeur typique 0,5);

A : surface de l'étang (m²);

Q : débit de l'affluent (m³/d).

Le facteur de proportionnalité tient compte du transfert de chaleur et de l'accroissement de la surface de l'étang dû à l'aération, aux vents et à l'humidité.

Cette équation peut être écrite différemment, afin de voir l'effet du TRH et de la profondeur de l'étang (équation (14)) :

$$T_w = \frac{\left(\frac{V/Q}{D}\right) \cdot f \cdot T_a + T_i}{\left(\frac{V/Q}{D}\right) \cdot f + 1} \quad (14)$$

où :

V/Q : temps de résidence hydraulique (d);

D : profondeur de l'étang (m).

2.2.1.3 Estimation du temps de résidence critique (t_c)

Un paramètre important au moment de la conception de l'étang complètement mélangé est le temps de résidence critique en-dessous duquel il y aura lessivage de la biomasse de l'étang. Dans ce cas, il n'y aurait pas d'enlèvement du substrat. Pour l'estimer, l'équation (1) est utilisée en supposant la concentration du substrat égale à la concentration à l'affluent (S_0), ce qui donne l'équation (15) :

$$t_c = \frac{K_S + S_0}{S_0 \cdot (Y \cdot k - k_d) - k_d \cdot K_S} \quad (15)$$

2.2.1.4 Équations utilisées pour convertir les différentes fractions de DCO en DBO₅

L'approche empirique proposée par Metcalf & Eddy (2003) divise la matière organique en différentes fractions de DCO, ce qui permet de réaliser des bilans de masse en DCO pour des procédés de boues activées. Cependant, les exigences de rejet du MDDEP sur la matière organique sont fournies en terme de DBO₅.

Pour convertir les différentes fractions de DCO en DBO₅ (identifié DBO ci-après), les équations suivantes sont utilisées (EnviroSim, 2009) :

La DBO_s associée à la fraction rapidement biodégradable soluble de la DCO (DCO_{rb}), peut être estimée à partir de l'équation (16) :

$$DBO_s = [(1 - Y) + (1 - f_d) \cdot Y \cdot (1 - e^{-b_H \cdot t})] \cdot DCO_{rb} \quad (16)$$

La DBO apportée par la fraction particulaire biodégradable (DCO_{pb}) est estimée selon l'équation (17) :

$$DBO_{pb} = \left[\left((1 - Y) + \frac{(1 - f_d) \cdot Y \cdot b_H}{(b_H - k_H)} \right) \cdot (1 - e^{-k_H \cdot t}) - \frac{(1 - f_d) \cdot Y \cdot k_H}{(b_H - k_H)} \cdot (1 - e^{-b_H \cdot t}) \right] \cdot DCO_{pb} \quad (17)$$

où la constante k_H correspond à la constante d'hydrolyse de la DCO particulaire lentement biodégradable.

Finalement, la DBO apportée par la biomasse hétérotrophe correspond à la consommation d'oxygène durant 5 jours de respiration endogène (équation (18)) :

$$DBO_{XH} = (1 - f_d) \cdot (1 - e^{-b_H \cdot t}) \cdot X_H \quad (18)$$

où X_H est exprimée en unités de mg DCO/L et est calculée à partir de l'équation (3) et la DCO_{rb} à l'effluent du premier étang par l'équation (1).

Dans ce cas, les paramètres cinétiques à utiliser sont fournis au tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Paramètres cinétiques utilisés par BioWin pour estimer la DBO₅

Paramètre	Unité	Valeur
Y	g DCO/g DCO _b	0,67
b _H	g MVES /g MVES.d	0,24
f	sans unité	0,2
k _H	d ⁻¹	0,4

Source: User Manual for BioWin 3.1 (EnviroSim, 2009)

En utilisant les valeurs par défaut et pour un temps de cinq jours (DBO₅), l'équation à utiliser pour estimer la DBO₅ à l'effluent du 1^{er} étang est la suivante (équation (19)) :

$$DBO_5 = 0,71 \times DCO_{rb} + 0,529 \times DCO_{pb} + 0,56 \times X_H \quad (19)$$

Cette équation permet d'estimer la DBO lorsque toutes les fractions de la DCO sont connues. Le modèle empirique de Metcalf & Eddy (2003) permet d'estimer la concentration de la biomasse ainsi que la DCO_b (biodégradable soluble et particulaire).

Selon Rich (1999), pour un temps de résidence supérieur à un jour et demi, la DCO_b devient négligeable par rapport à la biomasse et la plus grande partie de la DBO mesurée à l'effluent est due à la concentration en biomasse. Dans ce cas, la DBO à l'effluent du premier étang peut être calculée comme suit (équation (20)) :

$$DBO_5 = 0,71 \times DCO_b + 0,56 \times X_H \quad (20)$$

2.2.2 Approche de Rich (1999) – Ordre mixte

L'approche de Rich (1999) pour la conception du 1^{er} étang est très similaire à celle de Metcalf & Eddy (2003) mais est basée sur des fractions de DBO₅ plutôt que des fractions de DCO.

La DBO₅ de l'affluent en donc divisée en trois fractions : substrat soluble (S_S), substrat particulaire (X_S) et biomasse (X_H).

Pour estimer la fraction soluble S_{S1}, l'équation (1) est utilisée :

$$S_{S1} = \frac{K_S(1 + k_d \cdot t)}{t(k \cdot Y - k_d) - 1} \quad (1)$$

Pour estimer la concentration de la biomasse (X_{H1}), l'équation (21) est utilisée :

$$X_{H1} = \frac{Y \cdot (S_{S0} + X_{S0})}{(1 + k_d \cdot t)} \quad (21)$$

où :

X_{H1} : concentration de la biomasse dans l'étang complètement mélangé (mg MVES/L);

$S_{S0} + X_{S0}$: DBO₅ carbonée totale (soluble + particulaire) à l'affluent (mg DBO₅/L);

Y : coefficient de synthèse (g MVES/g DBO₅).

Par ailleurs, il est considéré que la fraction soluble de DBO₅ à l'effluent de l'étang complètement mélangé est négligeable. Autrement dit, presque toute la DBO₅ à l'affluent est transformée en biomasse ou oxydée en CO₂.

Afin d'estimer la DBO₅ particulaire (X_{S1}) à l'effluent de l'étang complètement mélangé, l'équation (22) est utilisée :

$$X_{S1} = \frac{X_{H1} \cdot K_X (1 + k_d \cdot t)}{t(k_H - k_d) - 1} \quad (22)$$

où :

X_{S1} : concentration de la DBO₅ particulaire dans l'étang (mg DBO₅/L);

K_X : constante de demi-saturation pour les matières adsorbées (mg DBO₅/mg biomasse);

k_H : taux d'hydrolyse (d⁻¹).

Les paramètres utilisés pour l'approche de Rich (1999) sont présentés au tableau 2.3.

Tableau 2.3 : Paramètres cinétiques et stœchiométriques recommandés par Rich (1999)

Paramètre	Unité	Valeur	θ
Y	g MVES/g DBO ₅	0,5	-
k_H	d ⁻¹	3	1,103
K_X	g DBO ₅ / g biomasse	0,03	1,116

Source: High Performance Aerated Lagoons (Rich, 1999)

Les autres paramètres cinétiques sont similaires à ceux présentés au tableau 2.1. Afin de convertir les paramètres exprimés en termes de DCO, Rich (1999) utilise le rapport suivant (équation (23)) :

$$\frac{DCO}{DBO_5} = 1,47 \quad (23)$$

À noter que dans l'approche de Rich (1999), la valeur de k_d dépend du temps de résidence hydraulique (t ou TRH), selon l'équation (24), ce qui n'est normalement pas le cas pour des procédés de boues activées.

$$b_{H,20^\circ C} = 0,48 \cdot t^{-0,415} \quad (24)$$

Pour estimer la concentration de MES, Rich (1999) recommande l'utilisation des équations (25) à (27) :

$$MES = X_i + X_H \quad (25)$$

où :

X_i : concentration de solides non biodégradables à l'affluent (mg MES/L);

X_H : concentration de la biomasse dans l'étang (mg MES/L).

X_i est calculé selon l'équation (26) :

$$X_i = MES_{nb} + 0,12 \times (S_{S0} + X_{S0}) \times \left(1 - \frac{1}{(1 + k_d \cdot t)}\right) \quad (26)$$

où :

MES_{nb} : concentration en matières en suspension non biodégradables à l'affluent (mg MES/L);

$S_{S0} + X_{S0}$: DBO_5 carbonée totale à l'affluent (mg DBO_5 /L).

L'équation (27) est utilisée pour estimer les MES_{nb} :

$$MES_{nb} = MVES \times \left(1 - \frac{X_{S0}}{0,67 \times DCO_p} \right) + (MES - MVES) \quad (27)$$

où :

X_{S0} : DBO₅ particulaire carbonée (mg DBO₅/L) à l'affluent;

DCO_p : DCO particulaire à l'affluent (mg DBO/L) à l'affluent.

2.2.2.1 Estimation de la demande en oxygène

Dans l'approche de Rich (1999), la demande en oxygène (kg O₂/h) est estimée selon l'équation (28) :

$$R_O = 4,16 \cdot 10^{-5} \cdot r \cdot Q \cdot [1,47 \cdot (S_{S0} + X_{S0}) + 4,57 \cdot (N_0 - N_1) - 1,42 \cdot X_a] \quad (28)$$

où :

$S_{S0} + X_{S0}$: DBO₅ carbonée totale à l'affluent (mg DBO₅/L);

N_0, N_1 : azote oxydable à l'affluent et à l'effluent, respectivement (mg N/L);

r : rapport entre utilisation maximale d'oxygène et moyenne;

Q : débit moyen (m³/d).

Le terme $(4,16 \cdot 10^{-5})$ sert à la conversion d'unités de g/d à kg/h. Le terme r est un facteur de sécurité qui considère l'effet de la variation de plusieurs paramètres tels que Q , S_{S0} , X_{S0} , et N_0 afin d'estimer la demande maximale possible. Le terme lié à la nitrification peut être omis si la nitrification est négligeable.

2.2.2.2 Puissance de mélange

Avec l'approche de Rich (1999), en plus du calcul précédent, il faut vérifier si la puissance d'aération est suffisante pour assurer le mélange complet de l'étang complètement mélangé. Afin d'estimer la puissance nécessaire, les équations (29) et (30) sont proposées selon la concentration en MES dans l'étang :

$$p = 0,004.X + 5 \quad \text{pour } X \leq 2000 \text{ mg/L} \quad (29)$$

$$p = 8,125.mX - 48,75 \quad \text{pour } X > 2000 \text{ mg/L} \quad (30)$$

où :

p : puissance de mélange requise (W/m³);

X : concentration de MES dans l'étang (mg MES/L).

2.2.3 Approche MDDEP (2008) – Ordre mixte

Selon le MDDEP, la conception des étangs aérés complètement mélangés traitant des eaux usées **chargées** doit se faire à partir d'un modèle biocinétique utilisé dans les boues activées, en considérant un âge des boues égal au temps de rétention hydraulique. Les constantes biocinétiques doivent être établies à partir d'essais en laboratoire effectués avec les eaux brutes, compte tenu de l'apport industriel important. La conception doit être vérifiée pour les conditions hivernales, les conditions particulières de débit élevé, de DBO moins concentrée et à température froide, comme lors des conditions printanières, afin de s'assurer que le pourcentage de rendement minimal est respecté dans toutes les conditions.

Pour la conception des étangs subséquents, il faut considérer que l'étang complètement mélangé apportera une grande charge de MES, notamment la biomasse générée à partir de la DBO₅ soluble dans l'étang complètement mélangé, surtout dans les cas de charges organiques particulièrement élevées. Le volume des étangs aérés facultatifs en aval doit être suffisant pour pouvoir accumuler les boues pendant plusieurs années, tout en laissant un volume liquide adéquat pour assurer le polissage de l'effluent. Un minimum d'au moins deux étangs facultatifs avec un temps de rétention total d'au moins douze jours est recommandé, auquel il faut ajouter un volume pour les boues et les glaces. Le volume des boues qui sera généré doit être estimé à l'aide d'un modèle reconnu. Le MDDEP demande par ailleurs d'établir un programme de gestion de ces boues dont la vidange pourrait être fréquente.

En somme, le MDDEP propose pour les systèmes d'étangs aérés avec premier étang complètement mélangé et traitant de **fortes charges**, le concept minimum suivant : un premier étang complètement mélangé conçu à partir d'un modèle biocinétique utilisé dans les boues activées, en considérant un âge des boues égal au temps de rétention hydraulique, suivi d'au moins deux étangs aérés facultatifs avec un temps de rétention combiné d'au moins douze jours, auquel il faut ajouter le volume des boues et des glaces. La conception devrait être vérifiée pour des conditions particulières de débit élevé afin de s'assurer que le pourcentage de rendement minimal soit respecté dans toutes les conditions.

Pour les eaux usées **faiblement chargées** (affluents typiques des eaux usées municipales du Québec, soit une DBO_5 inférieure 200 mg/L), un modèle mathématique simplifié a été suggéré par certains auteurs. Ce modèle est essentiellement le même que celui recommandé par le MDDEP pour les étangs aérés facultatifs, mais avec un taux d'enlèvement de la DBO_5 plus élevé.

Devant l'absence d'une méthode reconnue de dimensionnement, le MDDEP propose pour les système d'étangs aérés avec premier étang complètement mélangé et traitant des eaux usées **faiblement chargées**, le concept minimum suivant : un premier étang complètement mélangé avec un minimum de trois jours de rétention, suivi d'au moins deux étangs aérés facultatifs avec un temps de rétention combiné d'au moins douze jours, pour un total d'au moins quinze jours de rétention, auquel il faut ajouter le volume des boues et des glaces dans les étangs facultatifs. Il faut tenir compte du fait qu'une quantité importante de biomasse générée à partir de la DBO_5 soluble dans l'étang complètement mélangé sera ensuite transférée dans les étangs facultatifs. La conception devrait être vérifiée pour des conditions particulières de débit élevé afin de s'assurer que le pourcentage de rendement minimal est respecté dans toutes les conditions.

Les besoins en oxygène pour la synthèse de masse cellulaire dans l'étang complètement mélangé sont estimés en considérant un taux de 0,7 à 1,0 kg O_2 /kg de DBO_5 enlevée.

Les besoins en oxygène pour les étangs facultatifs sont estimés sur la base des critères du MENV (2001). À cette demande en oxygène il faut ajouter la demande résultant de la respiration endogène de la biomasse produite dans l'étang complètement mélangé (demande benthique, voir l'équation (35) à la section 2.3.2).

Tel que suggéré par le MENV (2001), le MDDEP (2008) recommande aussi de fixer la température des étangs à 16°C en été, 0,5°C en hiver et 4°C au printemps et à l'automne.

2.2.4 Approche de l'Alberta Environmental Protection (2006) – Ordre 1

Dans son guide « Standards and Guidelines for Municipal Waterworks, Wastewater and Storm Drainage Systems » publié en 2006, l'Alberta Environmental Protection (AEP) recommande la construction de systèmes de haute performance avec un 1^{er} étang complètement mélangé.

Pour la conception des étangs, l'AEP utilise une approche d'ordre 1 avec valeurs de K_e différentes pour l'étang complètement mélangé et les étangs partiellement mélangés.

L'AEP ne propose pas l'utilisation de facteurs de corrections saisonniers (FC) et le $K_{e,20}$ recommandé pour l'étang complètement mélangé est 1,5 d⁻¹. Un TRH d'au moins deux jours est suggéré pour cet étang.

À la suite de ce premier étang, l'AEP recommande la construction d'au moins un étang afin de favoriser la décantation des floccs biologiques suivi d'un étang de polissage. Pour concevoir ces étangs, l'équation (31) est utilisée :

$$S_e = \frac{S_0}{\left(1 + \frac{K_{eT} \cdot t}{n}\right)^n} \quad (31)$$

où :

$K_{e,T}$: taux d'enlèvement de la DBO₅ à la température de l'étang (d⁻¹);

n : nombre d'étangs;

t : temps de résidence dans chaque étang (d).

La valeur de $K_{e,20}$ pour la conception de ces étangs est 0,37 d⁻¹. Le coefficient de température (θ) utilisé pour calculer la constante d'enlèvement à la température considérée est de 1,065.

Dans l'ensemble, le TRH dans le ou les étangs partiellement mélangés doit être d'au moins 28 jours. À ce TRH, il faut ajouter un dernier étang de polissage où le TRH recommandé est de cinq jours.

Afin d'assurer le mélange complet du 1^{er} étang, la puissance de mélange doit être entre 6 et 10 W/m³.

Pour estimer les besoins en oxygène, l'AEP utilise un taux compris entre 1,5 et 2,0 kg O₂/kg de DBO₅ enlevée.

2.3 Conception des étangs aéérés facultatifs

2.3.1 Approche du MENV 2001 – Ordre 1

Au Québec, le volume des étangs aéérés facultatifs est établi sur la base d'un calcul du temps de résidence hydraulique (MENV, 2001). Depuis le début du programme québécois d'assainissement des eaux, l'approche recommandée par le Ministère pour la conception des étangs aéérés facultatifs est celle d'Eckenfelder où la cinétique d'enlèvement de la DBO₅ suit une réaction d'ordre 1. De ce fait, l'équation (32) est utilisée pour la conception de chacun des étangs :

$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{1}{1 + K_{e,T} \cdot t} \times FC \quad (32)$$

où

S_e : concentration de substrat à l'effluent de l'étang (mg DBO₅/L);

S_0 : concentration de substrat à l'affluent de l'étang (mg DBO₅/L);

$K_{e,T}$: taux d'enlèvement de la DBO₅ à la température T de l'étang (d⁻¹);

t : temps de rétention hydraulique (d);

FC : facteur de correction pour tenir compte de la DBO₅ provenant des produits de la décomposition anaérobie qui s'effectue au fond de l'étang.

Pour une série de deux étangs, le facteur de correction FC ne s'applique qu'au premier étang. Dans le cas d'une série de trois étangs ou plus, ce facteur s'applique aux premier et deuxième étangs. La correction est nécessaire à cause de l'importance plus grande des dépôts sujets à une décomposition anaérobie dans les premiers étangs. Les valeurs de FC utilisées sont de 1,2 pour les conditions d'été et de 1,05 pour les conditions d'hiver, de printemps et d'automne.

La valeur de K_e dépend de la nature des eaux usées et de la température. Au Québec, la valeur recommandée pour les eaux usées domestiques est de 0,37 d⁻¹ à 20°C.

La valeur de K_e peut être modifiée sur la base d'essais en laboratoire avec les eaux usées à traiter.

L'effet de la température sur K_e est tenu en compte au moyen de l'équation (33) :

$$K_{e,T} = K_{e,20^{\circ}\text{C}} \times \theta^{(T-20)} \quad (33)$$

où :

T : température de l'eau dans l'étang ($^{\circ}\text{C}$);

$K_{e,T}$: valeur de K_e à la température de l'étang T (d^{-1});

$K_{e,20^{\circ}\text{C}}$: valeur de K_e à 20°C ;

θ : coefficient de température (d^{-1}).

La valeur de θ recommandée pour considérer l'effet de la température sur le traitement des eaux usées municipales au Québec est de 1,07. Les températures retenues dans les étangs pour le calcul du coefficient K_e sont de 16°C en été, $0,5^{\circ}\text{C}$ en hiver et 4°C au printemps et à l'automne.

Afin de tenir compte du volume occupé par les boues au fond des étangs ainsi que du couvert de glace à la surface en hiver, il est requis d'ajouter 15 % au volume calculé. Si la capacité est inférieure à $500 \text{ m}^3/\text{d}$, un facteur de majoration allant jusqu'à 30 % peut être utilisé pour réduire la fréquence de vidange des boues.

Pour estimer la demande en oxygène, le MENV (2001) propose les taux suivants :

- 2,25 kg O_2 /kg de DBO_5 enlevée, en été (20°C);
- 1,5 kg O_2 /kg de DBO_5 enlevée, en hiver ($0,5^{\circ}\text{C}$);
- 6,0 kg O_2 /kg de N- NH_4 appliqué, en été (20°C) (en supposant 100 % de nitrification).

2.3.2 Approche de Metcalf & Eddy (2003) et Rich (1999)

Pour la conception des étangs partiellement mélangés ou facultatifs, Metcalf & Eddy (2003) et Rich (1999) utilisent une approche similaire. La conception de ces étangs a pour but d'enlever les matières en suspension plutôt que la DBO_5 .

Dans le cas où le premier étang est complètement mélangé, le 2^e étang reçoit un affluent particulièrement chargé en biomasse et en bio-flocs produits dans l'étang précédent. Ces matières sont considérées décantables et ce serait plutôt un phénomène physique que biologique qui dicterait l'enlèvement de la DBO₅ dans le 2^e étang.

Ainsi, ces étangs doivent être conçus pour favoriser la sédimentation, l'entreposage et la stabilisation des solides.

Étant donné qu'une partie importante de la DBO₅ soluble est enlevée dans l'étang complètement mélangé, le substrat devient limitant ($S \ll K_S$). Pour cette raison, la cinétique d'enlèvement de la DBO₅ devient d'ordre 1. Rich (1999) propose l'équation (34) afin d'estimer la concentration de la DBO₅ soluble à l'effluent des étangs aérés facultatifs :

$$S = \frac{S_0}{1 + \left(\frac{\mu_{max} \cdot X}{K_S \cdot Y} \right) \cdot t} \quad (34)$$

Cette équation ressemble à l'équation d'Eckenfelder, et le terme entre parenthèses est considéré comme la constante de l'étang ou la constante d'Eckenfelder.

Rich (1999) considère la demande en oxygène supplémentaire générée par la respiration endogène de la biomasse produite dans le 1^{er} étang (demande benthique). L'équation (35) permet d'estimer cette demande additionnelle :

$$R_0 = 4,16 \cdot 10^{-5} \times A \cdot B_0 \times \theta^{(T-20)} \quad (35)$$

R_0 : demande benthique en oxygène (kg O₂/h);

A : surface de l'interface boues - colonne d'eau (m²);

B_0 : taux de demande en oxygène benthique (g O₂/m².d).

La demande maximale en oxygène a lieu au printemps et en été et la valeur de B_0 maximale est 80 g O₂/m².d. Étant donné les difficultés associées au calcul de la surface de l'interface boues - colonne, Rich (1999) utilise l'interface totale eau-atmosphère pour estimer la demande en oxygène benthique.

Une puissance minimale de mélange de 1 à 1,25 W/m³ est également recommandée (Rich, 1999). Cette puissance est nécessaire pour :

- assurer des conditions aérobies dans la colonne d'eau et à l'interface eau-boues, ce qui permet d'oxyder les produits d'hydrolyse de la couche anaérobie et éliminer les odeurs;
- réduire les volumes morts de l'étang où la croissance d'algues peut être favorisée;
- évacuer le CO₂ qui s'accumule pendant la nuit et qui favorise la croissance d'algues.

Même si cette puissance risque de remettre en suspension les solides, Grady et al. (1999) estime que la sédimentation est possible lorsque la puissance de mélange est inférieure à 2 W/m³.

Afin d'estimer la température des étangs, l'équation (14) est suggérée.

2.4 Respirométrie

La respirométrie est une technique de laboratoire permettant de mesurer l'activité microbienne par une mesure de la consommation d'oxygène d'un volume de « boues » en fonction du temps. L'intégration de la réponse permet la détermination de certains paramètres biocinétiques et stœchiométriques dont notamment la concentration en bactéries hétérotrophe X_H (en présence d'un inhibiteur de nitrification), le taux de croissance maximal spécifique μ_{max} et le coefficient de respiration endogène de la biomasse b_h (ou k_d).

Le coefficient de synthèse (Y) peut être estimé selon la méthode de Henze et al. (1987) dans laquelle un essai en cuvée est réalisé avec un certain volume d'affluent filtré et de biomasse acclimatée. La biomasse doit provenir d'un étang ou d'un réacteur qui traite un affluent similaire. Y est alors estimé comme suit (équation (36)) :

$$Y = - \frac{\Delta X}{\Delta S} \quad (36)$$

où :

ΔX : variation de DCO particulaire (= 1,42 x Δ MVES) (mg DCO/L);

ΔS : variation de DCO soluble (mg DCO/L).

Le coefficient de respiration endogène (b_H ou k_d) peut être déterminé par respiration endogène selon la méthode de van Haandel et al. (1998) qui permet également d'estimer la concentration de la biomasse (X_H). Un inhibiteur de nitrification est ajouté pour le test. Le taux d'utilisation d'oxygène (TUO) d'un échantillon est mesuré à intervalles réguliers pendant au moins cinq jours. La pente de la droite du logarithme du TUO en fonction du temps permet d'estimer la valeur de b_H . Pour utiliser cette méthode, il est recommandable que la concentration en MVES soit d'au moins 1000 mg/L.

Le taux maximum de croissance (μ_{max}) peut être estimé selon les méthodes de Wentzel et al. (1995) et de Kappeler et Gujer (1992). La méthode de Wentzel et al. (1995) vise la détermination de μ_{max} en faisant respirer un échantillon d'eaux usées pendant une période d'environ 24 heures à 20°C. La courbe de croissance exponentielle du taux d'utilisation d'oxygène (TUO) permet de déterminer la concentration de la biomasse X_H et la valeur de μ_{max} . La méthode de Kappeler et Gujer (1992) permet aussi de déterminer la valeur de K_S (constante de demi-saturation du substrat).

Le tableau 2.4 présente les différentes méthodes de détermination des paramètres biocinétiques.

Tableau 2.4 : Méthodes respirométriques pour la détermination des paramètres stœchiométriques et biocinétiques

Paramètre	Méthode(s)
Y	Sollfrank et Gujer (1991)
b_H (k_d)	van Haandel et al. (1998), Kappeler et Gujer (1992)
μ_{max}	Wentzel et al. (1995), Kappeler et Gujer (1992)
K_S	Kappeler et Gujer (1992)

Les méthodes respirométriques de van Haandel et al (1998) et Wentzel et al. (1995) ont été utilisées pour estimer μ_{max} , b_H et X_H . Ces méthodes sont décrites de façon plus détaillée dans les sections suivantes.

2.4.1 Méthode de Wentzel et al. (1995)

La méthode de Wentzel et al. (1995) vise à déterminer la concentration en biomasse hétérotrophe (X_H) en faisant respirer un échantillon d'eaux usées pendant une période d'environ 24 heures à 20°C. La courbe exponentielle du taux d'utilisation d'oxygène (TUO) permet de déterminer la concentration X_H . Pour permettre une croissance exponentielle, la concentration de matière organique biodégradable dans l'échantillon analysé doit être assez élevée.

Lorsque le substrat rapidement biodégradable (S_s à la figure 2.1) est utilisé par la biomasse, il y a une croissance exponentielle du TUO (r_{O_2}), ce qui permet d'estimer la concentration de la biomasse. Quand le substrat rapidement biodégradable est complètement consommé, une chute du TUO est observée. La nouvelle valeur du TUO correspond à la réaction de consommation du substrat lentement biodégradable.

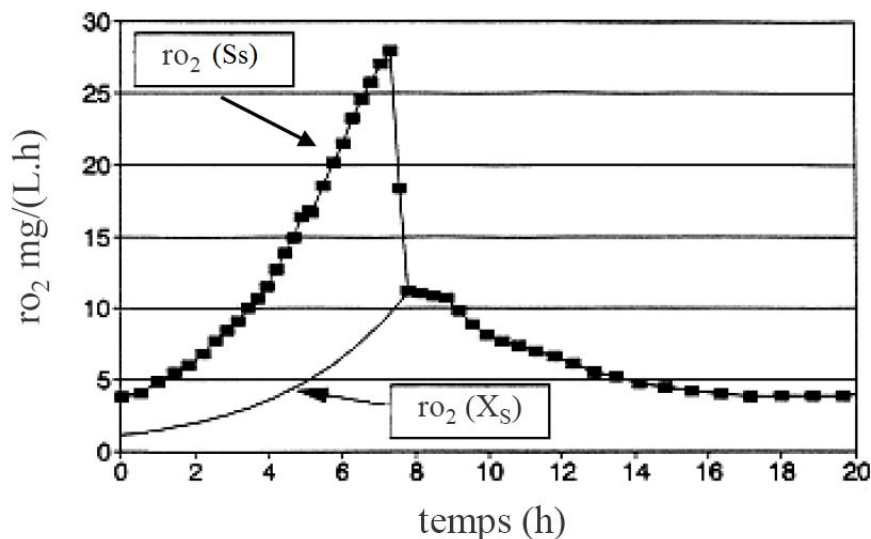


Figure 2.1 : Courbe typique de respiration par la méthode de Wentzel et al. (1995)

Dans le cadre de ce projet, cette méthode a été modifiée par l'ajout d'eaux usées ou substrat artificiel (*boost*) pour permettre une meilleure croissance exponentielle en réduisant les risques de limitation de substrat. Lors des tests respirométriques, lorsque des eaux usées ont été ajoutées à l'échantillon à caractériser (pour augmenter la quantité de substrat rapidement biodégradable), ces eaux ont préalablement été floculées et filtrées pour enlever toute biomasse ayant pu être présente (Cronje et al., 2002).

Sur un graphique du logarithme du TUO en fonction du temps, la pente (a) et l'ordonnée à l'origine (b) sont déterminées et la concentration de la biomasse est estimée à partir de l'équation (37) :

$$X_H = \frac{e^b \cdot 24}{\frac{1-Y}{Y} \cdot (a \cdot 24 + b_H)} \quad (37)$$

où :

X_H : concentration initiale de la biomasse hétérotrophe active (mg DCO/L);

Y : coefficient de synthèse (0,67 mg DCO/mg DCO);

b_H : coefficient de respiration endogène de la biomasse hétérotrophe (0,62 d⁻¹).

Cette méthode permet également d'estimer μ_{max} , selon l'équation (38) :

$$\mu_{max} = a \cdot 24 + b_H \quad (38)$$

où :

μ_{max} : taux de croissance maximal spécifique sur le substrat rapidement biodégradable (g MVES/g MVES.d).

2.4.2 Méthode de van Haandel et al. (1998)

À la différence de la méthode de Wentzel et al. (1995), la méthode de van Haandel et al. (1998) se base sur la respiration endogène d'un échantillon qui est agité et conservé à 20°C pendant au moins cinq jours. Cette méthode demande une concentration de MVES élevée, d'environ 1000 mg/L. La consommation d'oxygène est mesurée à intervalles réguliers et le taux d'utilisation d'oxygène (TUO) est calculé. Comme la concentration de biomasse décroît graduellement par respiration endogène, le TUO suit aussi une courbe exponentielle décroissante. L'extrapolation au temps zéro permet de déterminer la concentration initiale de biomasse dans l'échantillon (X_H) et le coefficient de respiration endogène (b_H) par itérations successives selon l'équation (39) :

$$TUO = \frac{(4,57 \cdot f_N + 1) \cdot (1 - f) \cdot b_H \cdot X_H \cdot e^{\frac{b_H \cdot t}{24}}}{24} \quad (39)$$

où :

X_H : concentration de la biomasse hétérotrophe active (mg DCO/L);

TUO : taux d'utilisation d'oxygène (mg O_2 /L.h);

f_N : fraction d'azote contenu dans la biomasse transformée en résidu endogène (0,085 mg N / mg DCO);

f : fraction de biomasse transformée en résidu endogène non biodégradable (0,2 mg MVES_{nb} / mg MVES) où MVES_{nb} est la matière volatile en suspension non biodégradable;

b_H : coefficient de respiration endogène de la biomasse hétérotrophe (d^{-1}).

3. SITES À L'ÉTUDE, DÉTAILS DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE ET ÉQUIPEMENTS DE RESPIROMÉTRIE

Dans le cadre de cette étude, des campagnes d'échantillonnage ont été réalisées sur quatre sites d'étangs aérés possédant un premier étang complètement mélangé. Il s'agit des STEP de l'Assomption, St-Félix-de-Valois, St-Césaire-Rougemont et East Angus. Ces campagnes d'échantillonnage ont eu lieu à l'hiver (16 au 22 février 2009), au printemps (23 au 29 mars 2009) et à l'été (3 au 9 août 2009).

3.1 Conception des STEP étudiées

Le tableau 3.1 fournit les débits et charges de conception de chacune des STEP étudiées.

Tableau 3.1 : Débits et charges de conception

STEP	Débit de conception (m ³ /d)	Charges de conception			Nombre d'étangs
		DBO ₅ (kg/d)	MES (kg/d)	P _t (kg/d)	
L'Assomption	11 000	1 110	1 450	40	4
St-Félix-de-Valois	1 864	195	206	6,8	3
St-Césaire-Rougemont	4 541	1 915	1 110	32,4	4
East-Angus	15 100	6 250	5 245	120	3

Les STEP de l'Assomption, St-Césaire et St-Félix-de-Valois utilisent le système Biolac[®] de Parkson pour l'aération de leurs étangs. Selon le fournisseur, ce système permet d'obtenir un mélange complet en n'utilisant que 35 à 50 % de la puissance nécessaire pour l'aération par rapport aux systèmes d'aération conventionnels (Parkson, 2009).

La STEP d'East Angus utilise des jets d'aération et des jets de mélange montés sur rampe pour l'aération de l'étang complètement mélangé. Les étangs aérés facultatifs subséquents utilisent des aérateurs de surface.

3.1.1 Critères de conception de Parkson Corporation

Le fournisseur du système d'aération à fines bulles des STEP de l'Assomption, St-Césaire et St-Félix-de-Valois est Parkson Corporation (système Biolac). Selon les informations obtenues de ce fournisseur, les critères de conception suivants ont été utilisés :

- Pour le dimensionnement de l'étang complètement mélangé, la valeur de $K_{e,20}$ considéré a été celle recommandée par l'U.S.EPA (1983), soit $2,5 \text{ d}^{-1}$;
- Le critère de mélange utilisé a été de $4,0 \text{ L/m}^3\cdot\text{min}$ ($4,0 \text{ SCFM}/1000 \text{ ft}^3$). Cette valeur provient de l'expérience de la compagnie avec le système Biolac. Cette valeur permettrait d'assurer une concentration en MES égale à $\pm 10 \%$ sur l'ensemble du volume de l'étang;
- Pour les étangs aérés facultatifs, en plus de la demande en oxygène estimée à partir de l'enlèvement de la DBO_5 dans chaque étang, Parkson considère une demande additionnelle due à la respiration endogène des boues produites dans l'étang complètement mélangé. Ce fournisseur répartit également dans les étangs aérés facultatifs une demande supplémentaire de $0,4 \text{ kg O}_2/\text{kg DBO}_5$ enlevée dans l'étang complètement mélangé. Cette valeur proviendrait d'une note de calcul utilisée par Hinde Engineering Company, manufacturier du système d'aération à fines bulles avec tubes submergés Air Aqua.

3.1.2 Volume des étangs

Les volumes ainsi que la géométrie des étangs des STEP étudiées sont présentés au tableau 3.2.

Tableau 3.2 : Volume et géométrie des étangs

Étang	Paramètre	Unité	L'Assomption	St-Césaire	East Angus	St-Félix-de-Valois
1	x1	m	50	40	49	15
	y1	m	110	80	103,5	45
	p1	--	3	3	3	0
	H1	m	3,6	4,1	7	4,5
	V1	m ³	26 600	20 000	60 400	3 040
2	x2	m	50	44	31	45
	y2	m	110	88	78	45
	p2	--	3	3	3	0
	H2	m	3,6	4,1	6	4,5
	V2	m ³	26 600	23 400	47 000	9 110
3	x3	m	50	44	10	45
	y3	m	110	88	109,5	45
	p3	--	3	3	3	0
	H3	m	3,6	4	6	4,5
	V3	m ³	26 600	22 600	43 600	9 110
4	x4	m	50	20 000		
	y4	m	110			
	p4	--	3			
	H4	m	3,6			
	V4	m ³	26 600			

Les volumes des étangs ont été corrigés pour les calculs et modélisations réalisés dans le cadre de cette étude afin de considérer le volume occupé par les boues ainsi que le volume occupé par la couche de glace formée en hiver.

À partir des données relatives aux accumulations de boues, les volumes suivants ont été utilisés pour les calculs (tableau 3.3).

Tableau 3.3 : Volume corrigé des étangs

STEP	Paramètre	Unité	Étang 1	Étang 2	Étang 3	Étang 4
L'Assomption	Volume liquide total	m ³	28 500	27 700	27 400	27 200
	Facteur de majoration (boue)	%	14%	30%	19%	9%
	Volume utile	m ³	25 000	21 300	23 000	25 000
	Volume utile hiver (5 % pour glace)	m ³	--	20 500	22 100	23 900
St-Césaire	Volume liquide total	m ³	20 000	23 400	22 600	20 000
	Facteur de majoration (boue)	%	10%	9%	15%	13%
	Volume utile	m ³	18 200	21 400	19 600	17 700
	Volume utile hiver (5 % pour glace)	m ³	--	20 500	18 800	16 900
East-Angus	Volume liquide total	m ³	60 400	47 000	43 600	--
	Facteur de majoration (boue)	%	5%	20%	20%	--
	Volume utile	m ³	57 500	39 200	36 300	--
	Volume utile hiver (5 % pour glace)	m ³	--	37 600	34 900	--
St-Félix-de-Valois	Volume liquide total	m ³	3 040	9 100	9 100	
	Facteur de majoration (boue)	%	5%	15%	15%	
	Volume utile	m ³	2 900	7 700	7 700	
	Volume utile hiver (5 % pour glace)	m ³	--	7 300	7 300	

Note : La STEP d'East Angus est munie de système de soutirage des boues, les pourcentages de boues pour les étangs 2 et 3 ont donc été fixés à une valeur de 20 % étant donnée le caractère particulier de l'affluent (papetière).

3.1.3 Aération

3.1.3.1 Paramètres de conception

Le tableau 3.4 présente les équipements utilisés pour l'aération des étangs aux différentes STEP.

Tableau 3.4 : Équipements d'aération installés aux STEP étudiées

		Unité	L'Assomption	St-Césaire	East Angus		St-Félix-de-Valois
					Étang CM	Étangs AF	
Soufflantes	Marque/Modèle	--	Dentech DNM2L	Hibon 7707	--	Aqua-Jet	Hibon SNH 806
	Type	--	Centrifuge multi-étagé	Centrifuge multi-étagé	Centrifuge multi-étagé + une pompe submersible par rampe	Aérateurs de surface	Surpresseur à déplacement positif
	Nombre	--	1+1	3+1	2+1	3 pour étang 2 2 pour étang 3	2+1
	Puissance nominale par soufflante	HP	125	100	250	60	25
	Débit nominal par soufflante	m ³ /min	N/D	51	78	--	11
	Opération	--	1 en fonction	Été : 2 soufflantes pour ÉCM + 1 soufflante pour étangs 2 et 3 Hiver : 1 soufflante pour ÉCM + 1 soufflante pour étangs 2 et 3	Vanne modulante	--	Été : 2 surpresseurs en fonction Hiver : 1 surpresseur en fonction
Système d'aération	Type	--	Fines bulles	Fines bulles	Rampes de jets (20 jets d'aération + 4 jets de mélange par rampe)	Aérateur de surface	Fines bulles
	Débit par diffuseur/jet	m ³ /min	0,17	0,17	4,5 max	--	0,17
	Nombre	--	348 au 1 ^{er} étang 48 au 2 ^e étang 28 au 3 ^e étang 15 au 4 ^e étang	90 au 1 ^{er} étang 24 au 2 ^e étang 16 au 3 ^e étang	3 rampes de jet	3 au 2 ^e étang 2 au 3 ^e étang	18 au 1 ^{er} étang 12 au 2 ^e étang 6 au 3 ^e étang

3.1.3.2 Opération des systèmes d'aération pendant les campagnes d'échantillonnage

Certaines informations concernant l'aération pendant les campagnes d'échantillonnage ont été obtenues et sont fournies au tableau 3.5. Celles-ci sont complètes pour les STEP de l'Assomption et de St-Félix-de-Valois, partielles dans le cas d'East Angus et absentes pour la STEP de St-Césaire. Les puissances ont été estimées en considérant une efficacité des soufflantes et des surpresseurs de 85 %.

Tableau 3.5 : Conditions de mélange / aération de l'étang complètement mélangé durant les campagnes d'échantillonnage

Saison	Paramètre	Unités	L'Assomption					St-Félix-de-Valois	East-Angus
Hiver-Printemps	Lignes ouvertes	--	1 ^{er}	2 ^e	3 ^e	19 lignes	dernière	3	3 rampes
	Ouverture	%	25%	100%	50%	100%	25%	67%	100%
	Puissance	W	46 200					5 300	301 000
	Volume	m ³	28 500					3 000	60 400
	Puissance/Volume	W/m ³	1,6					1,7	5,0
Été	Lignes ouvertes	--	1 ^{er}	2 ^e	3 ^e	19 lignes	dernière	3	3 rampes
	Ouverture	%	25%	25%	25%	100%	25%	50%	100%
	Puissance	W	44 000					4 000	460 000
	Volume	m ³	28 500					3 000	60 400
	Puissance/Volume	W/m ³	1,5					1,3	7,6

Pour la STEP d'East Angus, comme pour les STEP de l'Assomption et St-Félix-de-Valois, il a été considéré que la puissance était restée inchangée pendant l'hiver et le printemps. En été, deux soufflantes étaient en opération pour l'étang complètement mélangé de la STEP d'East Angus.

Les conditions d'aération des étangs aérés facultatifs sont présentées au tableau 3.6. Pour la STEP d'East Angus, il a été estimé que tous les aérateurs de surface fonctionnaient à puissance maximale pendant toute l'année.

Tableau 3.6 : Conditions d'aération des étangs facultatifs durant les campagnes d'échantillonnage

Saison	Étang	Paramètre	Unité	L'Assomption	St-Félix-de-Valois	East Angus
Hiver – Printemps	2	Ligne ouverte / aérateur	--	6	2	3
		Ouverture	%	25%	100%	100%
		Puissance	W	3 300	5 300	11 400
		Volume	m ³	27 700	9 100	47 000
		Puissance/Volume	W/m ³	0,12	0,58	2,43
	3	Ligne ouverte / aérateur	--	4	1	2
		Ouverture	%	25%	67%	100%
		Puissance	W	2 200	1 760	76 100
		Volume	m ³	27 400	9 100	43 600
		Puissance/Volume	W/m ³	0,08	0,19	1,74
	4	Ligne ouverte / aérateur	--	3	--	--
		Ouverture	%	25%		
		Puissance	W	1 650		
		Volume	m ³	27 200		
		Puissance/Volume	W/m ³	0,06		
Été	2	Ligne ouverte / aérateur	--	6	2	3
		Ouverture	%	100%	100%	100%
		Puissance	W	13 200	5 300	114 100
		Volume	m ³	27 700	9 100	47 000
		Puissance/Volume	W/m ³	0,48	0,58	2,43
	3	Ligne ouverte / aérateur	--	4	1	2
		Ouverture	%	100%	50%	100%
		Puissance	W	8 800	1 320	76 100
		Volume	m ³	27 400	9 100	43 600
		Puissance/Volume	W/m ³	0,32	0,14	1,74
	4	Ligne ouverte / aérateur	--	3	--	--
		Ouverture	%	100%		
		Puissance	W	6 600		
		Volume	m ³	27 200		
		Puissance/Volume	W/m ³	0,24		

Le profil de puissance de mélange des STEP étudié est présenté aux graphiques de la figure 3.1.

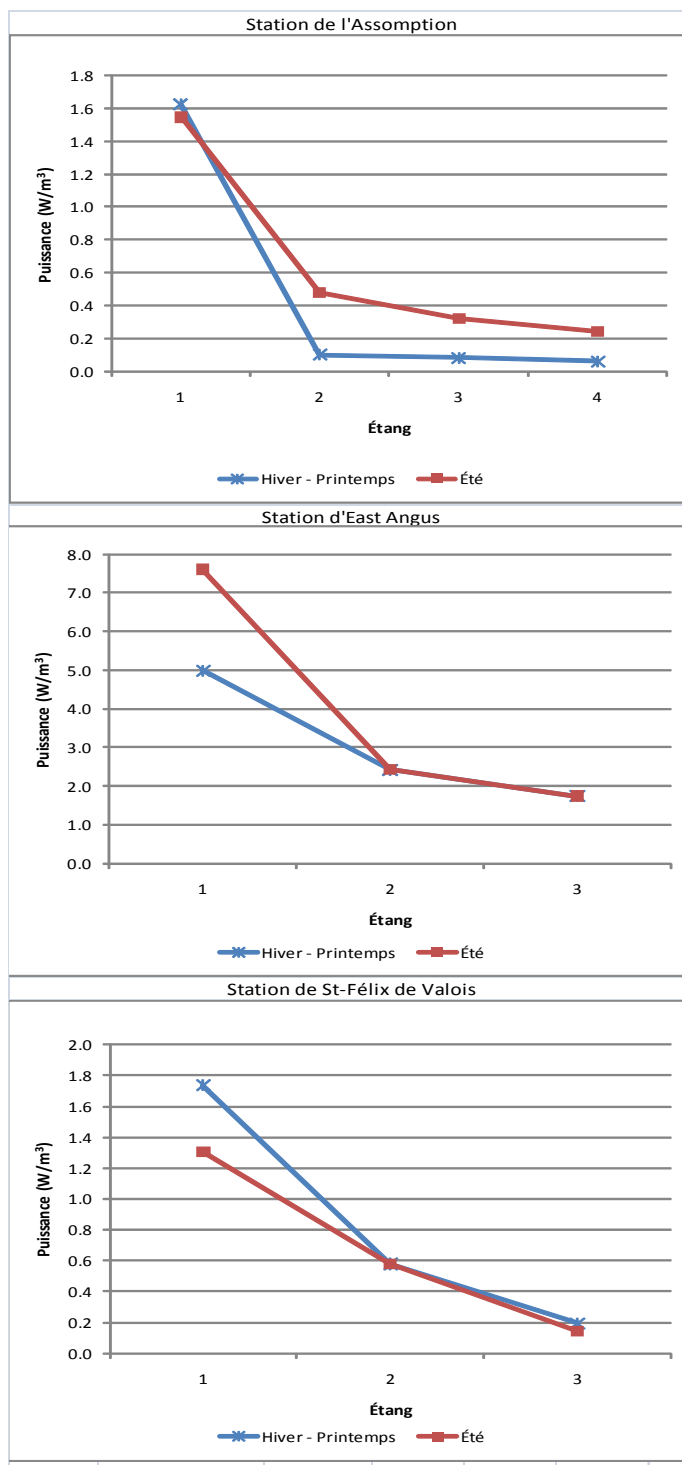


Figure 3.1 : Profil de puissance de mélange des STEP lors des campagnes d'échantillonnage

3.2 Détails des campagnes d'échantillonnage

Trois campagnes d'échantillonnage de sept jours chacune ont eu lieu au cours de l'année 2009 :

- Campagne hivernale : 16 au 22 février 2009;
- Campagne printanière : 23 au 29 mars 2009;
- Campagne estivale : 3 au 9 août 2009.

Lors de chacune de ces campagnes, des échantillons d'affluent (composés 24h), d'interétangs (instantanés) et d'effluent (instantanés) ont été prélevés. La matrice des analyses effectuées sur les échantillons prélevés est fournie au tableau 3.7.

Tableau 3.7 : Matrice des analyses

Paramètre	Jour						
	Lundi	Mardi	Mercredi	Jeudi	Vendredi	Samedi	Dimanche
DBO ₅	√	√	√	√	√	√	√
DBO ₅ , sol.	√	√	√	√	√	√	√
DCO	√	√	√	√	√	√	√
DCO, sol.	√	√	√	√	√	√	√
MES	√	√	√	√	√	√	√
MVES	√		√		√		
NTK	√		√		√		
N-NH ₄	√		√		√		
N-NO ₂ + N-NO ₃	√		√		√		
P _t ⁽¹⁾	√						
pH	√			√			√
T°	√			√			√

⁽¹⁾ mesure du P_t seulement pour la STEP d'East Angus

Finalement, outre les analyses en laboratoire, les débits journaliers et les conditions météorologiques ont été relevés chaque jour.

Au total, ce sont plus de 2700 résultats d'analyse qui ont été obtenus.

En parallèle des campagnes d'échantillonnage, des prélèvements ont été effectués par l'École Polytechnique afin de déterminer, par respirométrie, les paramètres biocinétiques qui régissent la conception d'un étang complètement mélangé. Ces prélèvements ont été effectués pour chacune des saisons aux STEP de l'Assomption, St-Césaire-Rougemont et East Angus.

3.3 Équipements de respirométrie

Le laboratoire de l'École Polytechnique a réalisé les essais respirométriques avec les équipements suivants :

- Deux respiromètres CES (Challenge Environmental System AER Respirometer) avec 16 canaux chacun pour l'acquisition des données et une plaque agitatrice pour chaque position;
- Deux circulateurs avec thermostats pour le contrôle de la température des bains pour les bouteilles;
- Trente-deux bouteilles de 500 mL avec agitateurs et bouchons étanches;
- Une bonbonne d'oxygène pur sous pression pour la réalisation des essais.

La figure 3.2 montre un des respiromètres et le positionnement des bouteilles dans les bains thermostatisés.



Figure 3.2 : Photo d'un respiromètre en opération

Lorsque la biomasse consomme de l'oxygène, un vide est créé dans les bouteilles qui sont fermées de façon étanche. Par conséquent, de l'oxygène entre dans la bouteille pour compenser ce vide, une bulle à la fois. Chaque bulle représente une masse d'oxygène définie qui est mesurée par une cellule optique calibrée pour chaque unité respirométrique. Avant chaque essai, une calibration des cellules est réalisée. Le nombre total de bulles est comptabilisé en fonction du temps par le système d'acquisition de données qui permet ainsi de déterminer le taux d'utilisation d'oxygène.

4. RÉSULTATS DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE

Les résultats détaillés des trois campagnes d'échantillonnage aux quatre STEP sont fournis à l'annexe A.

Le tableau 4.1 présente les moyennes des résultats bruts (non validés) des paramètres mesurés lors des 3 campagnes d'échantillonnage pour la STEP de l'Assomption.

Le tableau 4.2 présente les moyennes des résultats bruts (non validés) des paramètres mesurés lors des trois campagnes d'échantillonnage pour la STEP de St-Césaire-Rougemont.

Le tableau 4.3 présente les moyennes des résultats bruts (non validés) des paramètres mesurés lors des trois campagnes d'échantillonnage pour la STEP de St-Félix-de-Valois.

Le tableau 4.4 présente les moyennes des résultats bruts (non validés) des paramètres mesurés lors des trois campagnes d'échantillonnage pour la STEP d'East Angus.

La validation des mesures de DBO_5 utilisées pour la modélisation est présentée à l'annexe B.

La validation des autres paramètres a été réalisée dans le cadre des simulations BioWin et les résultats validés sont fournis à la section 7.1.

Tableau 4.1 : Moyennes des paramètres mesurés pendant les campagnes d'échantillonnage – L'Assomption

Campagne	Point	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg N/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Hiver	AFF	8 869	149	17	322	58	240	173	32	15,3	0,4	7,4	10,9
	IE 1-2		62	6	189	53	138	95	29	14,0	0,7	7,3	4,9
	IE 2-3		17	6	84	50	28	23	28	13,7	0,8	7,3	3,2
	IE 3-4		12	6	62	53	18	14	28	15,3	0,4	7,4	1,7
	EFF		9	6	63	51	11	8	25	16,3	0,5	7,4	0,9
Printemps	AFF	18 402	57	10	206	34	175	73	23	9,1	0,9	7,6	7,6
	IE 1-2		147	10	243	35	235	236	89	10,6	0,8	7,2	8,3
	IE 2-3		18	6	87	40	45	44	29	11,0	0,7	7,5	7,8
	IE 3-4		14	7	63	42	27	21	22	12,0	0,5	7,6	7,3
	EFF		11	6	59	37	10	7	24	13,3	0,4	7,7	7,6
Été	AFF	11 622	84	12	276	39	223	160	26	12,0	0,2	6,9	19,3
	IE 1-2		35	6	141	37	151	77	24	12,3	0,3	7,0	21,2
	IE 2-3		11	4	83	39	74	38	20	14,7	0,3	7,1	21,3
	IE 3-4		6	4	52	36	31	18	19	15,3	0,3	7,1	21,6
	EFF		4	4	36	30	5	4	17	11,8	3,3	7,0	21,8

Tableau 4.2 : Moyennes des paramètres mesurés pendant les campagnes d'échantillonnage – St-Césaire-Rougemont

Campagne	Point	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg N/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Hiver	AFF	3 701	117	63	317	87	141	127	30	14,0	0,4	8,3	16,4
	IE 1-2		42	6	181	41	92	85	27	9,0	0,6	8,0	7,7
	IE 2-3		24	4	77	48	48	18	19	8,4	3,0	7,9	0,7
	IE 3-4		42	7	146	44	78	54	21	10,6	4,2	8,0	3,3
	EFF		19	6	93	45	39	33	23	11,0	0,9	7,5	3,2
Printemps	AFF	4 880	76	20	414	39	116	87	34	13,7	0,0	-	-
	IE 1-2		26	7	163	35	95	110	30	11,7	1,3	7,4	7,6
	IE 2-3		42	3	237	23	184	87	30	9,8	1,7	7,6	3,7
	IE 3-4		30	8	128	34	69	51	27	11,7	0,2	7,5	5,0
	EFF		14	3	73	33	26	20	23	13,3	0,2	7,5	5,5
Été	AFF	4 432	71	22	229	41	154	140	13	9,1	6,0	7,5	20,5
	IE 1-2		37	6	105	30	80	73	9	3,6	8,7	7,7	22,9
	IE 2-3		9	3	63	22	46	30	6	-	15,7	8,4	28,8
	IE 3-4		15	3	117	25	109	78	6	0,4	18,3	7,4	24,1
	EFF		7	4	29	17	14	10	6	0,5	18,3	7,7	22,8

Tableau 4.3 : Moyennes des paramètres mesurés pendant les campagnes d'échantillonnage – St-Félix-de-Valois

Campagne	Point	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg N/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Hiver	AFF	1 052	90	34	289	43	116	120	31	12,3	1,0	7,6	4,4
	IE 1-2		49	7	183	35	74	67	27	12,3	0,9	7,3	5,1
	IE 2-3		11	7	48	37	17	11	25	16,0	1,2	7,4	0,7
	EFF		8	5	48	35	13	8	23	16,7	1,1	7,4	0,9
Printemps	AFF	2 296	68	20	174	32	79	69	26	6,9	1,5	7,3	6,8
	IE 1-2		84	12	134	29	69	73	25	7,4	1,1	6,9	6,5
	IE 2-3		10	4	60	22	23	15	25	13,0	0,7	7,0	4,9
	EFF		9	4	54	29	19	12	26	12,7	0,7	7,2	5,4
Été	AFF	2 015	36	8	133	23	97	70	14	3,2	2,6	6,4	18,9
	IE 1-2		27	6	89	21	89	58	15	3,3	0,8	6,3	18,0
	IE 2-3		8	2	34	13	24	19	16	8,5	1,7	6,7	19,1
	EFF		9	3	33	11	20	12	14	8,4	1,4	6,5	19,0

Tableau 4.4 : Moyennes des paramètres mesurés pendant les campagnes d'échantillonnage – East Angus

Campagne	Point	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg N/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Hiver	AFF	8 665	395	321	1386	661	145	146	21	4,3	0,1	7,5	15,3
	IE 1-2		97	9	806	133	582	570	23	1,5	0,1	7,1	19,7
	IE 2-3		31	13	313	140	102	79	12	-	0,2	7,4	14,3
	EFF		19	9	223	126	68	51	8	0,6	0,3	7,7	12,0
Printemps	AFF	12 102	373	308	1083	653	164	122	12	2,0	0,1	8,5	10,0
	IE 1-2		112	45	957	210	416	305	19	-	-	7,2	15,3
	IE 2-3		36	13	466	151	290	200	16	-	-	7,5	13,3
	EFF		36	11	374	147	130	114	13	0,4	0,3	7,6	9,7
Été	AFF	10 112	404	271	1186	690	320	233	9	0,4	0,1	7,6	17,7
	IE 1-2		80	19	622	147	544	340	13	1,3	0,1	7,2	25,7
	IE 2-3		27	5	314	83	211	223	12	2,0	0,0	7,1	23,7
	EFF		14	4	327	71	62	65	10	4,3	0,2	7,3	22,3

5. RÉSULTATS DES CARACTÉRISATIONS

5.1 Protocole expérimental général

Avant de déposer les bouteilles dans le respiromètre, la calibration des cellules est vérifiée. Également, l'identification des bouteilles et leur position ainsi que la durée totale d'acquisition des données sont programmées. La température est fixée avec les thermostats des circulateurs à 20°C.

Le contenu de chaque bouteille est préparé juste avant de les déposer dans le respiromètre, en ajoutant la biomasse (les boues) au dernier moment. Tout de suite après avoir placé les bouteilles dans le respiromètre, un tube avec une solution de KOH 30 % est inséré dans la partie supérieure (dans la phase gazeuse) de chaque bouteille afin de capter le CO₂ produit pendant la respirométrie et ainsi empêcher que ce gaz reste sous forme gazeuse ou acidifie le milieu. Les tubes de KOH sont essuyés avec soin pour éviter que la solution de KOH ne contamine le mélange. Le débit d'oxygène est ajusté à deux bulles par seconde tel que suggéré par le fabricant.

Les bouteilles sont fermées avec des bouchons étanches et une aiguille pour le transfert d'oxygène est insérée dans le septum de chaque bouteille. Les caoutchoucs des bouchons sont changés chaque deux essais pour en assurer l'étanchéité pendant le test respirométrique. Le niveau de l'eau dans les bains est ajusté au-dessus du niveau liquide dans les bouteilles pour assurer que la phase gazeuse est bien à 20°C

Avant de démarrer l'acquisition de données, chaque bouteille est amorcée en créant le vide avec une seringue jusqu'à ce que quelques bulles passent par la cellule de mesure. De cette façon, l'étanchéité des bouteilles et l'acquisition des données par la cellule sont vérifiées. Cela permet également de confirmer l'identification et la position des bouteilles avec le système d'acquisition de données. L'agitation est ensuite démarrée suivie de l'acquisition de données. L'agitation est fixée à 800 tpm pour créer un vortex jusqu'à la base de la bouteille, permettant ainsi un bon transfert des gaz O₂ et CO₂.

À la fin du test, l'agitation est arrêtée et les tubes de KOH sont enlevés. La température des bouteilles est mesurée tout juste avant de les sortir du respiromètre afin de vérifier s'il y a un écart entre la valeur fixée et la température réelle dans les bouteilles.

Le pH est mesuré dans un délai maximum d'une heure suite à l'arrêt du test. Les autres paramètres sont normalement mesurés la même journée ou le lendemain, en conservant les bouteilles au frigo à 4°C.

Afin de vérifier la qualité des essais, un bilan DCO est réalisé (à partir de la caractérisation printanière). À cette fin, la DCO ainsi que les nitrites et nitrates sont mesurés au début et à la fin de chaque test respirométrique.

5.2 Résultats de la caractérisation hivernale (17 et 19 février 2009)

5.2.1 Méthodes et analyses

Le but de ces essais était de mesurer les différents paramètres biocinétiques de la biomasse contenue dans l'étang complètement mélangé. Pour obtenir des résultats représentatifs, différents volumes de boues (effluent) ont été mélangés avec du substrat (affluent). Afin de quantifier l'effet de la biomasse présente à l'affluent, des essais avec l'affluent floculé-filtré (sans boues ni biomasse) ont été effectués.

Ainsi, les essais respirométriques ont été réalisés avec différentes proportions d'affluent brut, d'affluent floculé-filtré au sulfate d'aluminium (Cronje et al., 2002) et d'effluent brut de l'étang complètement mélangé, pour chaque STEP.

Pour obtenir l'affluent floculé-filtré, un volume de 10 mL d'une solution d' $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 15\text{H}_2\text{O}$ (50 g/L) a été ajouté par litre d'affluent. Le mélange a été agité pendant 2 minutes à 200 tpm puis l'agitation a été réduite à 1 tpm pendant 30 minutes pour permettre la floculation. Tel que recommandé par Cronje et al. (2002), une période de décantation de 30 minutes a suivi et le surnageant a été filtré à 1,2 μm .

Seule la méthode de Wentzel et al. (1995) a été utilisée pour cette première campagne de caractérisation.

Les paramètres mesurés sont présentés au tableau 5.1.

Tableau 5.1 : Paramètres mesurés lors de la caractérisation hivernale

Échantillon	pH	Alc	T°	DCO	DCO _s	MT	MVT	MES	MVES	NH ₄	NO _x	NTK	oPO ₄	P _t
Aff. brut	X	X	X	X	X	X	X	X	X	x	X	X	X	X
Aff. floc.-filtré	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Effluent	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Bouteilles après respirométrie	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	

Les essais avec les échantillons d'affluents et d'effluents ont été réalisés en duplicata. Les paramètres ont été mesurés une seule fois pour chacun des duplicata (à l'exception des analyses de P et N).

Différentes combinaisons d'affluents et d'effluent (bruts et floculés-filtrés) ont été utilisées pour les essais respirométriques, donnant différents rapports DCO/MVES (tableau 5.2). Le jour 1 correspond aux échantillons prélevés le 17 février 2009 et le jour 2 aux échantillons prélevés le 19 février 2009.

Tableau 5.2 : Préparation des bouteilles pour la caractérisation hivernale

Jour	Source des boues	Source du substrat	Traitement du substrat	Volume substrat (mL)	Volume boues (mL)	Rapport DCO/MVES (g/g)
1	Eff. étang CM East-Angus	Aff. East-Angus	Brut	300	300	3,8
1	Eff. étang CM East-Angus	Aff. East-Angus	Floculé-filtré	300	300	3,5
2	Eff. étang CM East-Angus	Aff. East-Angus	Brut	500	100	7,1
2	Eff. étang CM East-Angus	Aff. East-Angus	Floculé-filtré	500	100	10,5
1	Eff. étang CM L'Assomption	Aff. L'Assomption	Brut	200	400	1,5
1	Eff. étang CM L'Assomption	Aff. L'Assomption	Floculé-filtré	200	400	2,6
2	Eff. étang CM L'Assomption	Aff. L'Assomption	Brut	400	200	1,6
2	Eff. étang CM L'Assomption	Aff. L'Assomption	Brut	300	300	1,7
2	Eff. étang CM L'Assomption	Aff. L'Assomption	Floculé-filtré	300	300	2,4
1	Eff. étang CM St-Césaire	Aff. St-Césaire	Brut	300	300	2,5
1	Eff. étang CM St-Césaire	Aff. St-Césaire	Floculé-filtré	300	300	3,8
2	Eff. étang CM St-Césaire	Aff. St-Césaire	Brut	200	400	2,4
2	Eff. étang CM St-Césaire	Aff. St-Césaire	Floculé-filtré	200	400	2,7

5.2.2 Résultats

Les résultats des essais respirométriques ne sont pas présentés car les courbes du taux d'utilisation d'oxygène (TUO) n'ont pas montré la croissance exponentielle requise pour déterminer la concentration de la biomasse dans aucune des bouteilles préparées.

L'absence de croissance exponentielle est possiblement due au fait que les effluents ne contenaient pas suffisamment de substrat soluble rapidement biodégradable (DCO_s) ou alors que le rapport DCO/MVES était trop faible. En effet, sauf pour les échantillons de la STEP d'East Angus, les rapports DCO/MVES ont toujours été inférieurs à quatre qui est la valeur minimale suggérée par Kappeler et al. (1992).

Par ailleurs, même si le rapport DCO/MVES pour la STEP d'East Angus a été assez élevé, la faible concentration en P et N aurait probablement empêchée la croissance exponentielle de la biomasse. Il faut noter que cette STEP traite en grande partie des effluents de l'industrie papetière et, qu'en période hivernale, elle opère sans ajout de nutriments.

Les observations suivantes ont aussi été rapportées:

- La température des échantillons reçus à l'École Polytechnique était souvent supérieure à 4°C ($5,8$ à $15,7^\circ\text{C}$ pour les effluents), ce qui pourrait contribuer à la faible concentration en DCO_s ;
- La floculation-filtration de l'effluent a pu avoir des effets négatifs sur la respirométrie, à cause d'une réduction du pH et de l'alcalinité, particulièrement pour les échantillons provenant des STEP de l'Assomption et d'East Angus. De plus, une réduction importante de la concentration de phosphore a été observée suite à ce prétraitement.

À partir des mauvais résultats obtenus durant cette première caractérisation, les mesures correctives suivantes ont été apportées pour la suite du projet :

- Le nombre de paramètres analysés a été réduit mais chaque paramètre a été analysé en triplicata, pour améliorer la qualité et la fiabilité des résultats. Également, les résultats respirométriques ont été validés par des bilans DCO , compte tenu de la possible présence de nitrification (voir section 5.2.3). La mesure de la concentration en NH_4 , NO_2 et NO_3 a été donc effectuée sur les bouteilles de respirométrie à la fin des essais;
- Des directives sur la méthode de prélèvement des échantillons ont été envoyées aux responsables des échantillonnages afin de garder les échantillons à une température adéquate ($< 4^\circ\text{C}$);
- L'obtention d'un effluent soluble plus concentré n'a plus été réalisée par floculation-filtration, à cause des effets sur le pH, l'alcalinité et la concentration en phosphore, mais plutôt par centrifugation-filtration.

Afin d'évaluer les conditions qui favorisent une montée exponentielle du TUO, une série d'essais respirométriques d'optimisation ont été réalisées avec l'effluent de la STEP de L'Assomption (essais d'optimisation n°1).

5.2.3 Bilan DCO

Le bilan DCO s'avère nécessaire afin de vérifier la qualité des résultats des respirométries. À partir des résultats de DCO au début et à la fin de la respirométrie et de la consommation carbonée en oxygène durant la respirométrie, il est possible d'estimer le pourcentage de récupération de la DCO selon l'équation (40).

$$\% \text{ récupération} = \left(\frac{DCO_{t=t} + \text{Consommation } O_2}{DCO_{t=0}} \right) \times 100 \quad (40)$$

où :

$DCO_{t=t}$: masse de DCO dans la bouteille à la fin de l'essai (mg DCO);

$DCO_{t=0}$: masse de DCO dans la bouteille au début de l'essai (mg DCO);

Consommation O_2 : Consommation carbonée en oxygène (mg O_2).

La concentration en DCO dans la bouteille au début de l'essai est estimée à partir d'un bilan de masse des composés du mélange préparé dans chaque bouteille.

Soit un mélange de n composantes, la DCO est calculée selon l'équation 41 :

$$DCO_{t=0} = \frac{\sum_{i=0}^n V_i \cdot DCO_i}{\sum_{i=0}^n V_i} \quad (41)$$

où :

V_i : Volume de la composante i du mélange (L);

DCO_i : concentration de DCO de la composante i du mélange (mg DCO/L).

Les autres paramètres (MVES, MES, etc.) ont été calculés de façon similaire au début de chaque essai.

La consommation carbonée en oxygène est la valeur totale cumulée par le respiromètre moins la demande azotée.

Pour estimer la demande azotée lorsqu'il y a nitrification, 4,33 mg d'O₂ sont consommés par mg de N-NO₃ formé et 3,22 mg d'O₂ par mg de N-NO₂ formé (Metcalf & Eddy, 2003). Afin de calculer le pourcentage de récupération, l'oxygène utilisé par la nitrification doit être enlevé. De ce fait, l'équation (40) devient l'équation (42) :

$$\% \text{ récupération} = \left(\frac{DCO_{t=t} + \text{Consommation } O_2 - 4,33\Delta NO_3^- - 3,22\Delta NO_2^-}{DCO_{t=0}} \right) \times 100 \quad (42)$$

où :

ΔNO_3^- : variation de la masse de NO₃⁻ dans la bouteille (mg N-NO₃);

ΔNO_2^- : variation de la masse de NO₂⁻ dans la bouteille (mg N-NO₂).

Lorsque le taux de récupération est compris entre 90 % et 110 %, on considère que le bilan de DCO « ferme ».

5.3 Résultats des essais d'optimisation n°1 (10 mars 2009)

5.3.1 Méthodes et analyses

Pour corriger un problème de carence en DCO soluble observé lors de la première caractérisation, de nouveaux tests respirométriques ont été réalisés avec de l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de l'Assomption auquel a été ajouté de l'affluent soluble (centrifugé-filtré) de la STEP de St-Hyacinthe (plus concentré en DCO_{sol}).

La concentration de biomasse hétérotrophe active X_H a été estimée par la méthode de Wentzel et al. (1995) et validée par la méthode de van Haandel et al. (1998). L'effluent brut et concentré de l'étang complètement mélangé de la STEP de L'Assomption a été utilisé pour cette deuxième méthode.

Les paramètres analysés sont présentés au tableau 5.3.

Tableau 5.3 : Paramètres mesurés lors des essais d'optimisation n°1

Échantillon	pH	T°	DCO	DCO _s	MES	MVES	NH ₄	NO _x	NO ₂	oPO ₄
Aff. centrifugé-filtré St-Hyacinthe	X			X			X	X	X	X
Aff. centrifugé-filtré L'Assomption	X			X			X	X	X	X
Effluent L'Assomption	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Effluent concentré L'Assomption	X	X	X		X	X	X	X	X	X
Bouteilles après respirométrie	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

5.3.2 Résultats

5.3.2.1 Respirométrie par la méthode de Wentzel et al. (1995)

L'ajout de l'affluent filtré (et donc sans biomasse) de la STEP de St-Hyacinthe à l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de L'Assomption a permis d'observer une croissance exponentielle du TUO. Cette croissance exponentielle est nécessaire pour estimer la concentration initiale de la biomasse (X_H) et μ_{max} . Les bouteilles préparées avec l'affluent de la STEP de l'Assomption n'ont par contre pas produit une croissance exponentielle du TUO. La figure 5.1 fournit les différentes courbes du TUO en fonction du temps pour les différentes bouteilles.

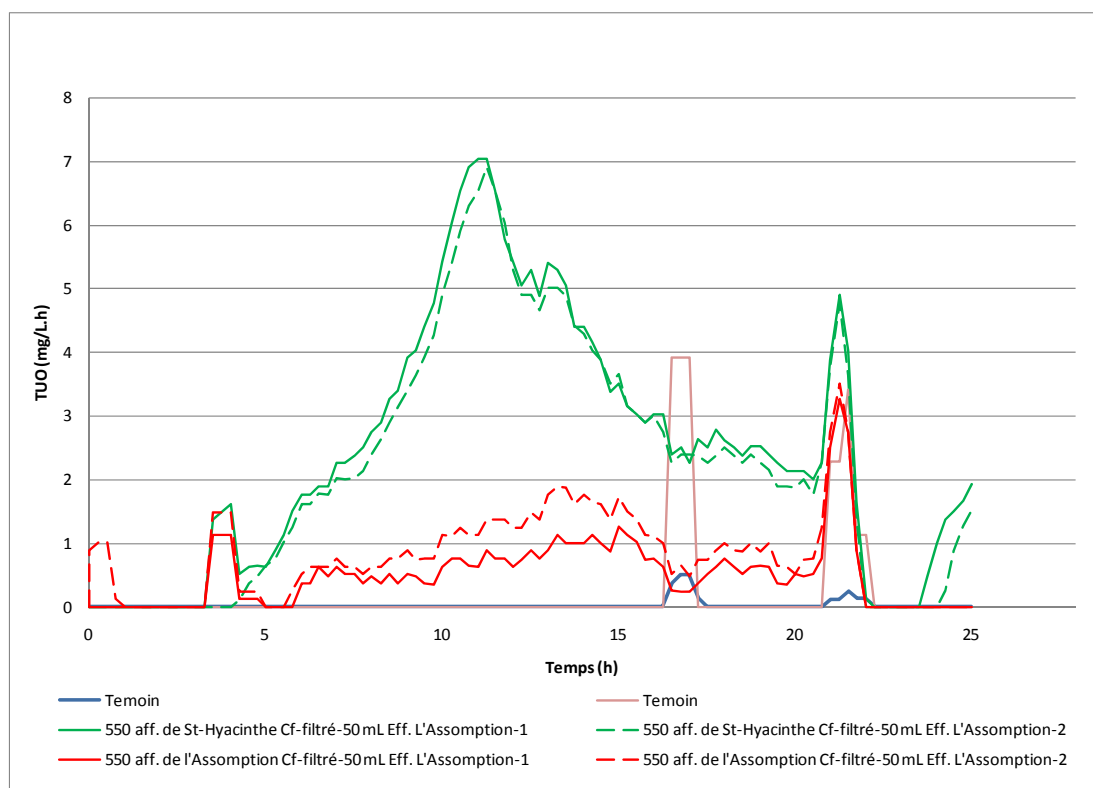


Figure 5.1 : Évolution du TUO (moyennes mobiles) - Essai d'optimisation n°1

Un bilan DCO a été réalisé à partir des masses initiales et finales de DCO présentées au tableau 5.4. Dans ce cas, comme il n'y a pas eu de nitrification, il n'a pas été nécessaire de soustraire à la consommation totale en oxygène la demande azotée pour déterminer la demande carbonée.

La concentration de NO_x , négligeable après 24 h de respirométrie, et le bilan DCO, fermant à près de 100 % (sans considérer la nitrification), permettent de confirmer l'absence de nitrification et d'éventuels problèmes pendant la respirométrie (fuite).

Tableau 5.4 : Bilan DCO pour les essais de Wentzel et al. (1995) – Essais d'optimisation n°1

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Taux de récupération
550 mL Aff. de l'Assomption cf-filtré + 50 mL Eff. de l'Assomption - 1	51	38	7,8	89%
550 mL Aff. de l'Assomption cf-filtré + 50 mL Eff. de l'Assomption - 2	51	41	12	105%
550 mL Aff. de St-Hyacinthe cf-filtré + 50 mL Eff. de l'Assomption - 1	115	86	37	107%
550 mL Aff. de St-Hyacinthe cf-filtré + 50 mL Eff. de l'Assomption - 2	115	79	34	98%

cf : centrifugé

Entre huit et douze heures après le démarrage de la respirométrie, une zone de croissance exponentielle du TUO a été observée. Le logarithme népérien du TUO en fonction du temps pour cette période est présenté à la figure 5.2, avec les droites de régression qui en ont été extraites.

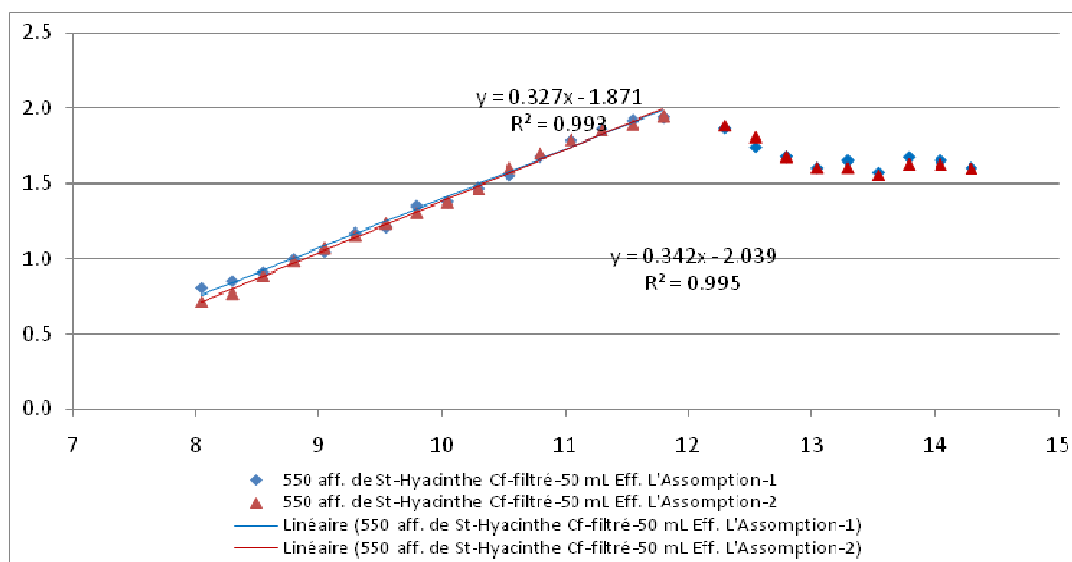


Figure 5.2 : Logarithme du TUO en fonction du temps - Essais d'optimisation n°1

À partir de ces droites, on peut estimer la concentration de la biomasse (X_H) ainsi que le taux maximal de croissance ($\mu_{\max}$) selon les équations (37) et (38), respectivement (tableau 5.5).

Tableau 5.5 : Résultats respirométriques de la méthode de Wentzel et al. (1995) - Essais d'optimisation n°1

Paramètre	Unités	550 mL Aff. de St-Hyacinthe + 50 mL Eff de l'Assomption - 1	550 mL Aff. de St-Hyacinthe + 50 mL Eff de l'Assomption - 2	Moyenne
X_H bouteille	(mg DCO/L)	0,89	0,65	0,77
Dilution (50/600)	--	0,083	0,083	0,083
X_H effluent	(mg DCO/L)	10,5	7,8	9,2
X_H effluent	(mg MVES/L)	7,5	5,4	6,4
MVES effluent	(mg/L)	105	105	105
Rapport X_H /MVES	(g/g)	0,071	0,051	0,06
$\mu_{\max}$	(d ⁻¹)	8,5	8,8	8,6

La concentration de la biomasse active moyenne de l'effluent de l'étang complètement mélangé (X_{H1}) à la STEP de l'Assomption a été établie avec la méthode de Wentzel et al. (1995) à 9,2 mg DCO/L (ou 6,4 mg MVES/L), soit 6 % des MVES de l'étang (105 mg MVES/L). Pour calculer la concentration de la biomasse en unités de MVES, la concentration en mg DCO/L doit être divisée par 1,42 (mg DCO/mg MVES).

5.3.2.2 *Respirométrie par la méthode de van Haandel et al. (1998)*

Le test respirométrique de respiration endogène selon la méthode de van Haandel et al. (1998) a été arrêté après 146 heures (6,1 jours; figure 5.3). La différence entre les deux groupes de courbes respirométriques confirme que la décroissance exponentielle du TUO est plus sensible lorsque la concentration de MVES est plus élevée, tel que recommandé par van Haandel et al. (1998).

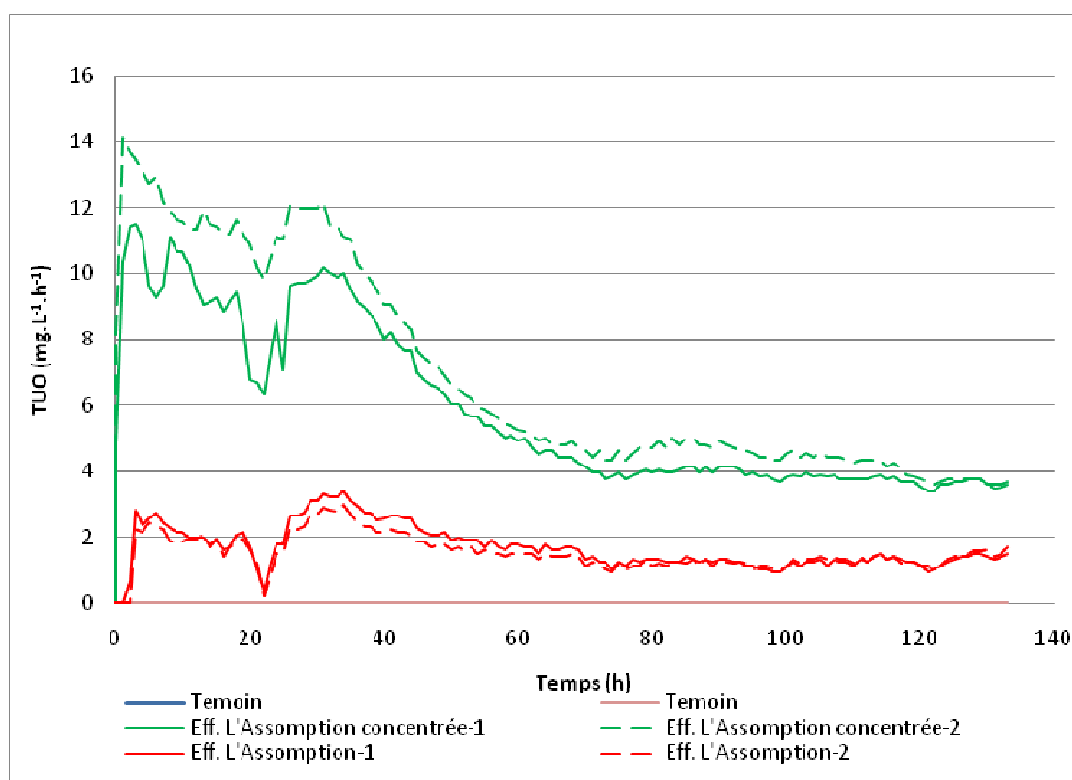


Figure 5.3 : Courbes de respiration endogène pour les essais d'optimisation n°1

Les figures 5.4 et 5.5 montrent l'écart entre les valeurs expérimentales et les valeurs prévues par l'équation (39). Les valeurs qui n'ont pas été considérées au moment de la régression sont indiquées dans l'axe poids (à droite du graphique). Les valeurs écartées ont un poids 0 tandis que pour les valeurs considérées ont un poids 1.

Il semble que pendant les 30 premières heures de respiration, il y ait eu de la croissance sur des réserves intra ou extracellulaire (présence de substrat). Pour cette raison, ces données ont été écartées au moment de la régression.

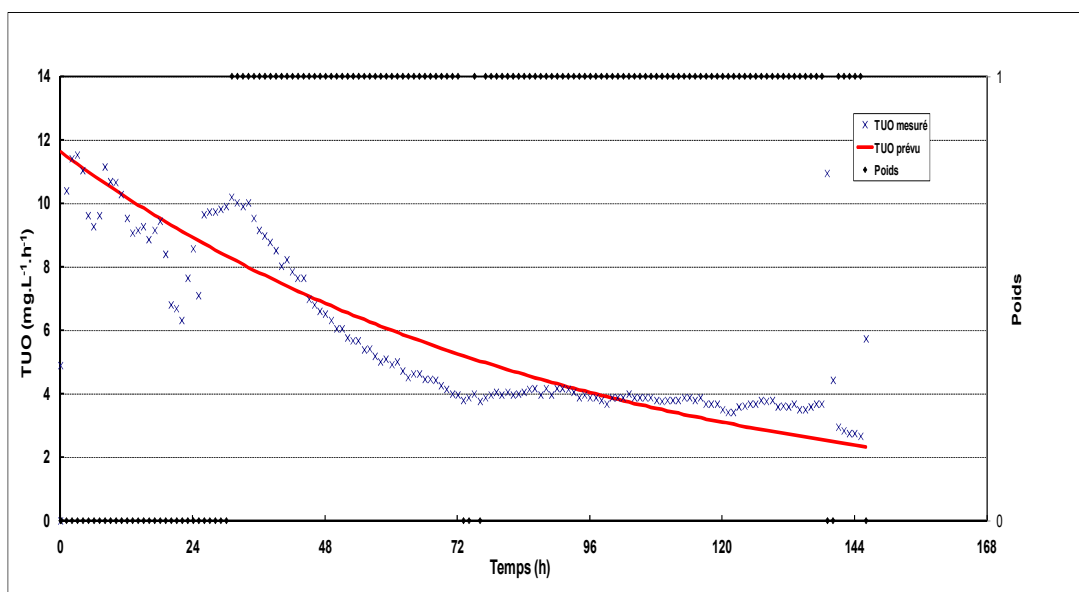


Figure 5.4 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent concentré de l'Assomption pour les essais d'optimisation n°1

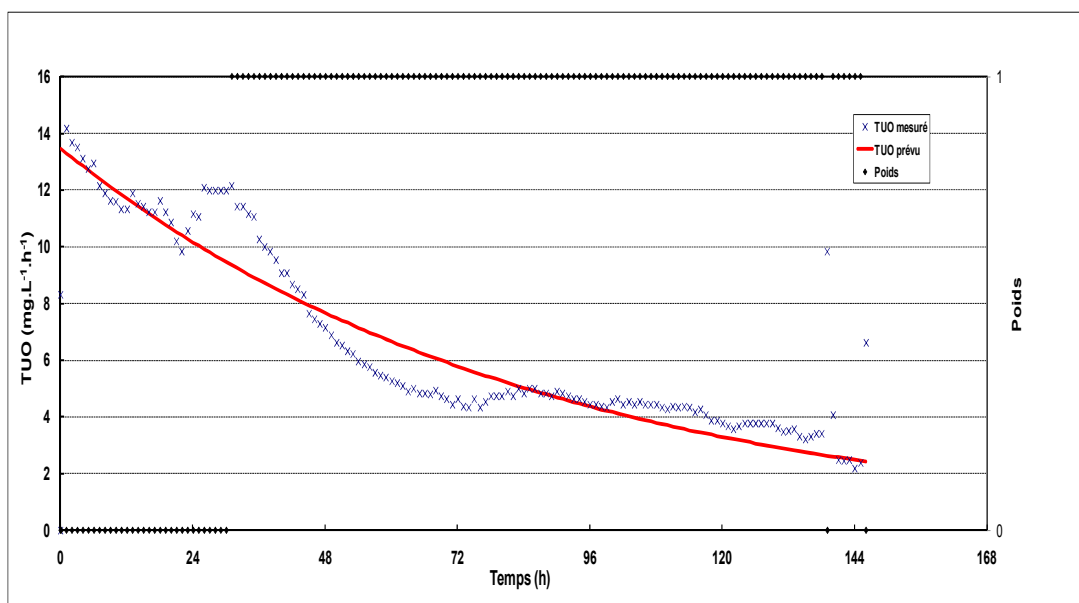


Figure 5.5 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent concentré de l'Assomption pour les essais d'optimisation n°1

Afin de vérifier la qualité des essais et de la respirométrie, un bilan DCO a été réalisé. Le tableau 5.6 fournit les résultats du bilan.

Tableau 5.6 : Bilan DCO pour les essais d'optimisation n°1

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Consommation d'oxygène nitrification (mg O ₂)	Taux de récupération
Eff. L'Assomption (1)	214	92	149	28	100%
Eff. L'Assomption (2)	214	100	139	33	96%
Eff. conc. L'Assomption (1)	901	468	502	53	102%
Eff. conc. L'Assomption (2)	901	423	581	51	106%

Dans tous les cas, la consommation d'oxygène pour la nitrification est très significative. Les excellents taux de récupération, près de 100 %, permettent d'écarter des problèmes comme des fuites de gaz durant la respirométrie.

Les résultats obtenus par la méthode de van Haandel et al. (1998) sont fournis au tableau 5.7.

Tableau 5.7 : Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) - Essais d'optimisation n°1

	Paramètre	Unités	Eff. L'Assomption (1)	Eff. L'Assomption (2)	Eff. conc. L'Assomption (1)	Eff. conc. L'Assomption (2)
Données d'entrée	T°	(°C)	20,3	20,3	20,3	20,3
	MVES effluent	(mg/L)	105	105	791	791
	Facteur de concentration	--	1	1	7,5	7,5
Valeurs estimées	b _H	(d ⁻¹)	0,12	0,09	0,26	0,28
	X _H	(mg DCO/L)	393	450	950	1034
	X _H	(mg MVES/L)	277	317	669	728
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	2,64	3,02	0,85	0,92
Moyenne	b _H	(d ⁻¹)	0,10		0,27	
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	2,8		0,88	
	X _H conc.	(mg MVES/L)	--		698	
	X _H brut	(mg MVES/L)	297		93	

5.3.3 Discussion des résultats

Croissance exponentielle (méthode de Wentzel et al. (1995))

Pour la méthode de croissance exponentielle de Wentzel et al. (1995), l'ajout d'un substrat plus chargé en DCO (affluent de St-Hyacinthe) a permis une croissance exponentielle, ce qui a permis d'estimer les paramètres désirés. Le rapport DCO/MVES obtenu a été de 22 g DCO/g MVES. Toutefois, en absence d'ajout d'un substrat soluble, les bouteilles préparées avec seulement l'affluent de L'Assomption n'ont pas donné lieu à cette croissance exponentielle, le rapport DCO/MVES ayant été de 10 g DCO/g MVES. Pour les caractérisations subséquentes, un rapport DCO/MVES d'au moins 20 g/g devrait être atteint pour utiliser cette méthode avec l'affluent et l'effluent de l'étang complètement mélangé.

La concentration de biomasse hétérotrophe de l'effluent de l'étang complètement mélangé semble faible à 6 mg MVES/L, représentant 6 % des MVES. On pourrait s'attendre à des valeurs plus élevées pour l'effluent de l'étang complètement mélangé.

Malgré cela, les valeurs de $\mu_{\max}$ sont dans la plage d'acceptabilité. Selon Metcalf & Eddy, le taux de croissance maximum peut varier de 3,0 à 13,2 d⁻¹ (p. 704, Tableau 8-10) et la valeur obtenue a été de 8,2 d⁻¹.

Respiration endogène (méthode de van Haandel et al. (1998))

En ce qui concerne la méthode de respiration endogène de van Haandel et al. (1998), les concentrations estimées de biomasse active X_H sont trop élevées notamment pour les bouteilles avec l'effluent brut. Dans ce cas, elles dépassent la concentration en MVES. Il est fort probable que les résultats ont été faussés par la présence de NH_4 dans l'effluent. L'éventuelle nitrification de l'ammoniaque n'est pas prise en compte par l'équation (39) qui tient seulement compte de la nitrification de l'azote provenant du résidu endogène de la biomasse. La consommation très élevée d'oxygène peut avoir affecté les valeurs calculées de X_H . L'examen des figures 5.4 et 5.5 révèle qu'après 24 heures de respiration endogène, les valeurs expérimentales de décroissance exponentielle du TUO s'éloignent des valeurs prévues, ce qui pourrait être attribuable à la nitrification ou à la croissance sur des réserves intra ou extracellulaires.

En ce qui concerne le coefficient de respiration endogène b_H , les valeurs obtenues ont été très faibles pour les bouteilles avec l'effluent non concentré (valeur attendue : 0,24 d⁻¹ (van Haandel et al., 1998)) alors que pour les effluents concentrés, les valeurs obtenues ont été proches de celles attendues.

Bien que les courbes du TUO en fonction du temps aient eu des formes similaires, la reproductibilité des résultats est également discutable.

5.4 Résultats de la caractérisation printanière (24 et 25 mars 2009)

5.4.1 Méthodes et analyses

À la suite des résultats des essais d'optimisation n°1, les modifications suivantes ont été apportées pour les essais de caractérisation printanière (par rapport à la caractérisation hivernale) :

- Pour les STEP de l'Assomption et de St-Césaire, l'affluent a été remplacé par l'affluent de St-Hyacinthe centrifugé et filtré sur 0,45 µm. Une solution étalon de DBO₅ a été ajoutée afin d'assurer la présence de substrat rapidement biodégradable;
- Pour la STEP d'East Angus, il a été considéré que l'affluent avait une concentration en DCO soluble suffisamment élevée pour réaliser les essais respirométrique sans ajout de substrat organique. L'affluent brut centrifugé et filtré de la STEP a été utilisé. Toutefois, de l'azote et du phosphore ont été ajoutés pour compenser la carence pressentie pour ces nutriments;
- En plus des tests de 24 heures selon la méthode de Wentzel et al. (1995), des essais respirométriques d'environ cinq jours ont été réalisés selon la méthode de van Haandel et al. (1998) afin de valider les résultats de X_H. Pour ces tests, l'inhibiteur de nitrification allylthiourée (ATU) a été ajouté.

Le nombre de paramètres à analyser a été réduit et chaque paramètre a été analysé en triplicata (tableau 5.8).

Tableau 5.8 : Paramètres mesurés lors de la caractérisation printanière

Échantillon	pH	T°	DCO	DCO _s	MES	MVES	NH ₄	NO ₃	NO ₂	oPO ₄
Aff. centrifugé-filtré de chaque STEP	X			X			X	X	X	X
Effluent de chaque STEP	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Effluent concentré de chaque STEP	X	X	X		X	X	X	X	X	X
Bouteilles après respirométrie	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

5.4.2 Résultats Jour 1 (24 mars 2009)

5.4.2.1 Respirométrie par la méthode de Wentzel et al. (1995)

La durée de l'essai a été de 43 heures (figure 5.6). La proximité des courbes des duplicatas a indiqué une très bonne reproductibilité entre les essais réalisés.

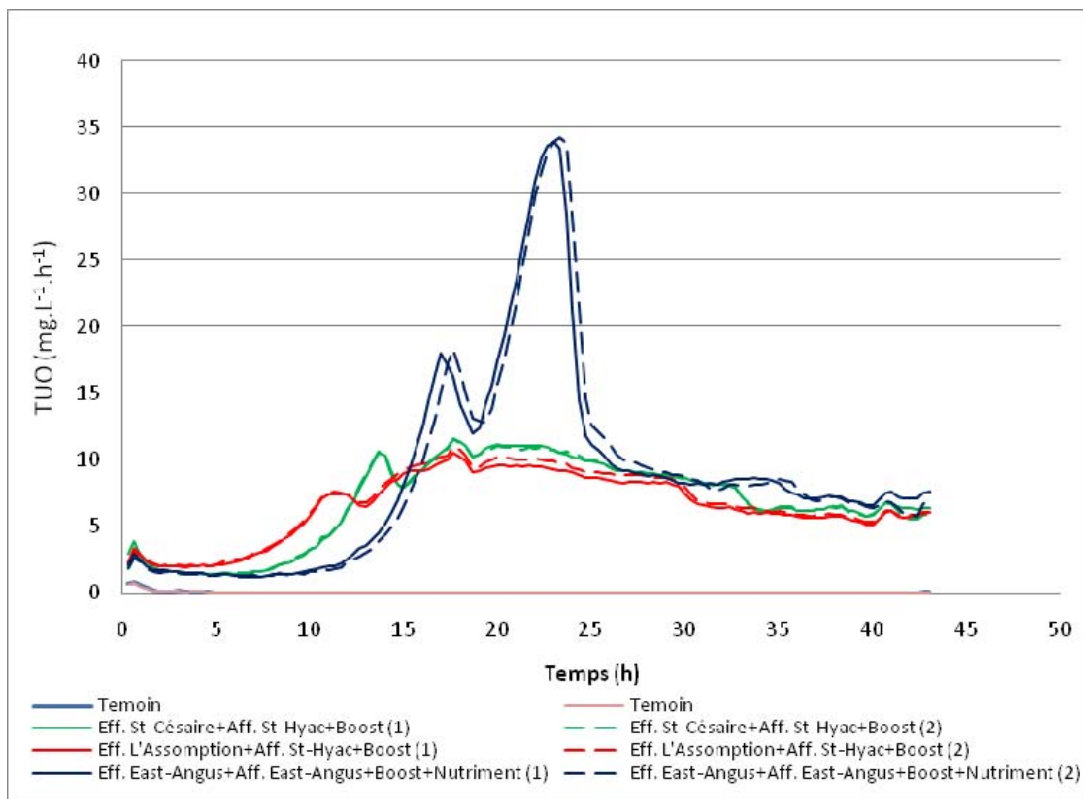


Figure 5.6 : Évolution du TUO (moyennes mobiles) – Printemps (jour 1)

Pour préparer la solution étalon de DBO₅ (boost), du glucose et de l'acide glutamique ont été dissous dans l'affluent centrifugé-filtré de St-Hyacinthe.

Afin de vérifier la qualité des essais et de la respirométrie du jour 1, un bilan DCO a été réalisé et les résultats obtenus sont fournis au tableau 5.9.

Tableau 5.9 : Bilan DCO pour les essais printaniers (jour 1)

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Taux de récupération
Eff. L'assomption + Aff. St-Hyac. + Boost (1)	437	266	164	99%
Eff. L'assomption + Aff. St-Hyac. + Boost (2)	437	266	171	100%
Eff. St-Césaire + Aff. St-Hyac. + Boost (1)	429	259	173	101%
Eff. St-Césaire + Aff. St-Hyac. + Boost (2)	429	247	172	97%
Eff. East-Angus + Aff. Esta-Angus + Boost + Nutriment (1)	789	572	222	101%
Eff. East-Angus + Aff. Esta-Angus + Boost + Nutriment (2)	789	581	221	102%

Les taux de récupération obtenus permettent d'écarter l'occurrence de la nitrification et d'éventuels problèmes durant la respirométrie.

La concentration de biomasse hétérotrophe pour chaque STEP a été estimée à partir du logarithme népérien du TUO lors de la croissance exponentielle (figures 5.7 à 5.9) et les résultats obtenus sont présentés au tableau 5.10.

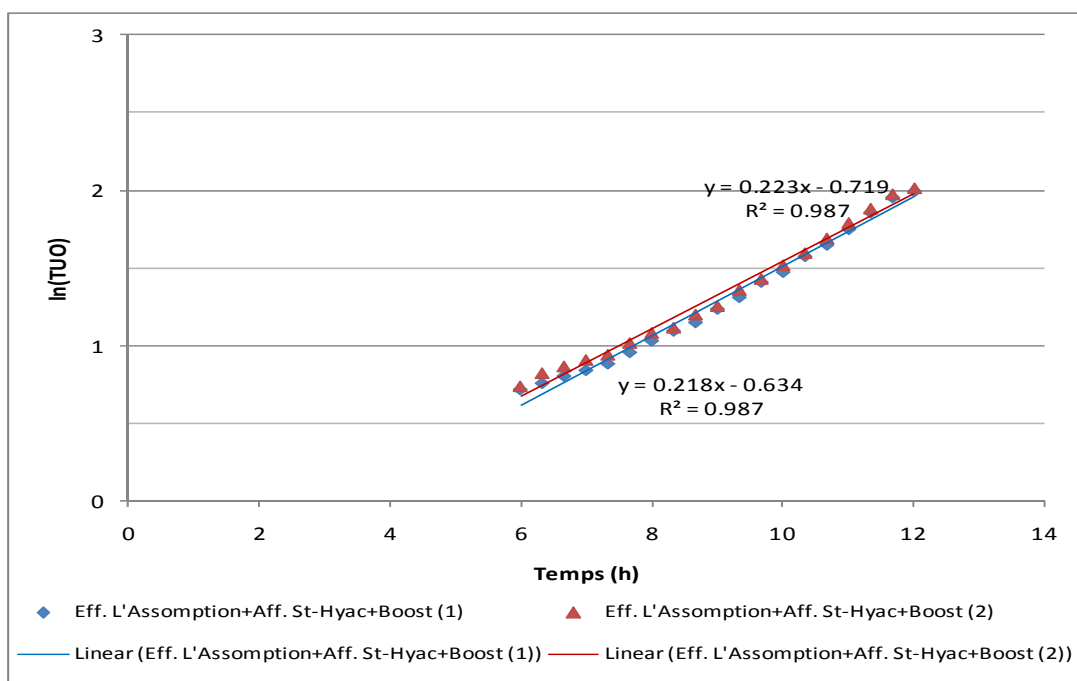


Figure 5.7 : Logarithme du TUO en fonction du temps – L'Assomption – Printemps (jour 1)

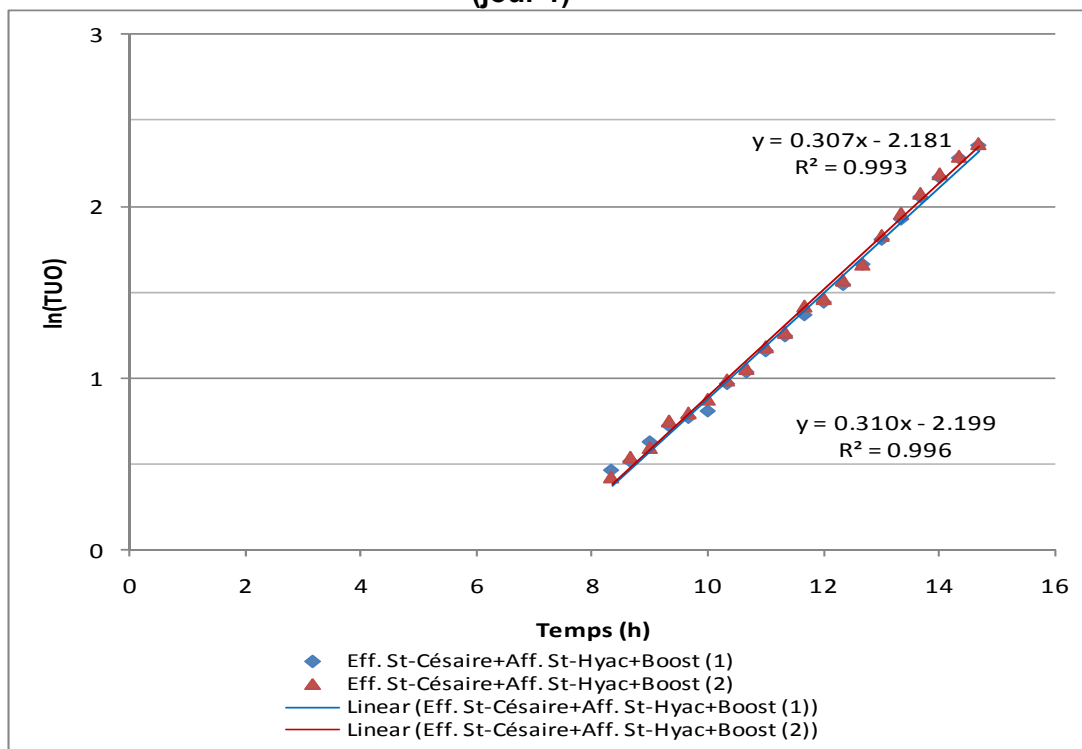


Figure 5.8 : Logarithme du TUO en fonction du temps – St-Césaire – Printemps (jour 1)

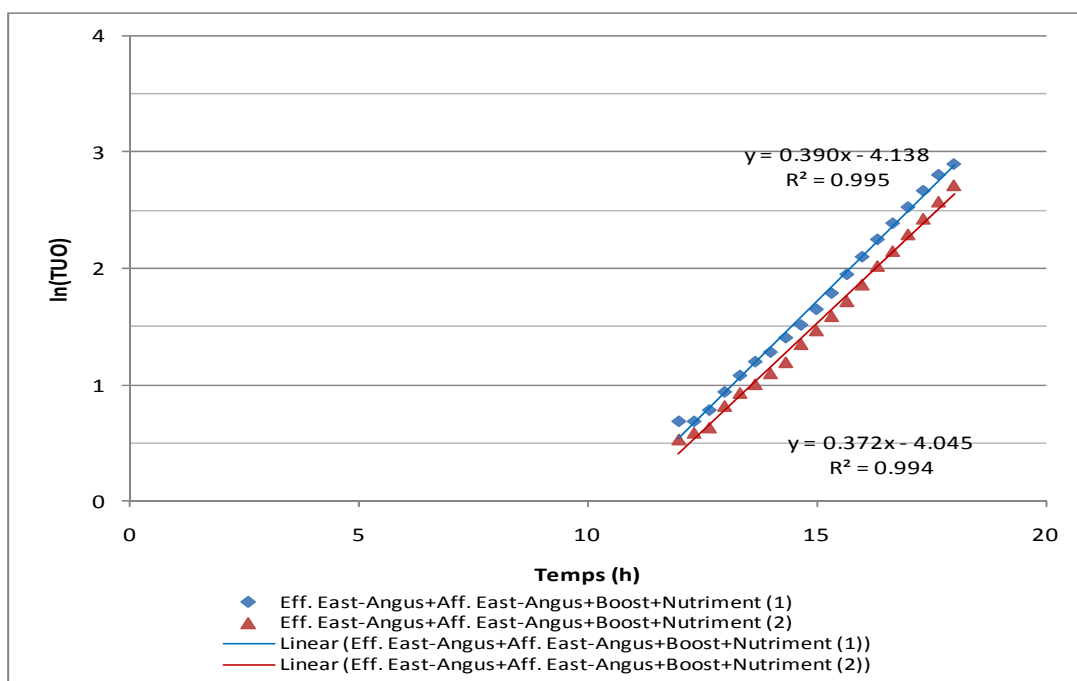


Figure 5.9 : Logarithme du TUB en fonction du temps – East-Angus – Printemps (jour 1)

**Tableau 5.10 : Concentration de la biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995)
– Printemps (jour 1)**

Paramètre		Unités	Eff. L'Assomption + Aff. St-Hyac. + Boost		Eff. St-Césaire + Aff. St-Hyac. + Boost		Eff. East Angus + Aff. East Angus + Boost + Nutriment	
			Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2
X _H bouteille		(mg DCO/L)	3,9	4,4	0,7	0,7	0,1	0,1
Dilution		--	75/595	75/595	75/595	75/595	75/597	75/597
X _H effluent		(mg DCO/L)	31,1	34,6	5,4	5,2	0,6	0,7
X _H effluent		(mg MVES/L)	21,9	24,4	3,8	3,7	0,42	0,49
MVES effluent		(mg MVES/L)	145		58		280	
Rapport X _H /MVES		(g/g)	0,15	0,17	0,065	0,064	0,0015	0,0018
μ _{max}		(d ⁻¹)	6,0	5,8	8,0	8,1	10,0	9,5
Moyenne	X _H effluent	(mg MVES/L)	23		3,7		0,46	
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,16		0,06		0,002	
	μ _{max}	(d ⁻¹)	5,9		8,0		9,8	

5.4.2.2 *Respirométrie par la méthode de van Haandel et al. (1998)*

La durée de l'essai de respiration endogène (van Haandel et al., 1998) a été de 233 heures (9,7 jours; figure 5.10).

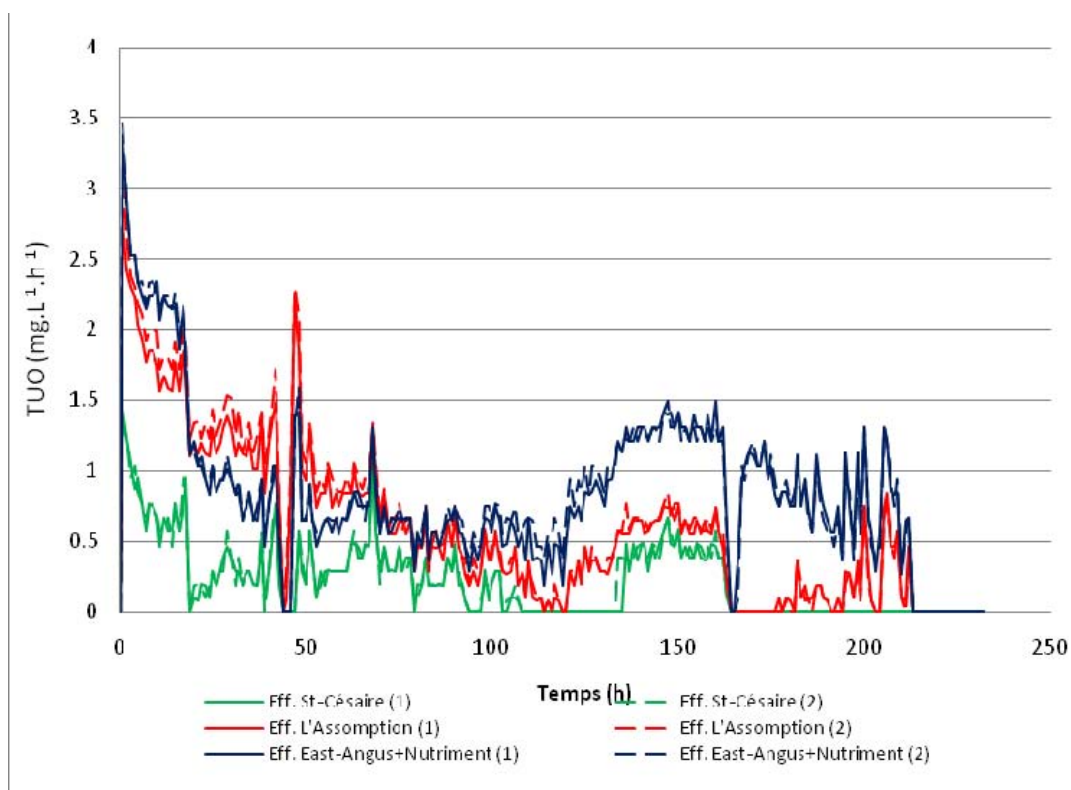


Figure 5.10 : Courbes de respiration endogène pour les échantillons du printemps (jour 1)

Afin de vérifier la qualité des essais et de la respirométrie, un bilan DCO a été réalisé.

Les résultats obtenus sont fournis au tableau 5.11.

Tableau 5.11 : Bilan DCO pour les essais du printemps (jour 1)

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Consommation d'oxygène nitrification (mg O ₂)	Taux de récupération
Eff. L'Assomption (1)	674	625	82	0,74	105%
Eff. L'Assomption (2)	674	621	89	0,75	105%
Eff. St-Césaire (1)	615	592	31	-0,08	101%
Eff. St-Césaire (2)	615	606	32	-0,11	104%
Eff. East Angus + nutriment (1)	942	847	121	--	103%
Eff. East Angus + nutriment (2)	942	853	124	--	104%

Dans tous les cas, la consommation d'oxygène pour la nitrification peut être considérée négligeable, à cause de l'ajout de l'inhibiteur et tel que confirmé par les taux de récupération qui sont près de 100 %. La consommation négative d'oxygène par les NO_x dans le cas de la STEP de St-Césaire pourrait être expliquée par l'erreur de mesure due à la faible concentration des NO_x (avant et après respirométrie).

Les courbes de respiration endogène (bouteilles 1 et 2) obtenues avec l'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption sont fournies aux figures 5.11 et 5.12.

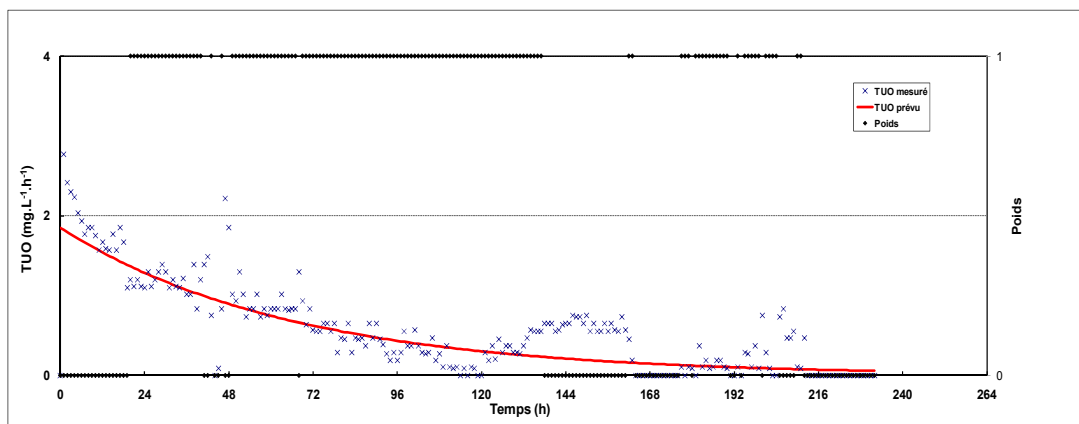


Figure 5.11 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption - Printemps (jour 1)

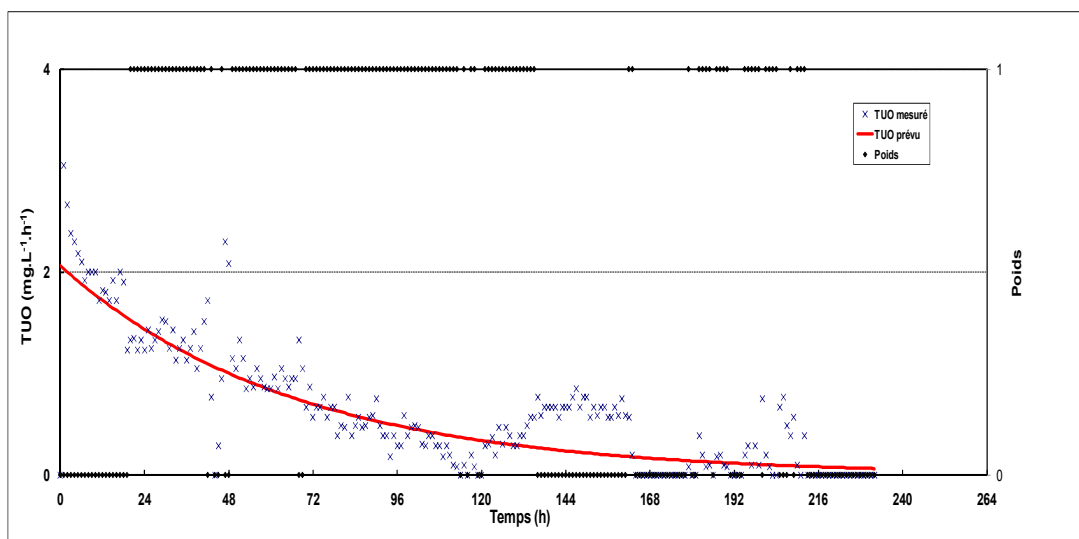


Figure 5.12 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption - Printemps (jour 1)

Les courbes de respiration endogène (bouteilles 1 et 2) obtenues avec l'effluent de l'étang complètement mélangé de St-Césaire sont fournies aux figures 5.13 et 5.14.

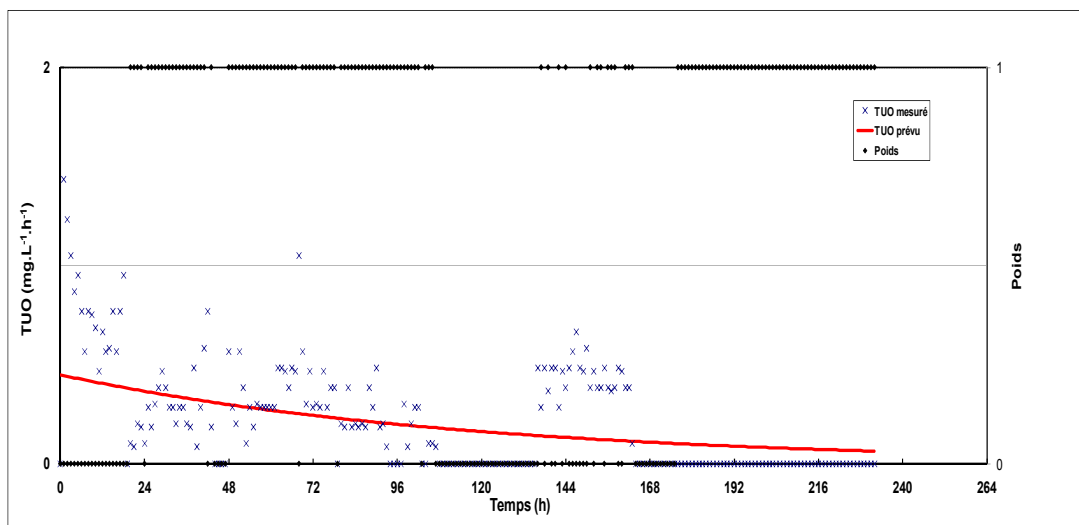


Figure 5.13 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de St-Césaire - Printemps (jour 1)

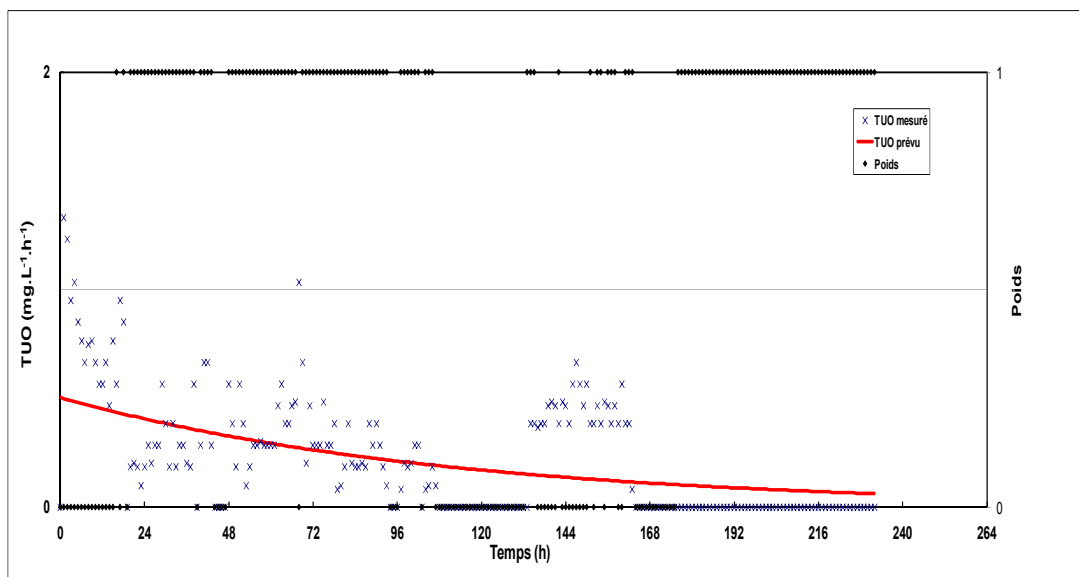


Figure 5.14 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de St-Césaire - Printemps (jour 1)

Les courbes de respiration endogène (bouteilles 1 et 2) obtenues avec l'effluent de l'étang complètement mélangé d'East-Angus sont fournies aux figures 5.15 et 5.16.

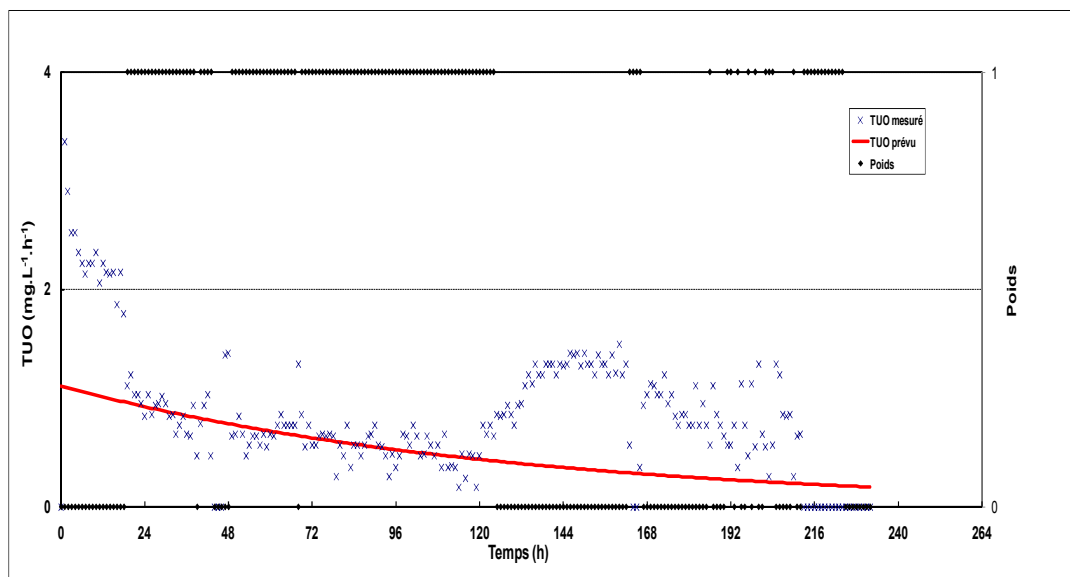


Figure 5.15 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de East-Angus - Printemps (jour 1)

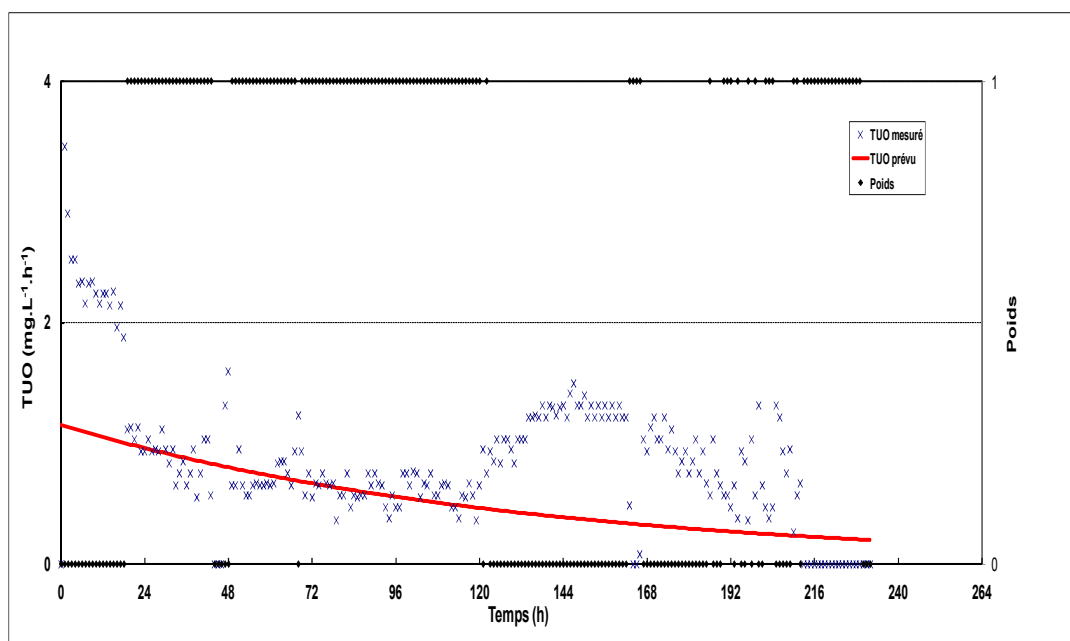


Figure 5.16 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de East-Angus - Printemps (jour 1)

Les résultats compilés pour les essais de respiration endogène avec les effluents des étangs complètement mélangés lors des essais du printemps, jour 1, sont présentés au tableau 5.12.

Tableau 5.12 : Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) – Printemps (jour 1)

	Paramètre	Unités	Effluent L'Assomption		Effluent St-Césaire		Effluent East Angus	
			Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2
Données d'entrée	T°	(°C)	20		20		20	
	MVES effluent	(mg/L)	145		58		279	
Valeurs estimées	b _H	(d ⁻¹)	0,36	0,36	0,20	0,22	0,19	0,18
	X _H	(mg DCO/L)	153	171	66	70	178	190
	X _H	(mg MVES/L)	107	121	46	49	126	134
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,74	0,83	0,80	0,85	0,45	0,48
Moyenne	b _H	(d ⁻¹)	0,36		0,21		0,18	
	X _H	(mg MVES/L)	114		48		130	
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,79		0,82		0,47	

La plupart des valeurs enregistrées pendant les premières 24 heures de respiration ont été écartées au moment de la régression car il y a eu croissance sur des réserves intra ou extracellulaire (présence de substrat).

5.4.2.3 Estimation théorique de la concentration en biomasse – Printemps (jour 1)

À partir des résultats d'analyses de la campagne d'échantillonnage printanière (journée du 24 mars 2009) et des équations (4) à (7), les paramètres nécessaires pour estimer la production de biomasse dans l'étang complètement mélangé ont été calculés. Étant donné la basse température des étangs, la nitrification a été négligée et donc les termes correspondant de l'équation (4) ont été négligés.

Les paramètres utilisés pour estimer la production de biomasse pour le jour 1 (24 mars 2009) sont fournis au tableau 5.13.

Tableau 5.13 : Paramètres utilisés pour estimer la production de biomasse – Printemps (jour 1)

Paramètre	Unité	L'Assomption	St-Césaire	East-Angus
Q	m ³ /d	13 452	4 377	9 230
T° étang	°C	7	7	11
Volume étang	m ³	28 530	20 000	60 400
DCO affluent	mg/L	200	350 ⁽¹⁾	990
DCO _{sol} affluent	mg/L	69	52	690
DBO ₅ affluent	mg/L	81	111	313
DBO _{5, sol} affluent	mg/L	11	17	251
MES affluent	mg/L	115	166	111
MVES affluent ⁽²⁾	mg/L	65	104	69
S ₀ (DCO _b)	mg/L	130	178	501
MES _i	mg/L	50	62	42
MVES _{nb} (X _{o,i})	mg/L	9	52	46
DCO _{pb} /DCO _p	g/g	0,85	0,50	0,33
DBO ₅ effluent	mg/L	49	29	92
S (DCO _b) effluent	mg/L	78	46	147

⁽¹⁾ : la DCO totale utilisée pour St-Césaire est celle du 25 mars et non celle du 24 mars car le rapport DCO_{pb}/DCO_p > 1 (illogique)

⁽²⁾ : la mesure de MVES n'ayant pas eu lieu le 24 mars, les valeurs utilisées ont été estimées à l'aide du ratio (MVES/MES) du 25 mars

Soit A, B et C les 1^{er}, 2^e et 4^e termes de l'équation (4), les valeurs de production de boues ont été estimées et sont fournies au tableau 5.14.

Tableau 5.14 : Production de boues et biomasse – Printemps (jour 1)

Paramètre	Unité	L'Assomption	St-Césaire	East-Angus
A	kg/d	239	173	841
B	kg/d	5	9	70
C	kg/d	127	226	424
$\mu_{\max}$	g MVES/g MVES.d	2,49	2,49	3,26
k_d	g MVES/g MVES.d	0,07	0,07	0,08
TRB = TRH	d	2,1	4,6	6,5
$P_{X,MVES}$	kg/d	371	408	1 335
MVES (liqueur mixte)	mg/L	28	93	145
$X_H/MVES$	g MVES/ g MES	0,64	0,42	0,63

La valeur de $X_H/MVES$ a été calculée par le rapport ($A/P_{X,MVES}$).

5.4.3 Résultats Jour 2 (25 mars 2009)

5.4.3.1 Respirométrie par la méthode de Wentzel et al. (1995)

L'essai de croissance exponentielle pour le Printemps, jour 2, a duré 40 heures (figure 5.17).

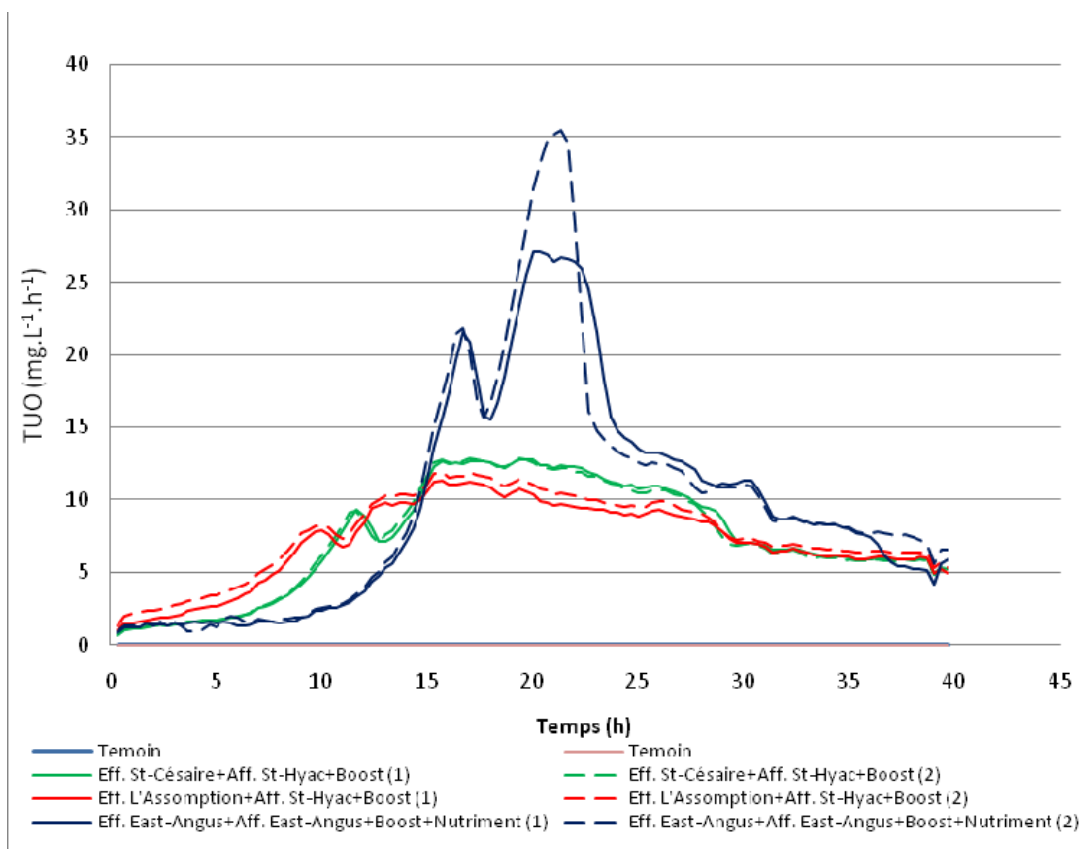


Figure 5.17 : Évolution du TUO (moyennes mobiles) – Printemps (jour 2)

Les résultats du bilan DCO sont présentés au tableau 5.15.

Tableau 5.15 : Bilan DCO pour les essais printaniers (jour 2)

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Taux de récupération
Eff. L'Assomption + Aff. St-Hyac. + Boost (1)	451	271	167	97%
Eff. L'Assomption + Aff. St-Hyac. + Boost (2)	451	270	180	100%
Eff. St-Césaire + Aff. St-Hyac. + Boost (1)	418	253	173	102%
Eff. St-Césaire + Aff. St-Hyac. + Boost (2)	418	257	172	103%
Eff. East-Angus + Aff. Esta-Angus + Boost + Nutriment (1)	711	469	225	98%
Eff. East-Angus + Aff. Esta-Angus + Boost + Nutriment (2)	711	494	235	102%

Les taux de récupération obtenus confirment l'absence de nitrification. La concentration de biomasse hétérotrophe pour chaque STEP a été estimée à partir du logarithme népérien du TUO lors de la croissance exponentielle (figures 5.18 à 5.20) et les résultats sont présentés au tableau 5.16.

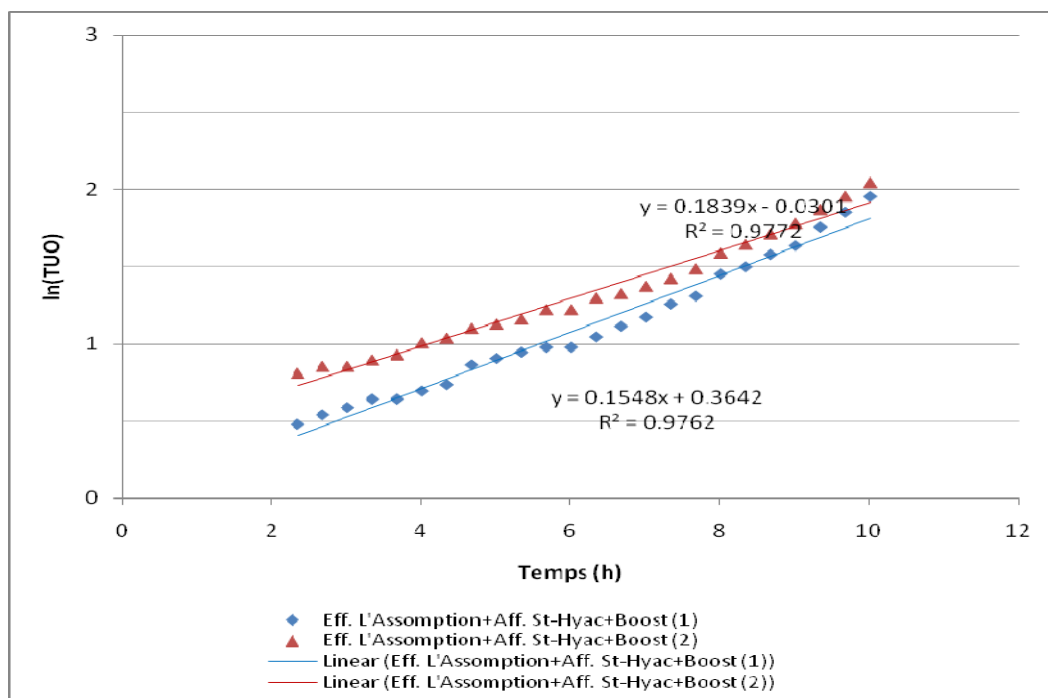


Figure 5.18 : Logarithme du TUO en fonction du temps – L'Assomption – Printemps (jour 2)

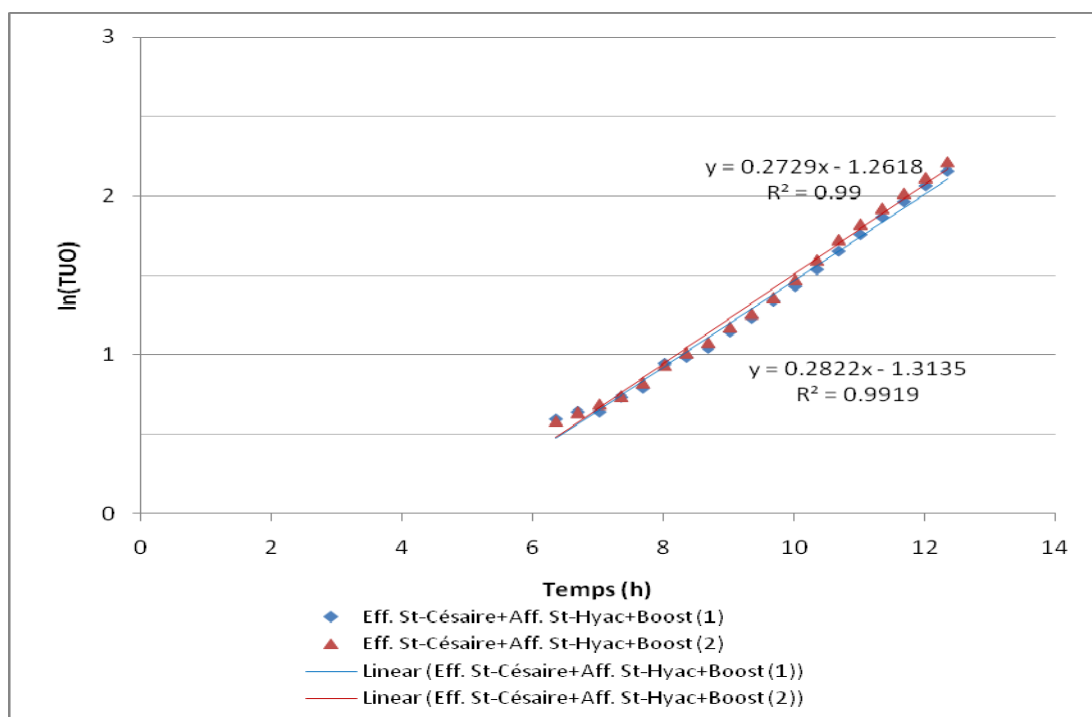


Figure 5.19 : Logarithme du TUO en fonction du temps – St-Césaire – Printemps (jour 2)

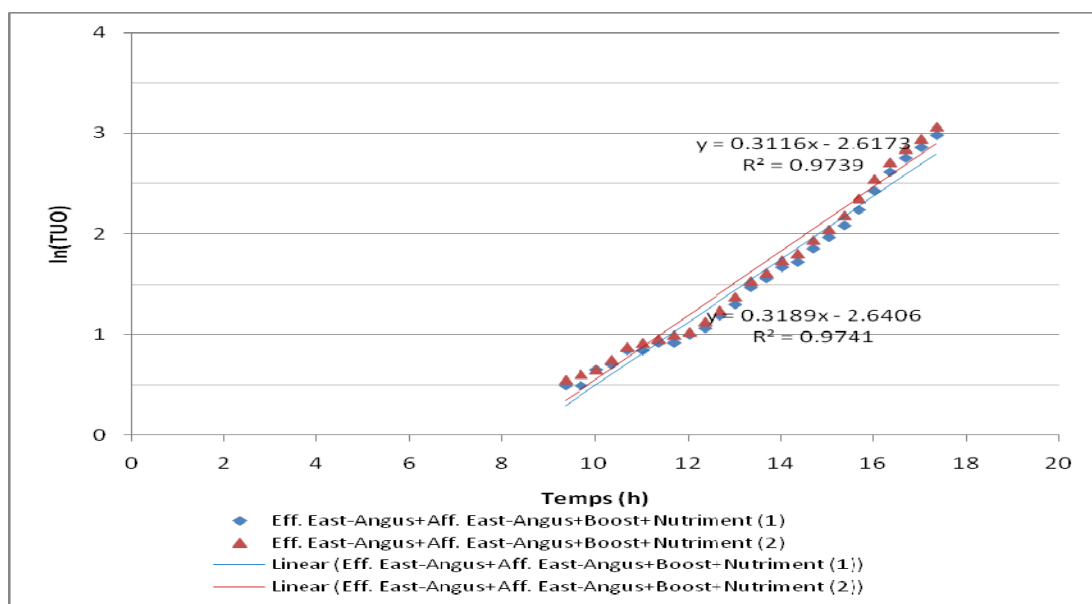


Figure 5.20 : Logarithme du TUO en fonction du temps – East-Angus – Printemps (jour 2)

**Tableau 5.16 : Concentration de la biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995)
– Printemps (jour 2)**

Paramètre		Unités	Eff. L'Assomption + Aff. St-Hyac. + Boost		Eff. St-Césaire + Aff. St-Hyac. + Boost		Eff. East Angus + Aff. East Angus + Boost + Nutriment	
			Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2
X _H bouteille		(mg DCO/L)	9,3	16,0	1,9	1,7	0,4	0,4
Dilution		--	75/595	75/595	75/595	75/595	75/597	75/597
X _H effluent		(mg DCO/L)	73,5	126,6	15,1	13,9	3,4	3,3
X _H effluent		(mg MVES/L)	51,8	89,1	10,6	9,8	2,4	2,3
MVES effluent		(mg MVES/L)	307		61		332	
Rapport X _H /MVES		(g/g)	0,17	0,29	0,17	0,16	0,007	0,007
μ _{max}		(d ⁻¹)	5,0	4,3	7,2	7,4	8,1	8,3
Moyenne	X _H effluent	(mg MVES/L)	70		10		2,4	
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,23		0,16		0,007	
	μ _{max}	(d ⁻¹)	4,6		7,3		8,2	

5.4.3.2 *Respirométrie par la méthode de van Haandel et al. (1998)*

L'essai de respiration endogène pour le Printemps, jour 2, a été réalisé sur une période de 208 heures (8,7 jours; figure 5.21).

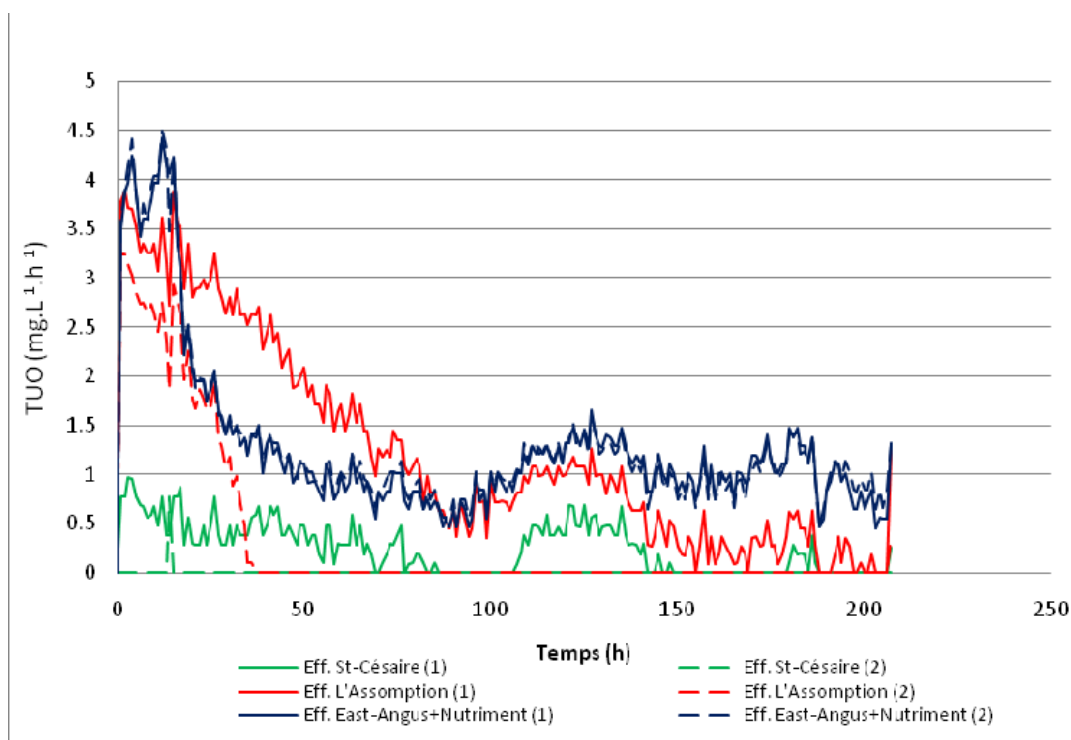


Figure 5.21 : Courbes de respiration endogène pour les échantillons du printemps (jour 2)

La seconde bouteille pour la STEP de St-Césaire n'a montré aucune consommation d'oxygène. Toutefois, les autres paramètres mesurés ont donnés des résultats similaires à la 1^{ère} bouteille, ce qui indique que la bouteille a respiré. Il s'agit donc d'un problème au niveau de la cellule de mesure de la consommation d'oxygène. De ce fait, la courbe ne sera pas utilisée pour estimer la biomasse.

Pour le duplicata de la STEP de l'Assomption, après 35 h, la consommation d'oxygène s'est arrêtée. Dans ce cas, les valeurs des paramètres tels que la DCO ont été différentes, ce qui montre que la bouteille n'a pas reçu suffisamment d'oxygène. En effet, la bouteille avait une couleur noire et une odeur qui indiquaient des conditions anaérobies. Ni la courbe ni les résultats n'ont été considérés pour les calculs.

La qualité des essais et de la respirométrie a été vérifiée par un bilan DCO (tableau 5.17).

Tableau 5.17 : Bilan DCO pour les essais printaniers (jour 2)

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Consommation d'oxygène nitrification (mg O ₂)	Taux de récupération
Eff. L'Assomption (1)	880	687	155	0,12	96%
Eff. L'Assomption (2)	880	769	45	--	92%
Eff. St-Césaire (1)	616	606	31	-0,05	103%
Eff. St-Césaire (2)	616	606	0	-0,03	98%
Eff. East Angus + nutriment (1)	1044	918	163	--	103%
Eff. East Angus + nutriment (2)	1044	925	165	--	104%

Tel que mentionné précédemment, pour le duplicata de l'Assomption, la DCO finale est plus élevée et la consommation d'oxygène plus faible. Dans le cas de St-Césaire, même si la DCO finale des 2 bouteilles est la même, la 2^e bouteille n'a pas enregistré de consommation de DCO. Dans tous les cas, la consommation d'oxygène pour la nitrification peut être considérée négligeable, à cause de l'ajout de l'inhibiteur.

La courbe de respiration endogène (bouteille 1) obtenue avec l'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption est fournie à la figure 5.22.

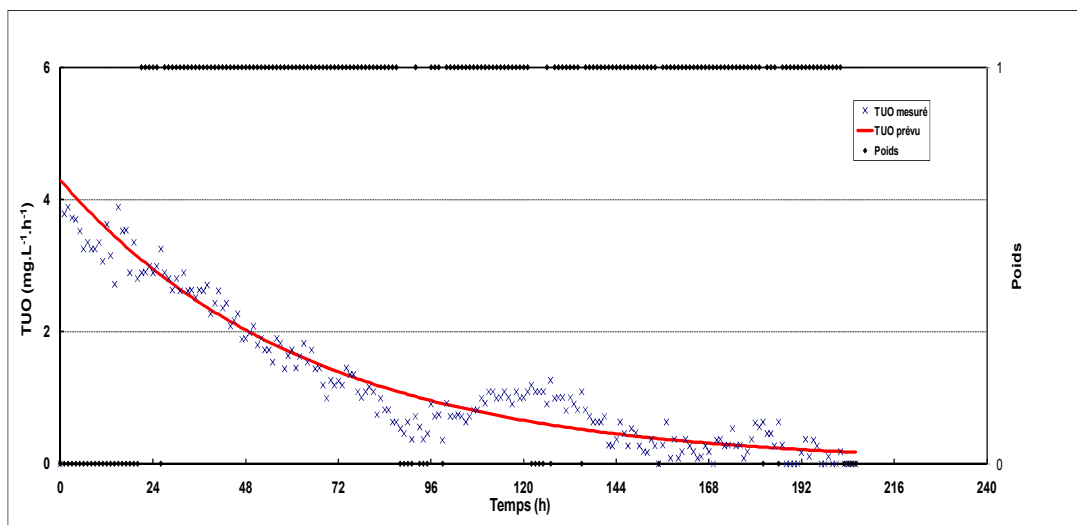


Figure 5.22 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption - Printemps (jour 2)

La courbe de respiration endogène (bouteille 1) obtenue avec l'effluent de l'étang complètement mélangé de St-Césaire est fournie à la figure 5.23.

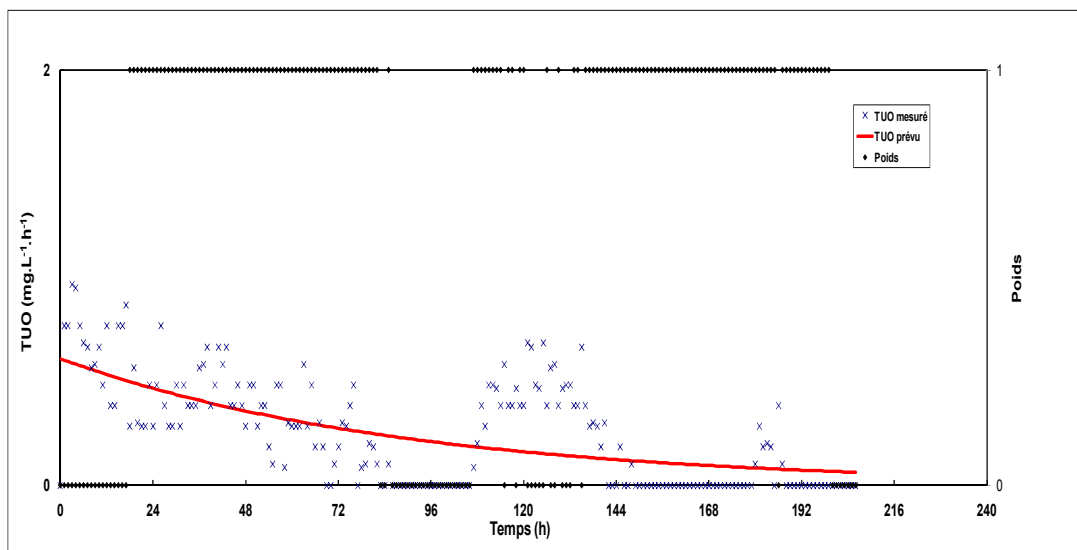


Figure 5.23 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de St-Césaire - Printemps (jour 2)

Les courbes de respiration endogène (bouteilles 1 et 2) obtenues avec l'effluent de l'étang complètement mélangé d'East-Angus sont fournies aux figures 5.24 et 5.25.

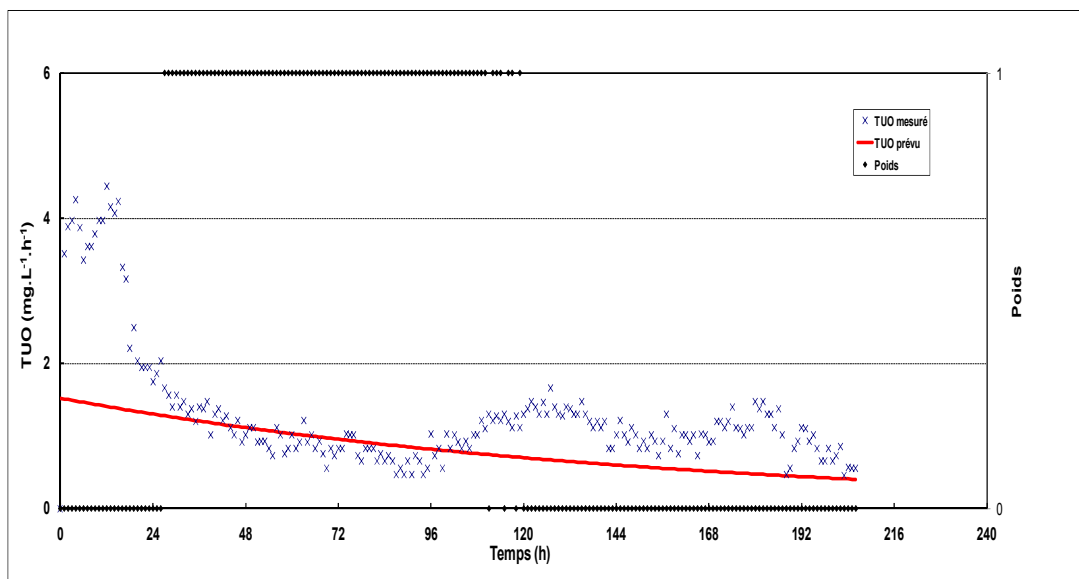


Figure 5.24 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de East-Angus - Printemps (jour 2)

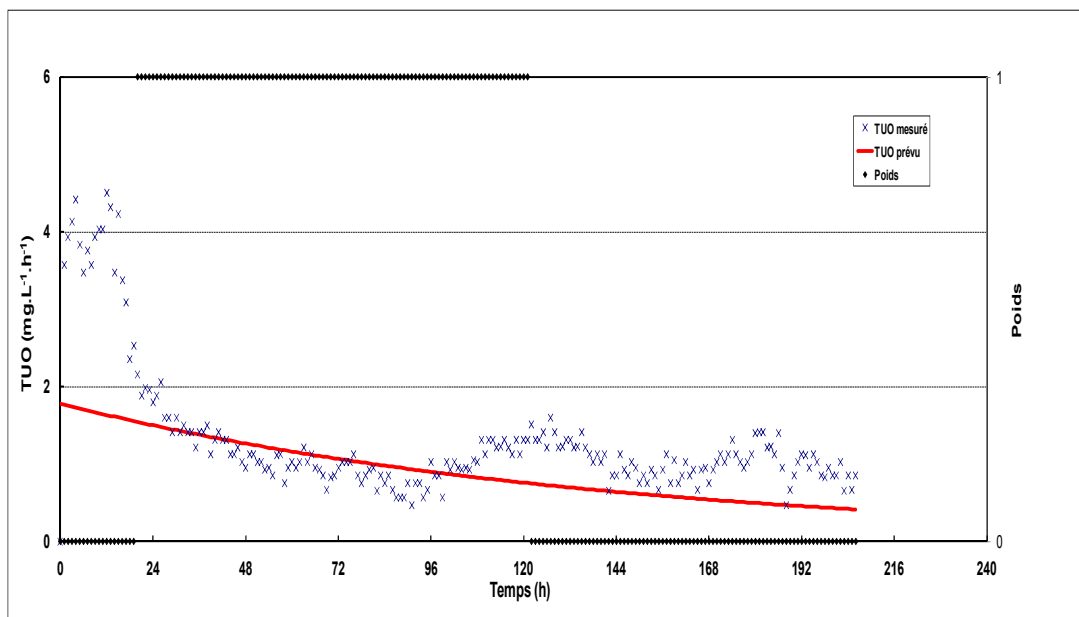


Figure 5.25 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de East Angus - Printemps (jour 2)

Les résultats obtenus pour les essais de respiration endogène avec les effluents des étangs complètement mélangés lors des essais du printemps, jour 2 (25 mars 2009), sont présentés au tableau 5.18.

Tableau 5.18 : Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) – Printemps (jour 2)

	Paramètre	Unités	Effluent L'Assomption	Effluent St-Césaire	Effluent East Angus	
			Bouteille 1	Bouteille 1	Bout. 1	Bout. 2
Données d'entrée	T°	(°C)	20,2	20,2	20,2	
	MVES effluent	(mg/L)	307	61	331	
Valeurs estimées	b _H	(d ⁻¹)	0,38	0,27	0,16	0,17
	X _H	(mg DCO/L)	342	69	293	313
	X _H	(mg MVES/L)	241	48	206	220
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,78	0,79	0,62	0,67
Moyenne	b _H	(d ⁻¹)	0,38	0,27	0,16	
	X _H	(mg MVES/L)	241	48	213	
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,78	0,79	0,64	

À cause de la possible présence de substrat, la plupart des valeurs enregistrées durant les premières 24 heures de respiration ont été écartées.

5.4.3.3 Estimation théorique de la concentration en biomasse – Printemps (jour 2)

À partir des résultats d'analyses de la campagne d'échantillonnage printanière (journée du 25 mars 2009) et des équations (4) à (7), les paramètres nécessaires pour estimer la production de biomasse dans l'étang complètement mélangé ont été calculés. Étant donné la basse température des étangs, la nitrification a été négligée et donc les termes correspondant de l'équation (4) ont été négligés.

Les paramètres utilisés pour estimer la production de biomasse pour le jour 2 (25 mars 2009) sont fournis au tableau 5.19.

Tableau 5.19 : Paramètres utilisés pour estimer la production de biomasse – Printemps (jour 2)

Paramètre	Unité	L'Assomption	St-Césaire	East Angus
Q	m ³ /d	16 300	4 620	12 100
T° étang	°C	7	7	11
Volume étang	m ³	28 530	20 000	60 400
DCO affluent	mg/L	160	350	1 200
DCO _{sol} affluent	mg/L	29	42	810
DBO ₅ affluent	mg/L	73	104	466
DBO _{5,sol} affluent	mg/L	15	21	440
MES affluent	mg/L	129	114	178
MVES affluent	mg/L	73	62	110
S ₀ (DCO _b)	mg/L	117	166	746
MES _i	mg/L	56	52	69
MVES _{nb} (X _{o,i})	mg/L	21	35	98
DCO _{pb} /DCO _p	g/g	0,71	0,43	0,11
DBO ₅ effluent	mg/L	40	25	98
S (DCO _b) effluent	mg/L	64	40	157

Soit A, B et C les 1er, 2e et 4e termes de l'équation (4), les valeurs de production de boues ont été estimées et sont fournies au tableau 5.20.

Tableau 5.20 : Production de boues et biomasse – Printemps (jour 2)

Paramètre	Unité	L'Assomption	St-Césaire	East Angus
A	kg/d	306	178	2007
B	kg/d	6	8	127
C	kg/d	347	163	1190
$\mu_{\max}$	g MVES/g MVES.d	2,49	2,49	3,26
k_d	g MVES/g MVES.d	0,07	0,07	0,08
TRB = TRH	d	1,7	4,3	5,0
$P_{X,MVES}$	kg/d	659	349	3324
MVES (liqueur mixte)	mg/L	40	76	275
$X_H/MVES$	g/g	0,46	0,51	0,60

5.4.4 Discussion des résultats

Les tableaux 5.21 et 5.22 comparent les concentrations de biomasse et le rapport $X_H/MVES$ obtenues à l'aide des deux méthodes respirométriques pour le printemps, jours 1 et 2, respectivement. Les valeurs de MVES ont été mesurées par l'École Polytechnique.

Tableau 5.21 : Comparaison des résultats de X_H et rapport $X_H/MVES$ pour le Printemps (jour 1)

	L'Assomption			St-Césaire			East Angus		
Méthode	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$ (g/g)	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$ (g/g)	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$ (g/g)
Wentzel et al. (1995)	23	145	0,16	3,7	58	0,06	0,5	279	0,002
van Haandel et al. (1998)	114	145	0,79	48	58	0,82	130	279	0,47
Estimation théorique (M&E)	18	28	0,64	39	93	0,42	148	206	0,72

Tableau 5.22 : Comparaison des résultats de X_H et rapport $X_H/MVES$ pour le Printemps (jour 2)

	L'Assomption			St-Césaire			East Angus		
Méthode	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$ (g/g)	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$ (g/g)	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$ (g/g)
Wentzel et al. (1995)	70	307	0,23	10	61	0,16	2,4	332	0,007
van Haandel et al. (1998)	241	307	0,78	48	61	0,79	213	331	0,64
Estimation théorique (M&E)	18	40	0,46	39	76	0,51	269	385	0,70

La qualité des essais a été validée par des bilans DCO et par la reproductibilité entre les duplicatas. Les bilans DCO ont bien fermé pour l'ensemble des essais, ce qui indique que les essais respirométriques ont été réalisés correctement. De plus, les duplicatas de plusieurs courbes respirométriques ont été très proches, notamment pour le jour 1.

Pour les essais respirométriques de croissance exponentielle (Wentzel et al., 1995), des courbes différentes et des paramètres différents ont été observés entre les duplicatas pour la STEP d'East-Angus. Soit la préparation des bouteilles ou encore un problème durant la respirométrie (ce qui semble le plus probable) ont été en cause.

En analysant les valeurs de X_H obtenues (tableaux 5.21 et 5.22), les résultats sont très différents selon la méthodologie utilisée et il n'est pas évident de choisir la meilleure méthode. Même si le calcul théorique de Metcalf & Eddy (2003), utilisé aux sections 5.4.2.3 et 5.4.3.3, pose quelques hypothèses possiblement discutables, cette approche permet d'estimer la concentration à la sortie du premier étang par une méthode non respirométrique. Une certaine concordance existe entre les valeurs de X_H estimées par respiration endogène et l'approche de Metcalf & Eddy (2003) alors que la méthode de croissance exponentielle a toujours donné des résultats inférieurs.

Pour la méthode de croissance exponentielle, un facteur qui pourrait influencer grandement la valeur estimée est la durée de la phase de latence, c'est-à-dire le temps entre le démarrage de la respirométrie et le début réel de la croissance exponentielle. Toutefois, comme il s'agit d'eaux usées municipales, donc à priori non toxiques, il serait possible que seule une fraction de la biomasse active totale (celle qui s'adapte le plus vite) croisse exponentiellement en utilisant le substrat rapidement biodégradable, alors que le reste de la biomasse active ne croît pas aussi rapidement et n'est pas estimée correctement. Selon cette hypothèse, la méthode de respiration endogène devrait donner une meilleure estimation de la concentration de biomasse active par rapport à la méthode de croissance exponentielle. La méthode théorique de Metcalf & Eddy (2003) concorderait aussi généralement mieux avec la méthode de respiration endogène avec des rapports variant entre 0,47 et 0,82 g X_H -MVES/g MVES.

Le coefficient de respiration endogène dont la valeur aurait dû être de 0,24 d⁻¹ n'a pas été retrouvé pour la plupart des essais. Il est possible que la méthode de respiration endogène qui a été développée pour des échantillons contenant une concentration de biomasse plus élevée (e.g. 3 000 à 4 000 mg MVES/L), n'est pas suffisamment précise pour des concentrations de l'ordre de 100 à 400 mg MVES/L.

Il a aussi été constaté que, pour tous les essais, à partir de 120 heures de respiration endogène, il y a eu une remontée du TUO. Normalement, la cause de cette remontée est la nitrification. Toutefois, durant les essais, cette possibilité était négligeable puisque les valeurs de NO_x sont restées pratiquement inchangées, tel que confirmé par les bilans DCO. Il se pourrait que cette biodégradation soit attribuable à l'hydrolyse d'une fraction de la matière organique lentement biodégradable, possiblement l'hydrolyse de l'inhibiteur de nitrification qui était la seule substance présente dans toutes les bouteilles à la même concentration (320 mg/L d'allylthiourée).

Les essais d'optimisation n°2 présentés à la section suivante ont notamment permis de vérifier l'effet de l'inhibiteur ATU sur la remontée du TUO observée après 120 heures.

5.5 Résultats des essais d'optimisation n°2 (26 mai 2009)

5.5.1 Méthodes et analyses

Le but de ces essais était d'évaluer la validité de la méthode de van Haandel et al. (1998) pour mesurer la concentration de biomasse de l'étang complètement mélangé en plus de vérifier l'effet du volume total dans les bouteilles ainsi que l'effet de deux types d'inhibiteur.

Les paramètres analysés sont présentés au tableau 5.23.

Tableau 5.23 : Paramètres mesurés lors des essais d'optimisation n°2

Échantillon	pH	T°	DCO	DCO _s	MES	MVES	NH ₄	NO _x	NO ₂	oPO ₄
Effluent L'Assomption	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Effluent concentré L'Assomption	X	X	X		X	X	X	X	X	X
Bouteilles après respirométrie	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

L'effluent a été concentré par centrifugation à un facteur de 4,8 (cinq minutes à 5000 tpm à une température de 4°C et une force de freinage de 6,5).

5.5.2 Résultats

L'essai de respiration endogène a duré 160 heures (figure 5.26).

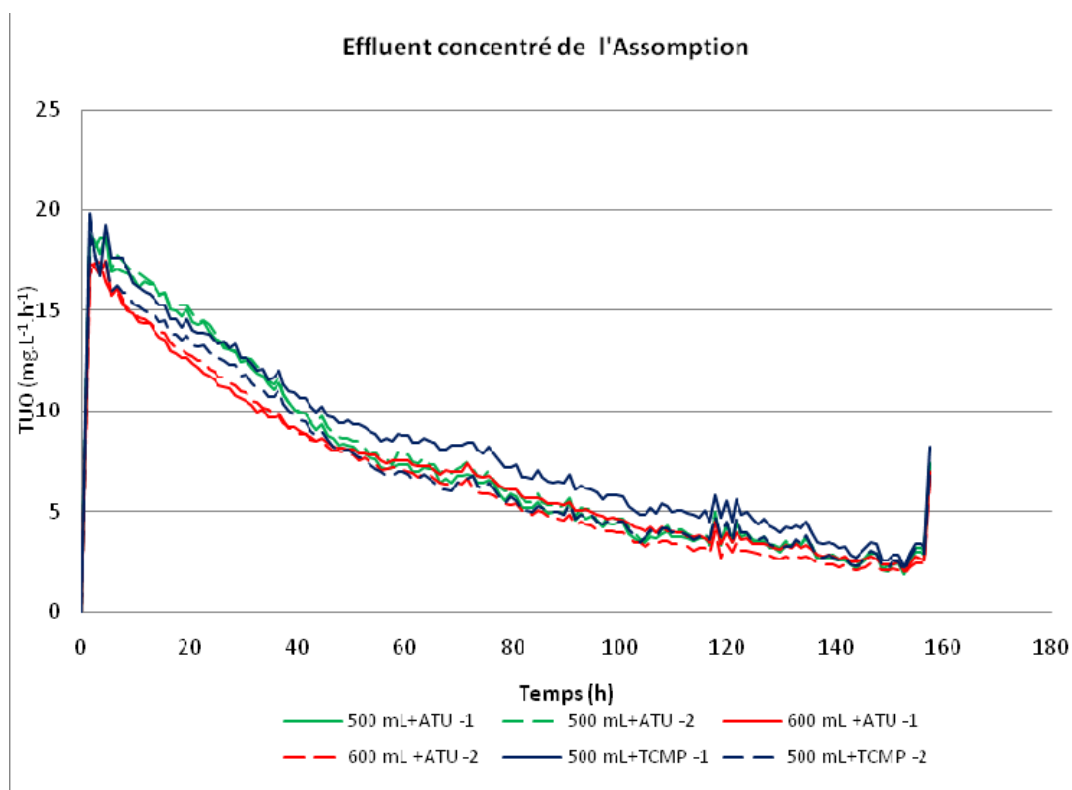


Figure 5.26 : Courbes de respiration endogène pour les essais d'optimisation n°2

Afin de vérifier la qualité des essais et de la respirométrie, un bilan DCO a été réalisé et les résultats obtenus sont fournis au tableau 5.24.

Tableau 5.24 : Bilan DCO pour les essais d'optimisation n°2

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Consommation d'oxygène nitrification (mg O ₂)	Taux de récupération
600 mL Eff. L'Assomption + ATU (1)	2 639	1 835	676	-0,1	95%
600 mL Eff. L'Assomption + ATU (2)	2 639	1 823	643	-0,1	93%
500 mL Eff. L'Assomption + ATU (1)	2 199	1 678	594	0,0	103%
500 mL Eff. L'Assomption + ATU (2)	2 199	1 672	612	0,0	104%
500 mL Eff. L'Assomption + TCMP (1)	2 180	1 727	661	-01,	110%
500 mL Eff. L'Assomption + TCMP (2)	2 180	1 688	571	-01,	104%

Sans considérer la dénitrification, les taux de récupération sont près de 100 %, sauf pour une des bouteilles avec TCMP. La consommation d'oxygène par la nitrification a été négligeable.

Les courbes de respiration endogène pour les deux bouteilles contenant 600 mL d'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption avec l'inhibiteur ATU sont fournies aux figures 5.27 et 5.28.

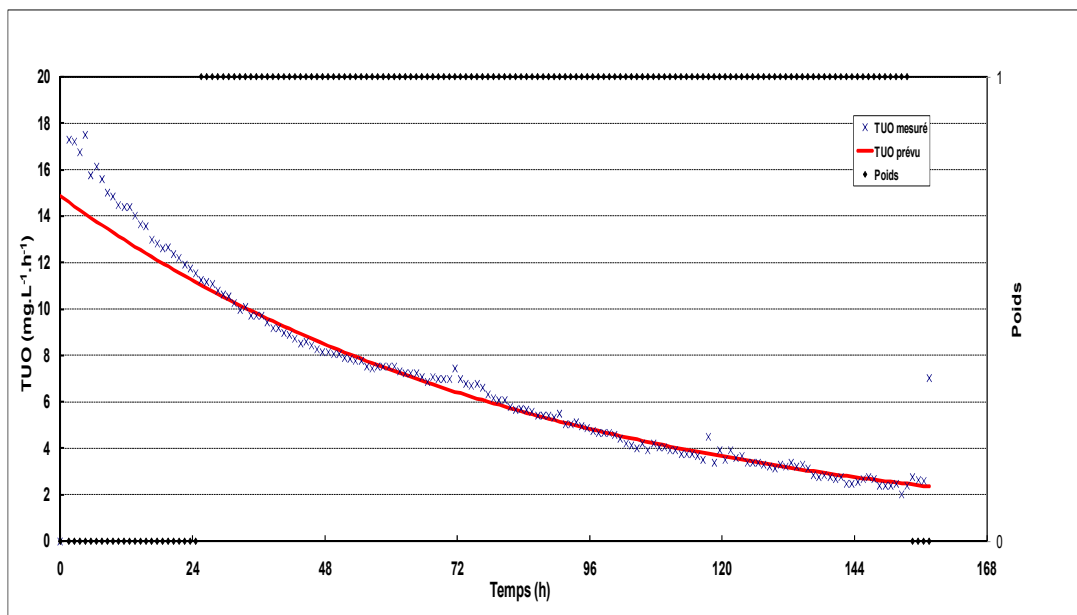


Figure 5.27 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption (600 mL) + ATU – Essais d'optimisation n°2

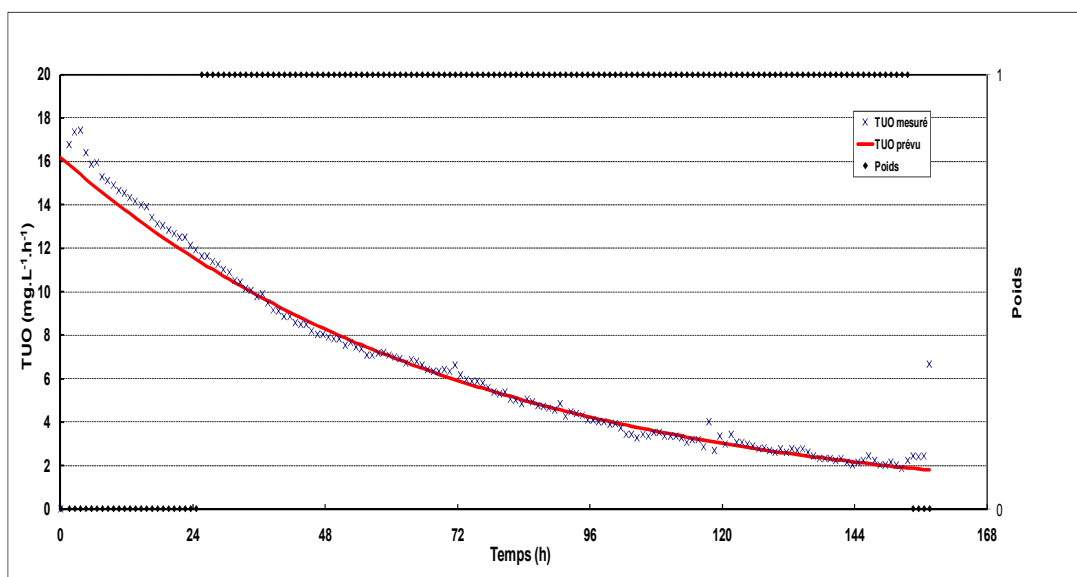


Figure 5.28 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption (600 mL) + ATU – Essais d'optimisation n°2

Les courbes de respiration endogène pour les deux bouteilles contenant 500 mL d'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption avec l'inhibiteur ATU sont fournies aux figures 5.29 et 5.30.

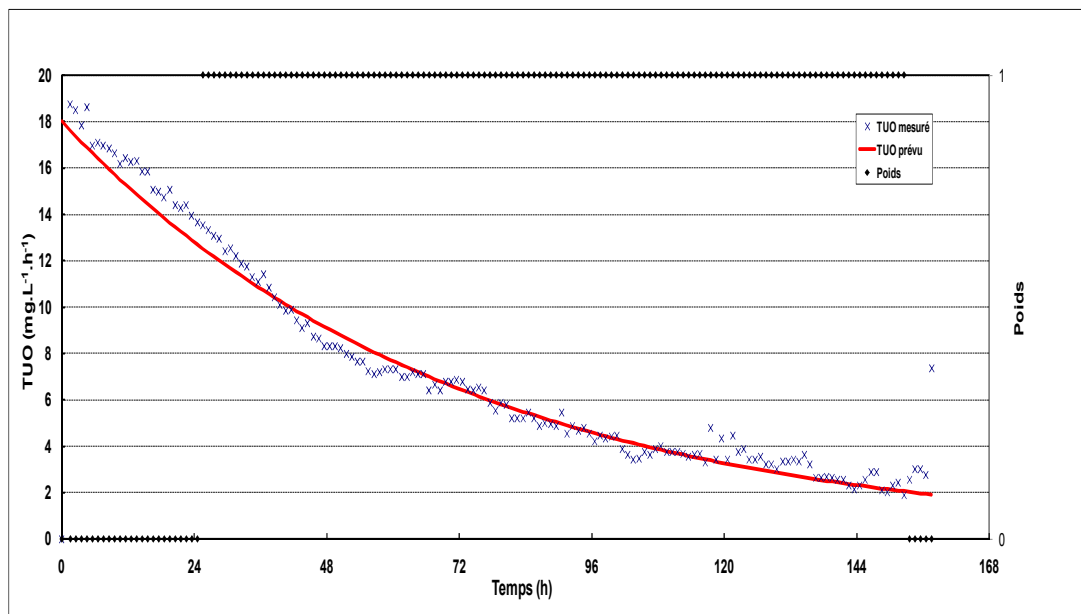


Figure 5.29 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption (500 mL) + ATU – Essais d'optimisation n°2

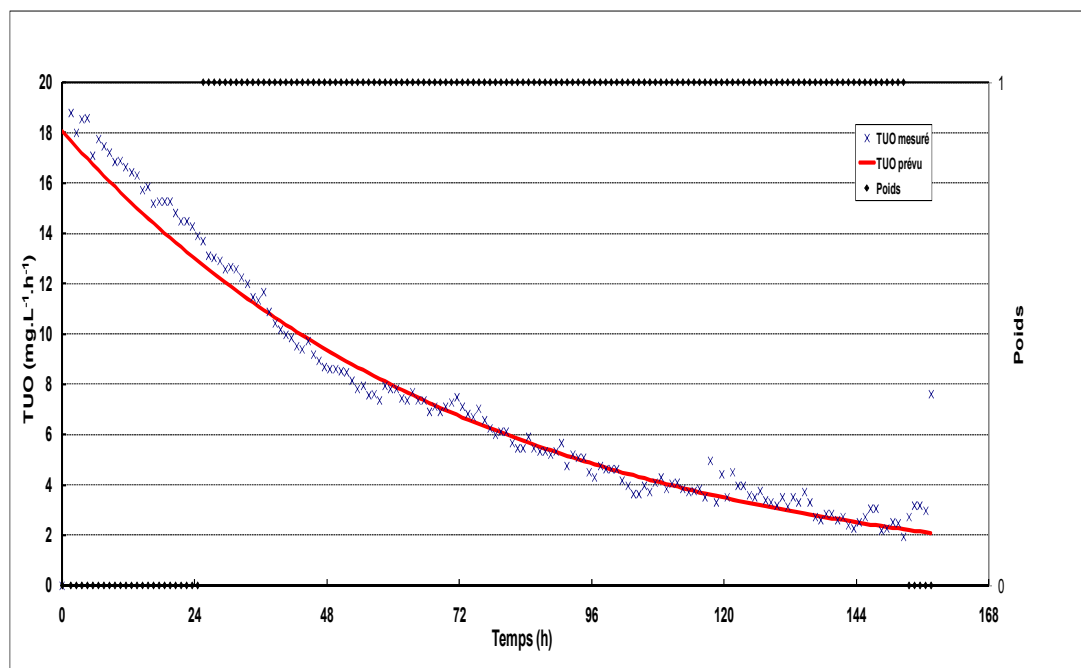


Figure 5.30 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption (600 mL) + ATU – Essais d'optimisation n°2

Les courbes de respiration endogène pour les deux bouteilles contenant 600 mL d'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption avec l'inhibiteur TCMP sont fournies aux figures 5.31 et 5.32.

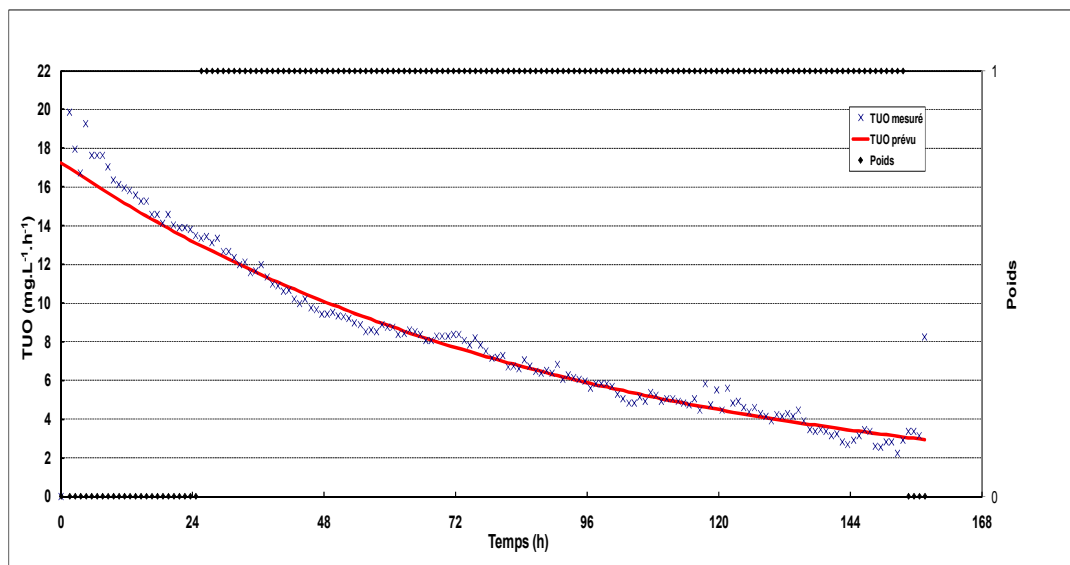


Figure 5.31 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption (600 mL) + TCMP – Essais d'optimisation n°2

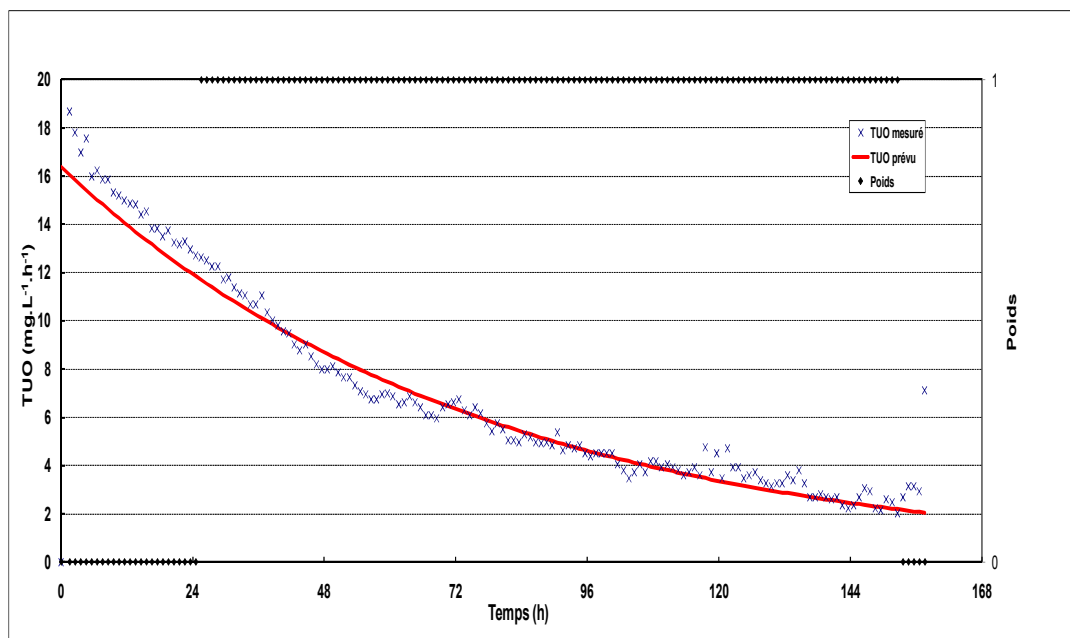


Figure 5.32 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption (600 mL) + TCMP – Essais d'optimisation n°2

Les résultats obtenus à l'aide de ces courbes respirométriques sont résumés au tableau 5.25.

Tableau 5.25 : Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) – Essais d'optimisation n°2

	Paramètre	Unités	600 mL effluent + ATU		500 mL effluent + ATU		500 mL effluent + TCMP	
			Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2
Données d'entrée	T°	(°C)	20		20		20	
	MVES effluent brut	(mg/L)	428		428		428	
	MVES effluent conc.	(mg/L)	2045		2045		2045	
	Facteur de concentration	--	4,8		4,8		4,8	
Valeurs estimées	b _H	(d ⁻¹)	0,28	0,35	0,36	0,35	0,28	0,33
	X _H	(mg DCO/L)	1579	1454	1612	1670	1941	1593
	X _H conc.	(mg MVES/L)	1112	1024	1135	1176	1367	1122
	X _H brut	(mg MVES/L)	233	214	238	246	286	235
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,54	0,50	0,56	0,58	0,67	0,55
Moyenne	b _H	(d ⁻¹)	0,32		0,36		0,31	
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,52		0,57		0,61	
	X _H conc.	(mg MVES/L)	1068		1155		1244	
	X _H brut	(mg MVES/L)	224		242		260	

5.5.3 Discussion des résultats

Ni le volume de solution (500 mL ou 600 mL) dans la bouteille respirométrique ni le type d'inhibiteur de nitrification (ATU ou TCMP) n'a eu d'effet sur la valeur estimée de la biomasse active X_H .

La préconcentration des échantillons (par un facteur de 4,8) a permis d'obtenir des courbes plus lisses (moins "bruitées") que lors des essais réalisés précédemment. La réapparition d'un certain bruit sur les courbes après 120 heures pourrait être attribuée à une légère augmentation de la température dans les bouteilles à cause d'un arrêt de la pompe du bain thermostaté.

Les valeurs estimées du coefficient de respiration endogène (b_H) ont été légèrement supérieures à la valeur attendue de $0,24 \text{ d}^{-1}$ ($0,27$ à $0,34 \text{ d}^{-1}$) bien que ces valeurs soient acceptables.

5.6 Résultats de la caractérisation estivale (4 et 5 août 2009)

5.6.1 Méthodes et analyses

Afin de déterminer les paramètres nécessaires pour la conception des étangs aérés complètement mélangés, de nouveaux éléments ont été analysés durant la campagne de caractérisation estivale.

Étant donné la faible concentration de biomasse dans les étangs complètement mélangés (comparativement aux concentrations que l'on retrouve dans les procédés à boues activées), il est probable que la biomasse apportée par l'affluent n'est pas négligeable. Vu la faible concentration de MVES des affluents, la méthode de van Haandel et al. (1998) n'est pas appropriée pour mesurer la concentration de la biomasse. De ce fait, la biomasse à l'affluent a été mesurée par la méthode de Wentzel et al. (1995). Afin d'assurer la détection de la croissance exponentielle, la concentration de DCO rapidement biodégradable (DCO_{rb}) est augmentée de façon artificielle en ajoutant de l'acétate de sodium.

Également, pour estimer la concentration de DCO biodégradable (DCO_b) à l'affluent et à l'effluent de l'étang complètement mélangé, la DBO ultime (DBO_U) a été mesurée. La DCO_b est par la suite estimée selon l'équation (43).

$$DCO_b = \frac{DBO_U}{0,9} \quad (43)$$

Les paramètres analysés lors de la caractérisation estivale sont fournis au tableau 5.26.

Tableau 5.26 : Paramètres mesurés lors de la caractérisation estivale

Échantillon	pH	T°	DBO _U	DCO	DCO _s	MES	MVES	NH ₄	NO ₃	NO ₂	oPO ₄
Affluent	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Effluent	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Effluent concentré				X		X	X				
Bouteilles après respirométrie	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X

5.6.2 Résultats Jour 1 (4 août 2009)

5.6.2.1 Respirométrie par la méthode de Wentzel et al. (1995) - Affluent

La durée de l'essai a été de 35 heures (figure 5.33). Dans tous les cas, il a été détecté une croissance exponentielle commençant entre la première et deuxième heure de respirométrie. Même si les duplicatas ont répondu de manière différente, le début et la pente de la croissance exponentielle sont similaires ce qui permet calculer la concentration de la biomasse ainsi que la valeur de $\mu_{\max}$.

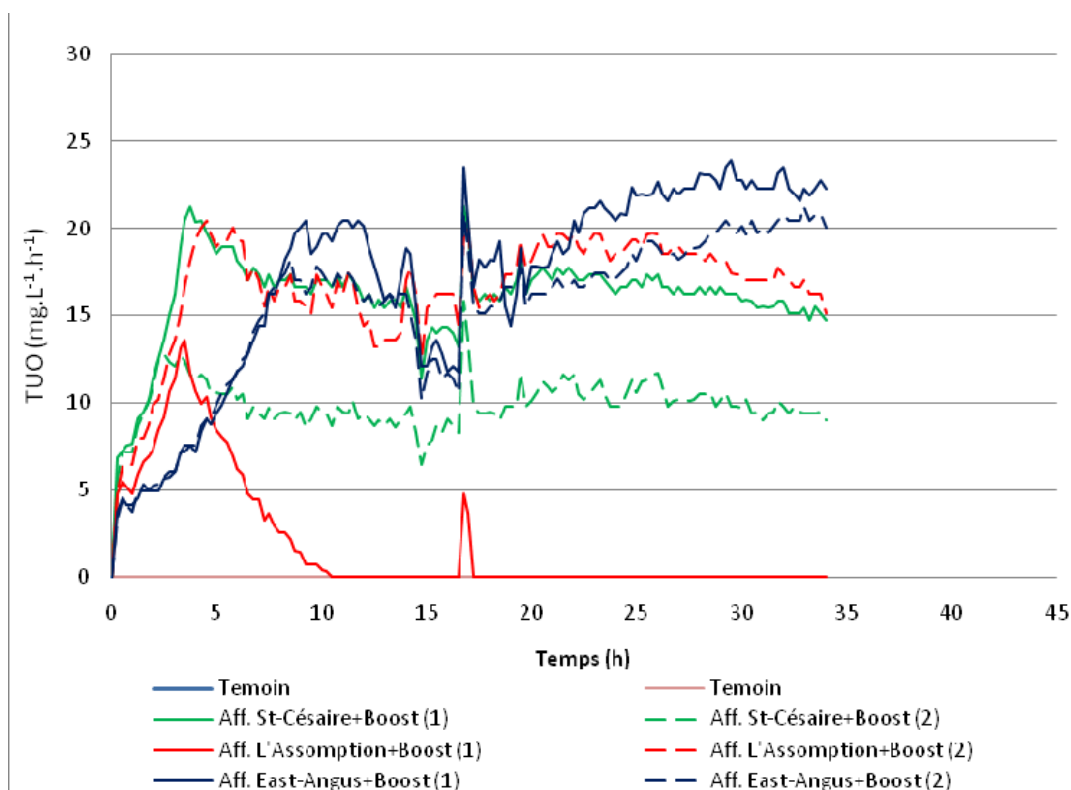


Figure 5.33 : Évolution du TUO (moyennes mobiles) – Été (jour 1)

La DCO attribuable à la solution d'acétate de sodium a été déterminée.

Le bilan de DCO a été effectué afin de vérifier la qualité des essais et de la respirométrie. Les résultats obtenus sont fournis au tableau 5.27.

Tableau 5.27 : Bilan DCO pour les essais d'été (jour 1)

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Taux de récupération
Aff. L'Assomption + Boost (1)	892	800	39	94%
Aff. L'Assomption + Boost (2)	892	515	389	101%
Aff. St-Césaire + Boost (1)	844	480	374	101%
Aff. St-Césaire + Boost (2)	844	598	231	98%
Aff. East-Angus + Boost (1)	1739	1308	408	99%
Aff. East-Angus + Boost (2)	1739	1394	367	101%

Les taux de récupération obtenus permettent d'écarter l'occurrence de la nitrification et d'éventuels problèmes durant la respirométrie.

La concentration de biomasse hétérotrophe pour chaque STEP a été estimée à partir du logarithme népérien du TUO lors de la croissance exponentielle (figures 5.34 à 5.36) et les résultats sont présentés au tableau 5.28.

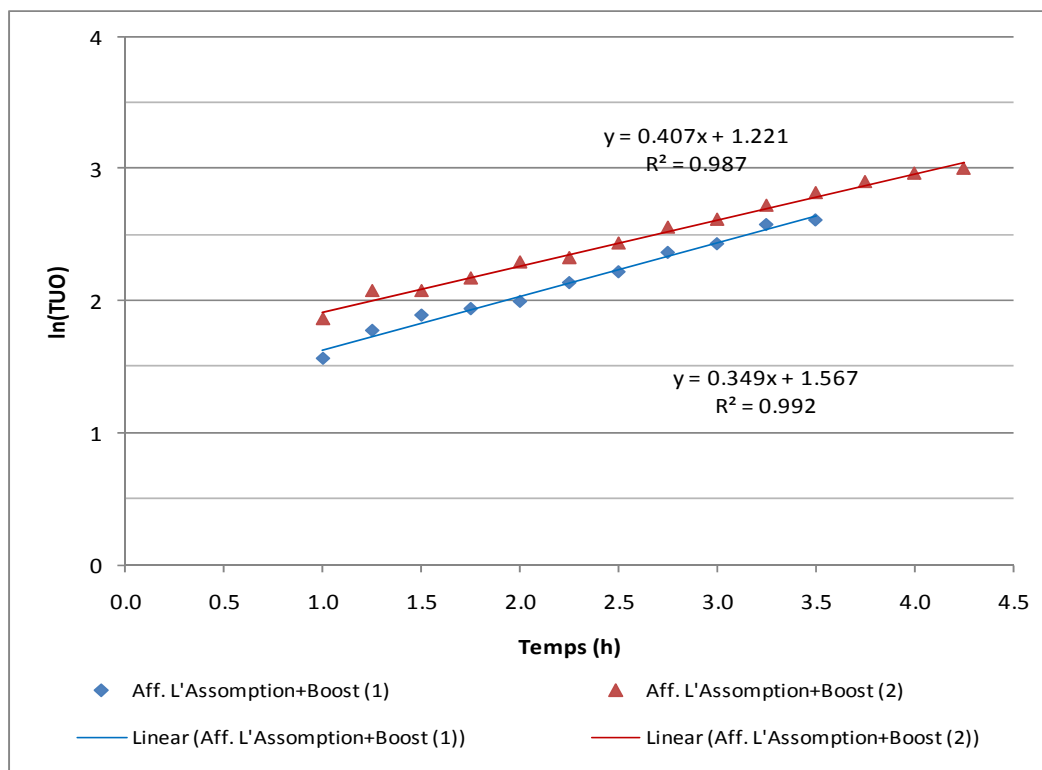


Figure 5.34 : Logarithme du TUO en fonction du temps – L'assomption – Été (jour 1)

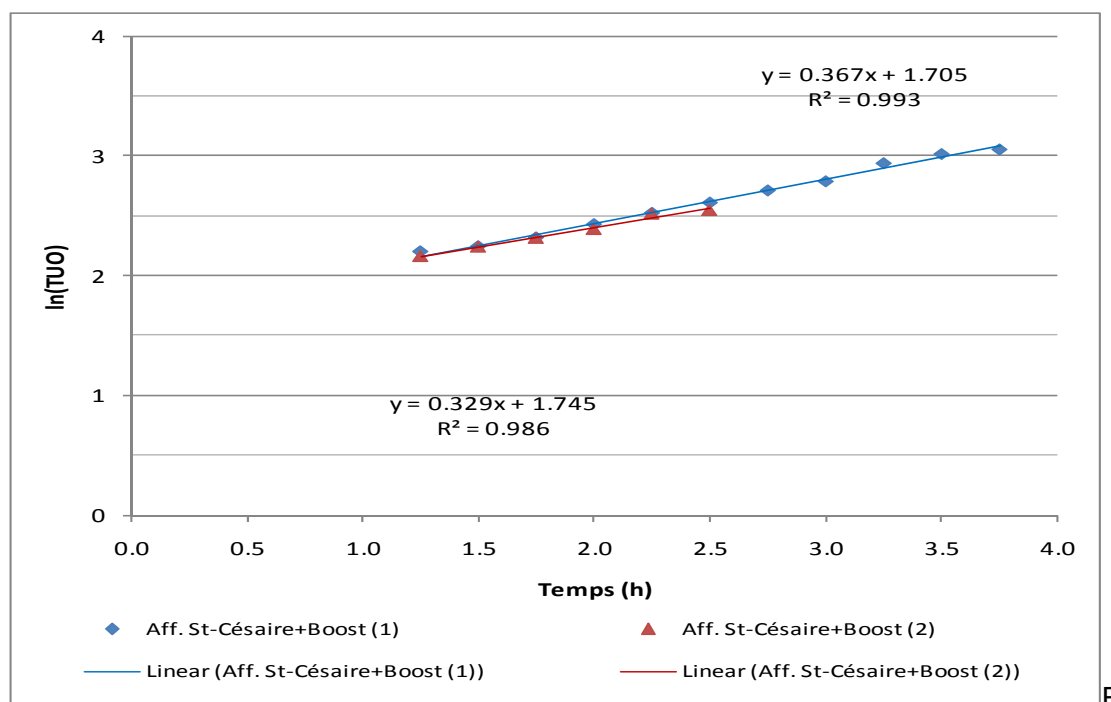


Figure 5.35 : Logarithme du TUO en fonction du temps – St-Césaire – Été (jour 1)

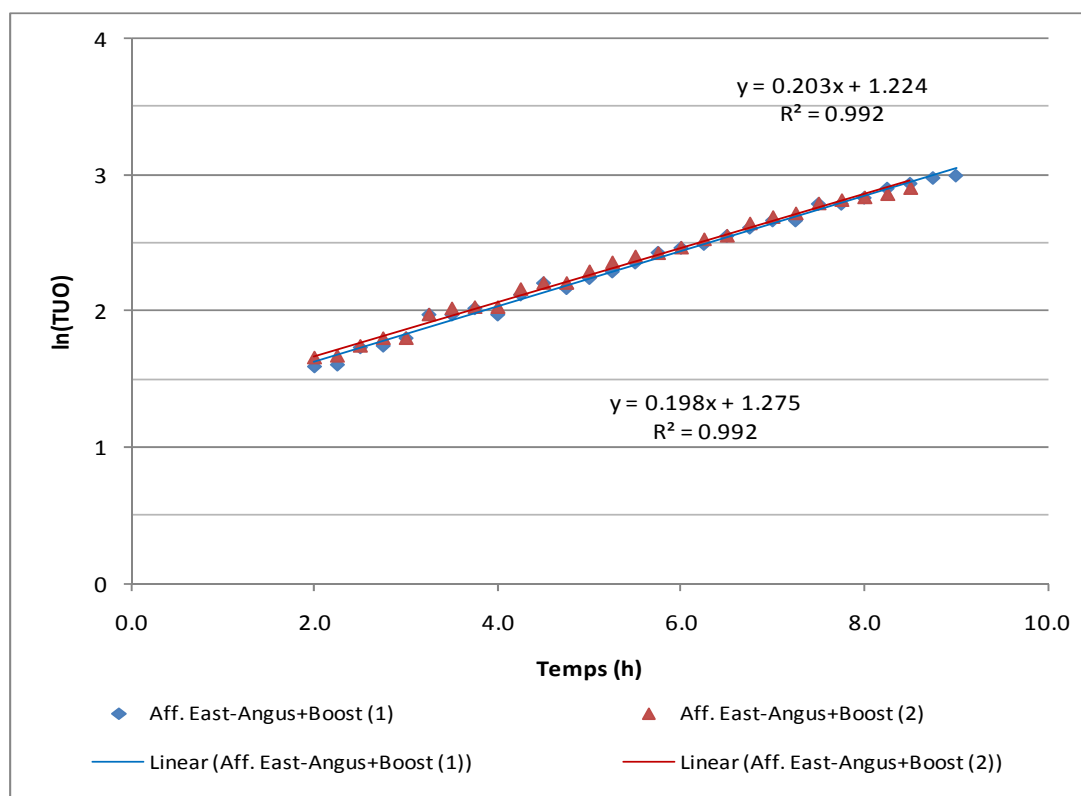


Figure 5.36 : Logarithme du TUO en fonction du temps – East Angus – Été (jour 1)

**Tableau 5.28 : Concentration de la biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995)
– Été (jour 1)**

Paramètre		Unités	Aff. L'Assomption + Boost		Aff. St-Césaire + Boost		Aff. East-Angus + Boost	
			Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2
X _H bouteille		(mg DCO/L)	15,7	25,6	28,0	32,3	29,7	32,0
Dilution		--	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91
X _H effluent		(mg DCO/L)	17,3	28,2	30,8	35,5	32,8	35,2
X _H effluent		(mg MVES/L)	12,2	19,8	21,7	25,0	23,1	24,8
MVES effluent		(mg MVES/L)	140		84		513	
Rapport X _H /MVES		(g/g)	0,09	0,14	0,258	0,298	0,04	0,048
μ _{max}		(d ⁻¹)	10,4	9,0	9,4	8,5	5,5	5,4
Moyenne	X _H effluent	(mg MVES/L)	16		23		24	
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,11		0,28		0,047	
	μ _{max}	(d ⁻¹)	9,7		9,0		5,4	

5.6.2.2 *Respirométrie par la méthode de van Haandel et al. (1998) - Effluent*

La durée de l'essai de respiration endogène (van Haandel et al., 1998) a été de 156 heures (6,5 jours; figure 5.37). En raison d'une panne électrique, l'acquisition des données a été arrêtée après 120 heures (cinq jours). L'acquisition a été redémarrée douze heures après, afin d'avoir la plus grande quantité de données possible pour estimer la concentration de la biomasse.

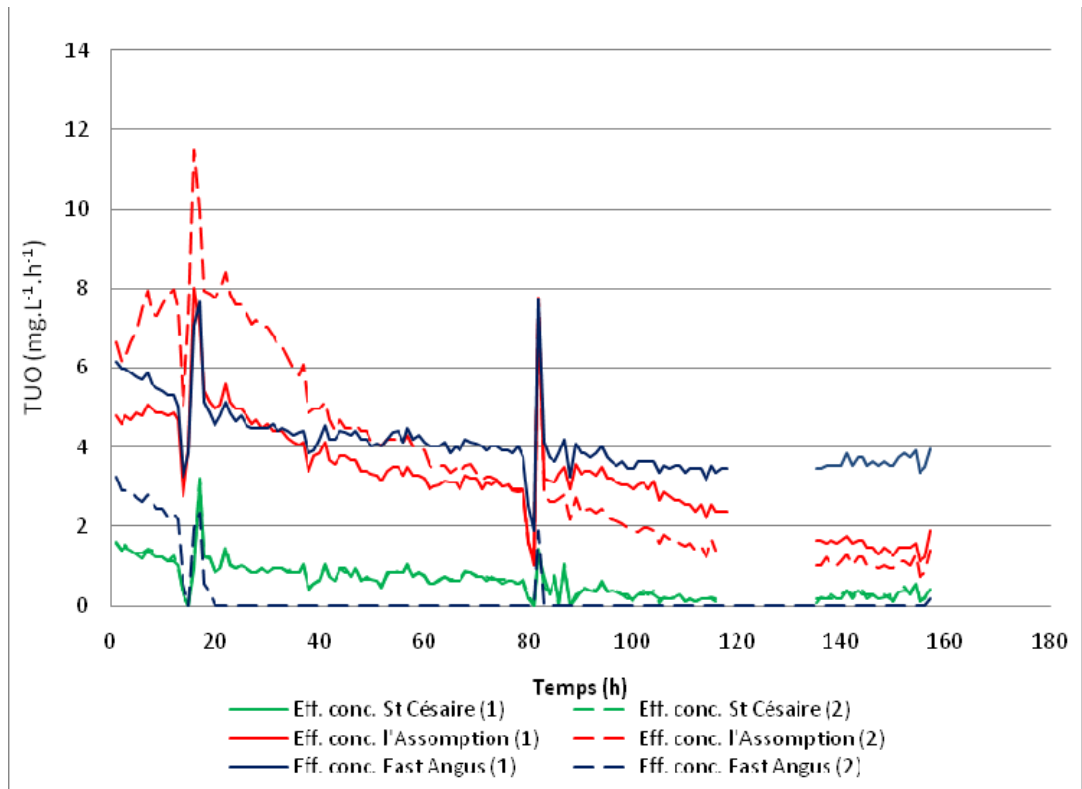


Figure 5.37: Courbes de respiration endogène pour les échantillons d'été (jour 1)

À la figure 5.37, on constate qu'après 20 heures, la consommation d'oxygène du duplicata de la STEP d'East Angus n'a pas été enregistrée par le système d'acquisition. Pour cette raison, cette bouteille n'a pas été prise en compte au moment du calcul des paramètres. Sauf pour l'effluent de la STEP de St Césaire, les duplicatas ont présenté des courbes de respirations similaires.

Afin de vérifier la qualité des essais et de la respirométrie, un bilan DCO a été réalisé.

Étant donné que pendant douze heures il n'y a pas eu d'acquisition des données, la consommation d'oxygène a été estimée à partir des valeurs de b_H et X_H calculées, en intégrant l'équation (44) et en négligeant la nitrification car de l'inhibiteur a été ajouté.

$$\text{Consommation d'O}_2 = \frac{V \cdot (1 - f) \cdot b_H \cdot X_H}{24} \cdot \int_0^t e^{-\frac{b_H \cdot t}{24}} \quad (44)$$

Pour un temps de respiration de 156 heures et avec les valeurs de b_H et X_H présentées au tableau 5.30, on obtient les résultats fournis au tableau 5.29.

Tableau 5.29 : Bilan DCO pour les essais d'été (jour 1)

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Consommation d'oxygène nitrification (mg O ₂)	Taux de récupération
Eff. L'Assomption (1)	728	516	288	-0,1	110%
Eff. L'Assomption (2)	728	554	344	-0,1	123%
Eff. St-Césaire (1)	244	193	56	7,8	102%
Eff. St-Césaire (2)	244	202	56	7,6	106%
Eff. East-Angus (1)	2539	2201	375	0,0	101%

Les duplicatas de l'Assomption et d'East-Angus ont respiré différemment. Lorsque les échantillons sont concentrés, il devient plus difficile d'assurer les mêmes conditions dans les deux bouteilles à cause de la rapide sédimentation des MES. Il faut rappeler que la concentration en DCO au début est estimée à partir d'un bilan de masse en considérant un mélange idéal. De ce fait, il peut arriver que le bilan DCO ne ferme pas comme c'est le cas pour l'effluent concentré de la STEP de l'Assomption.

De plus, il faut rappeler qu'à cause de l'interruption de l'acquisition des données, la consommation a été estimée et non mesurée. Toutefois, les valeurs de pourcentage de récupération pour les STEP de St-Césaire et East Angus sont proches de la valeur de 100 %.

Les courbes de respiration endogène (bouteilles 1 et 2) obtenue avec l'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption sont fournies aux figures 5.38 et 5.39.

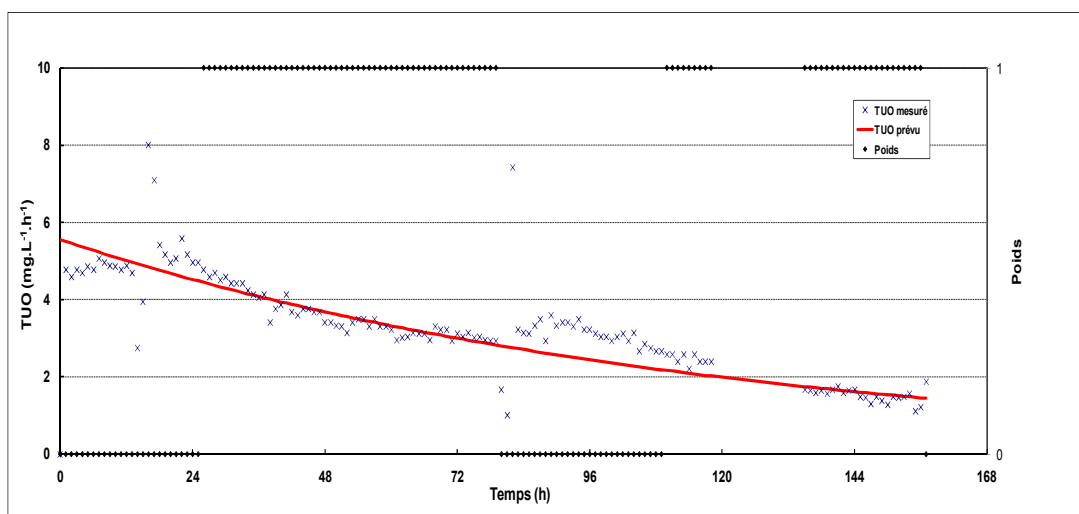


Figure 5.38 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption – Été (jour 1)

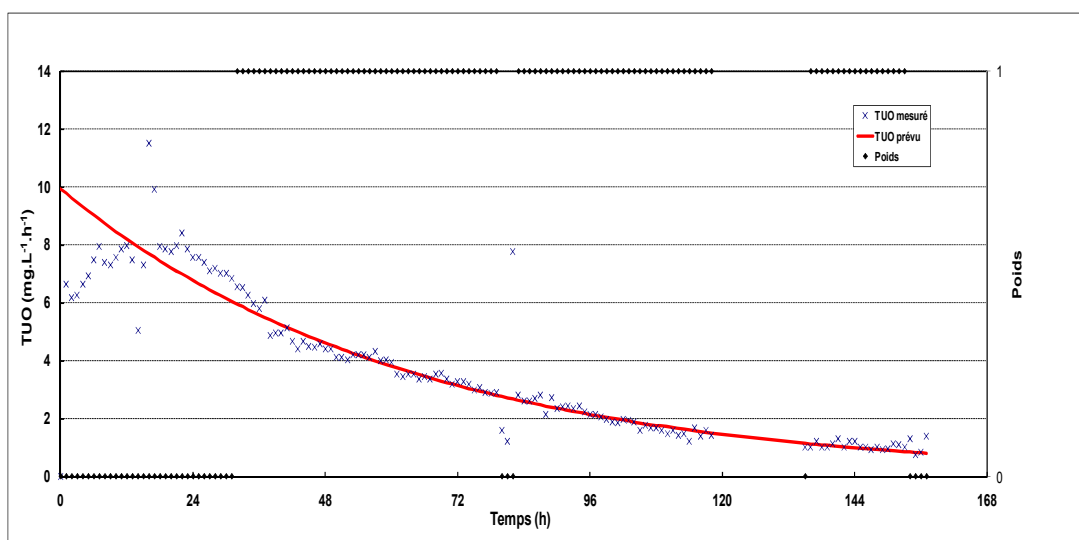


Figure 5.39 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption – Été (jour 1)

Les courbes de respiration endogène (bouteilles 1 et 2) obtenue avec l'effluent de l'étang complètement mélangé de St-Césaire sont fournies aux figures 5.40 et 5.41.

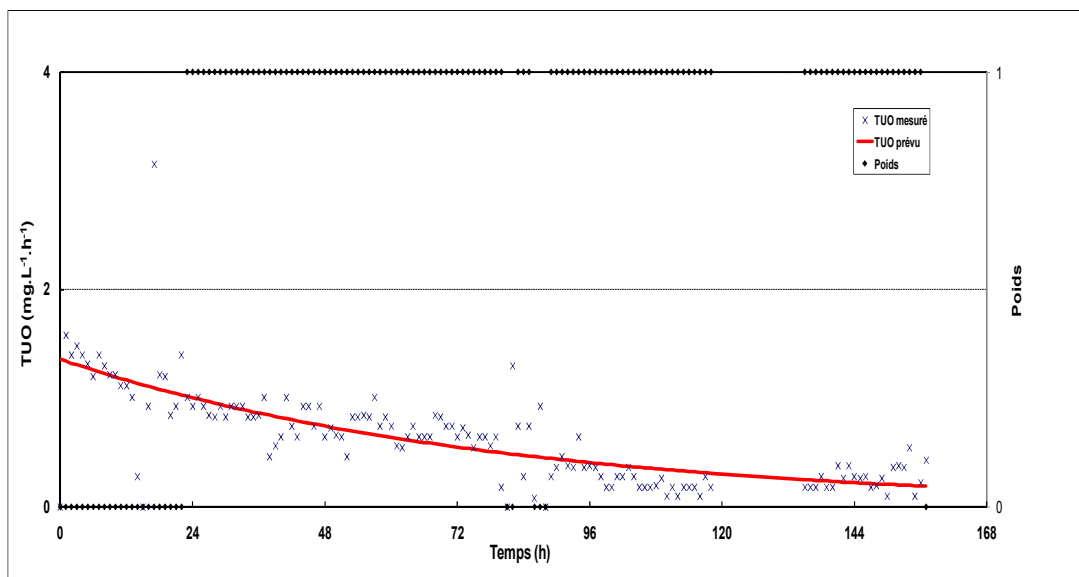


Figure 5.40 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de St-Césaire – Été (jour 1)

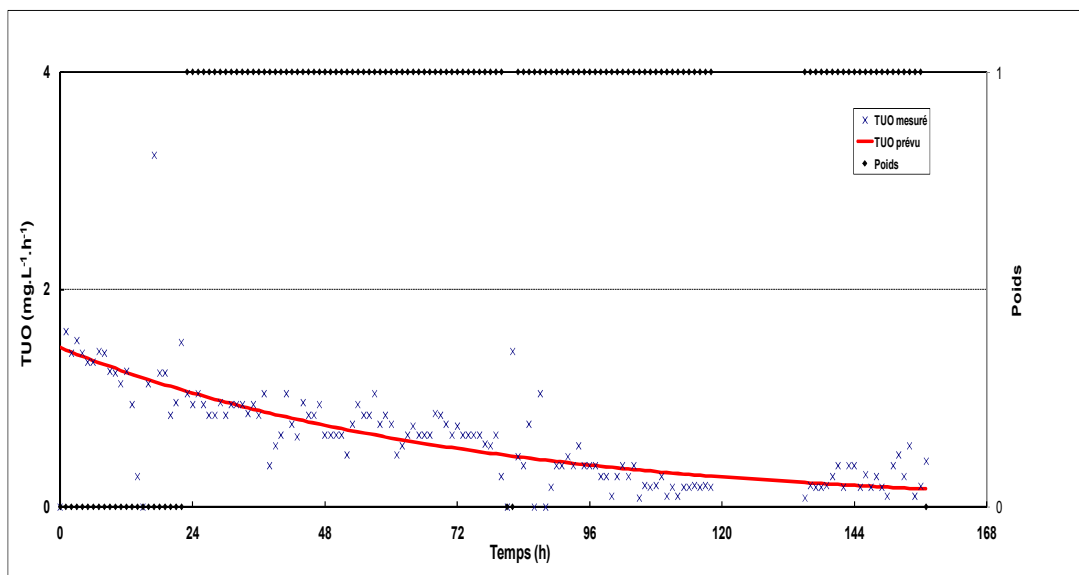


Figure 5.41 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de St-Césaire – Été (jour 1)

La courbe de respiration endogène (bouteille 1) obtenue avec l'effluent de l'étang complètement mélangé d'East-Angus est fournie à la figure 5.42.

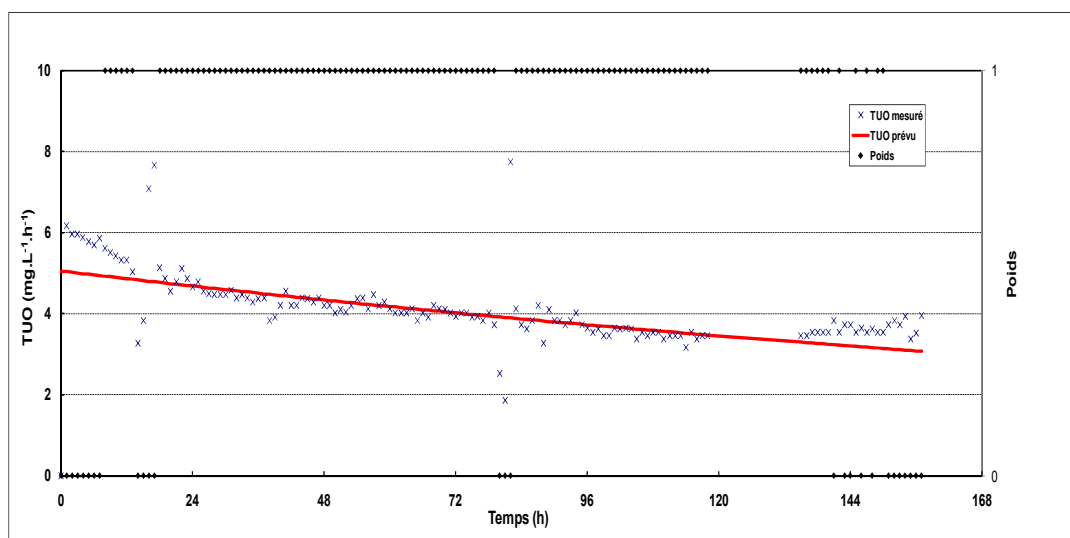


Figure 5.42 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent d'East Angus – Été (jour 1)

Les résultats compilés pour les essais de respiration endogène avec l'effluent de l'étang complètement mélangé lors des essais de l'été, jour 1, sont présentés au tableau 5.30.

Tableau 5.30 : Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) – Été (jour 1)

	Paramètre	Unités	Effluent L'Assomption		Effluent St-Césaire		Effluent East Angus
			Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1
Données d'entrée	T°	(°C)	21		21		21
	MVES effluent brut	(mg/L)	95		53		475
	MVES effluent conc.	(mg/L)	640		241		1689
	Facteur de concentration	--	7		5		4
Valeurs estimées	b _H	(d ⁻¹)	0,21	0,38	0,30	0,33	0,09
	X _H	(mg DCO/L)	811	777	135	131	1749
	X _H conc.	(mg MVES/L)	571	547	95	92	1232
	X _H brut	(mg MVES/L)	85	81	21	20	346
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,89	0,85	0,39	0,38	0,73
Moyenne	b _H	(d ⁻¹)	0,29		0,32		0,09
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,87		0,39		0,73
	X _H conc.	(mg MVES/L)	559		94		1232
	X _H brut.	(mg MVES/L)	83		21		346

Les résultats obtenus pour les bouteilles avec l'effluent de l'Assomption sont très différents. Étant donné que le bilan DCO de la bouteille 1 ferme mieux que le bilan DCO de la bouteille 2, il est préférable de garder les résultats obtenus avec la bouteille 1. Toutefois, les valeurs du rapport X_H/MVES sont élevées.

5.6.3 Résultats Jour 2 (5 août 2009)

5.6.3.1 Respirométrie par la méthode de Wentzel et al. (1995) - Affluent

La durée de l'essai a été de 35 heures (figure 5.43). Pour toutes les bouteilles, il a été détecté une croissance exponentielle commençant entre la première et deuxième heure de respirométrie pour les échantillons des STEP de l'Assomption et St-Césaire. Dans le cas de l'affluent de la STEP d'East Angus, la croissance exponentielle a commencé quatre heures après le démarrage de l'essai. Malgré les différences entre les courbes des duplicatas, le début et la pente de la croissance exponentielle sont similaires ce qui permet calculer la concentration de la biomasse ainsi que la valeur de $\mu_{\max}$.

Le pH des bouteilles avec l'affluent d'East Angus a été ajusté en ajoutant onze gouttes de solution de H_2SO_4 5N, car il était élevé (10,35).

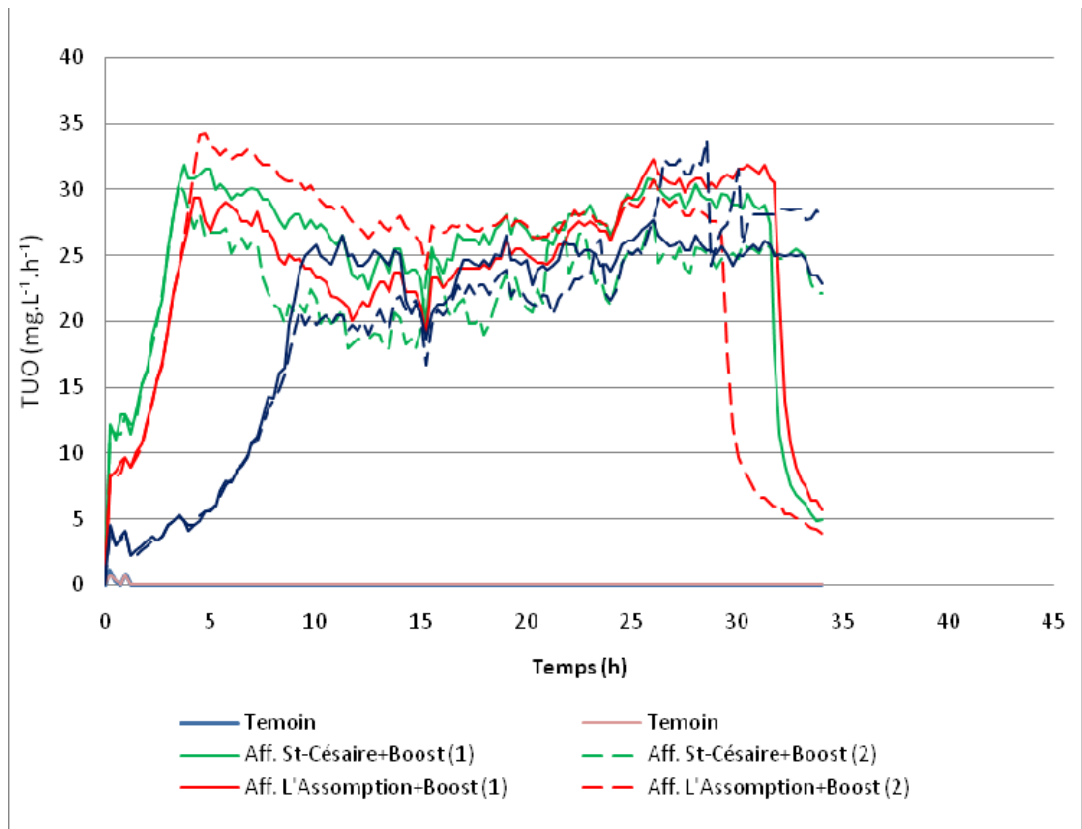


Figure 5.43 : Évolution du TUO (moyennes mobiles) – Été (jour 2)

Les résultats du bilan DCO sont présentés au tableau 5.31.

Tableau 5.31 : Bilan DCO pour les essais d'été (jour 2)

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Taux de récupération
Aff. L'Assomption + Boost (1)	891	437	503	105%
Aff. L'Assomption + Boost (2)	891	421	503	104%
Aff. St-Césaire + Boost (1)	962	459	526	102%
Aff. St-Césaire + Boost (2)	962	466	501	101%
Aff. East-Angus + Boost (1)	1881	1443	440	100%
Aff. East-Angus + Boost (2)	1881	1472	438	102%

Les taux de récupération obtenus confirment l'absence de nitrification.

La concentration de biomasse hétérotrophe pour chaque STEP a été estimée à partir du logarithme népérien du TUO lors de la croissance exponentielle (figures 5.44 à 5.46) et les résultats sont présentés au tableau 5.32.

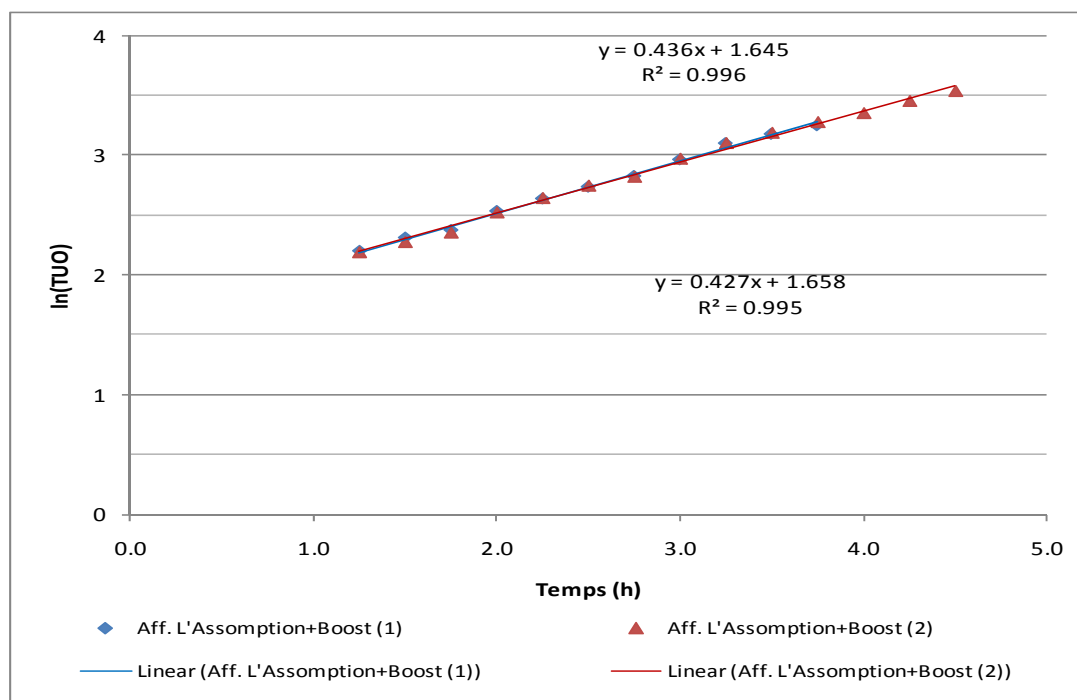


Figure 5.44 : Logarithme du TUO en fonction du temps – L'assomption – Été (jour 2)

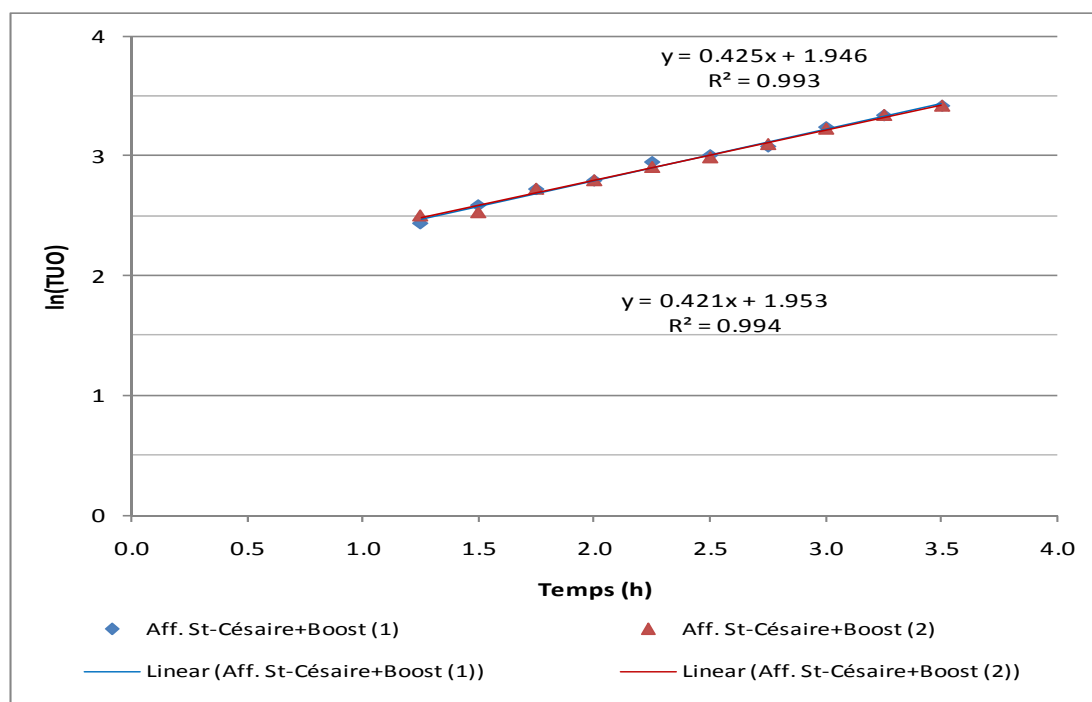


Figure 5.45 : Logarithme du TUO en fonction du temps – St-Césaire – Été (jour 2)

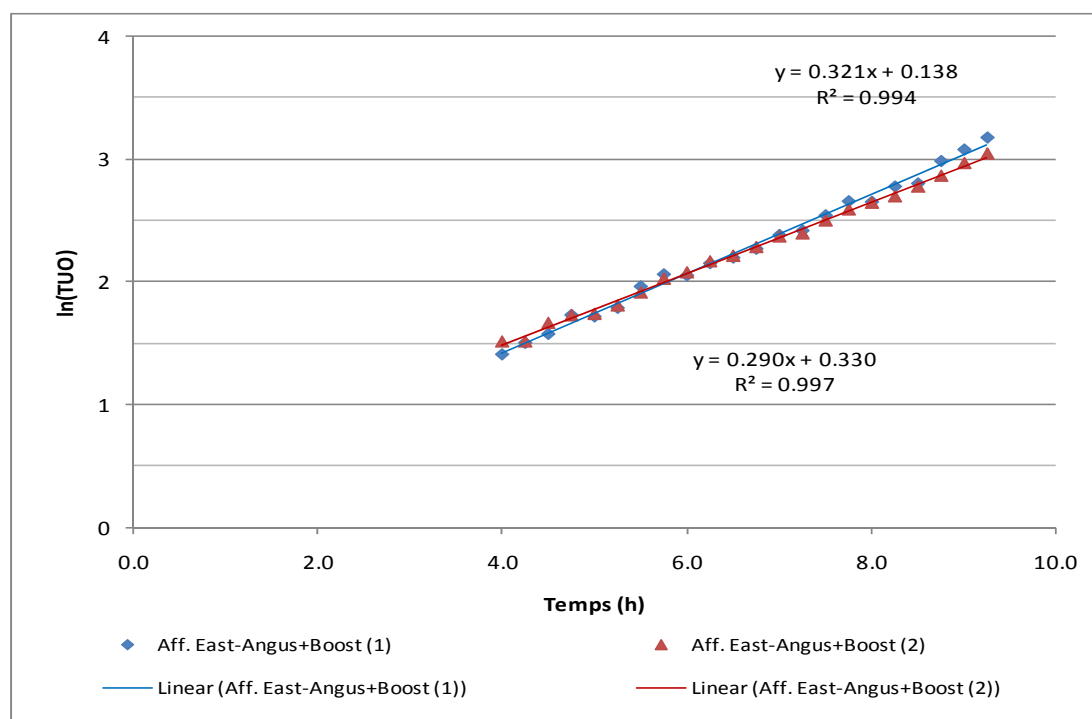


Figure 5.46 : Logarithme du TUO en fonction du temps – East Angus – Été (jour 2)

**Tableau 5.32 : Concentration de la biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995)
– Été (jour 2)**

Paramètre		Unités	Aff. L'assomption + Boost		Aff. St-Césaire + Boost		Aff. East Angus + Boost	
			Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2
X _H bouteille		(mg DCO/L)	27,4	23,2	31,1	31,6	6,6	8,8
Dilution		--	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91
X _H effluent		(mg DCO/L)	30,1	25,6	34,2	34,8	7,3	9,7
X _H effluent		(mg MVES/L)	21,2	18,0	24,1	24,5	5,1	6,8
MVES effluent		(mg MVES/L)	148		208		484	
Rapport X _H /MVES		(g/g)	0,14	0,12	0,116	0,118	0,011	0,014
μ _{max}		(d ⁻¹)	10,0	10,9	10,8	10,7	8,3	7,6
Moyenne	X _H effluent	(mg MVES/L)	20		24,3		6,0	
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,13		0,12		0,012	
	μ _{max}	(d ⁻¹)	10,4		10,8		8,0	

5.6.3.2 *Respirométrie par la méthode de van Haandel et al. (1998) - Effluent*

La durée de l'essai de respiration endogène (van Haandel et al., 1998) a été de 156 heures (6,5 jours; figure 5.47). L'acquisition des données a été arrêtée après 97 heures (quatre jours) à cause d'une panne électrique. L'acquisition a été redémarrée douze heures après, afin d'avoir la plus grande quantité de données possibles pour estimer la concentration de la biomasse. Aucune respiration n'a été enregistrée pour la bouteille 1 avec l'effluent de la STEP d'East Angus, probablement à cause d'un problème de la cellule de détection du respiromètre. Cette bouteille n'a donc pas été considérée pour le calcul des paramètres.

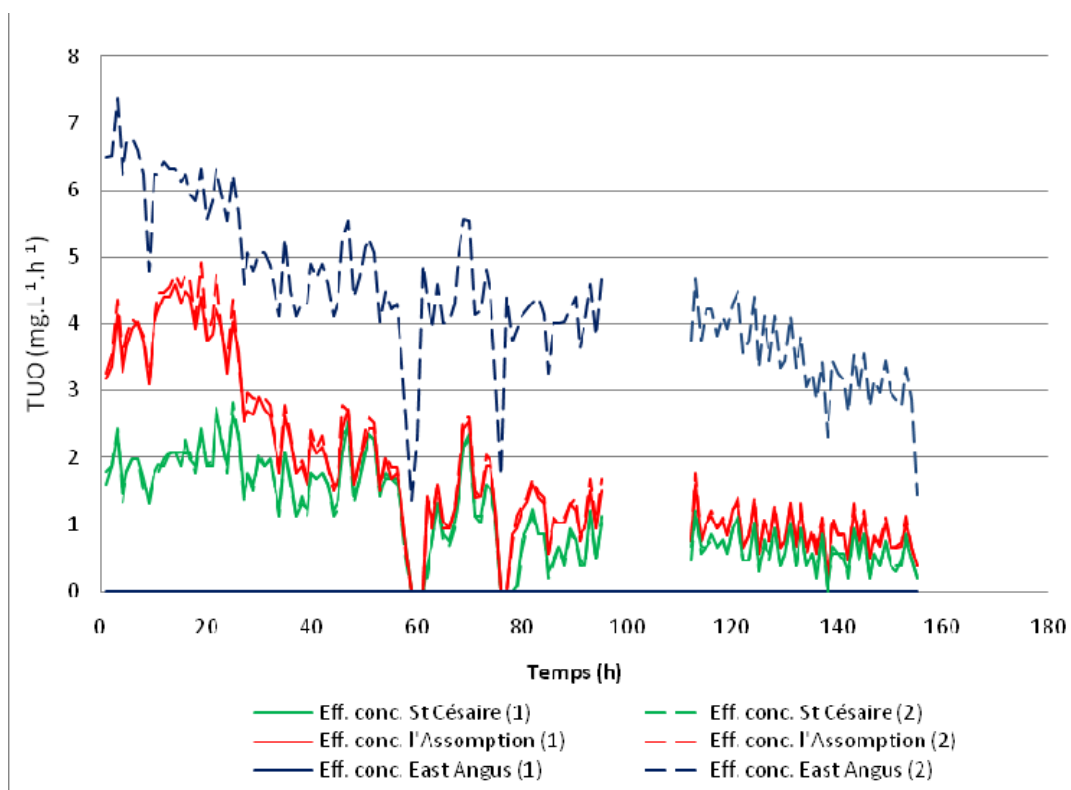


Figure 5.47 : Courbes de respiration endogène pour les échantillons d'été (jour 2)

Les résultats du bilan de DCO sont présentés au tableau 5.33. De la même façon que pour la journée 1, la consommation a été estimée en utilisant l'équation (44).

Tableau 5.33 : Bilan DCO pour les essais d'été (jour 2)

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Consommation d'oxygène nitrification (mg O ₂)	Taux de récupération
Eff. L'Assomption (1)	626	539	150	-0,2	110%
Eff. L'Assomption (2)	626	553	154	-0,2	113%
Eff. St-Césaire (1)	388	299	110	-1,9	105%
Eff. St-Césaire (2)	388	309	112	-1,6	109%
Eff. East Angus (2)	3003	2428	369	0,0	94%

Comme pour les échantillons de la journée 1, le taux de récupération de la STEP de l'Assomption dépasse 110 %.

Par ailleurs, les courbes de respiration des STEP de l'Assomption et St-Césaire sont très similaires.

De plus, il faut rappeler qu'à cause de l'interruption de l'acquisition des données, la consommation a été estimée et non mesurée.

Les courbes de respiration endogène (bouteilles 1 et 2) obtenues avec l'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption sont fournies aux figures 5.48 et 5.49.

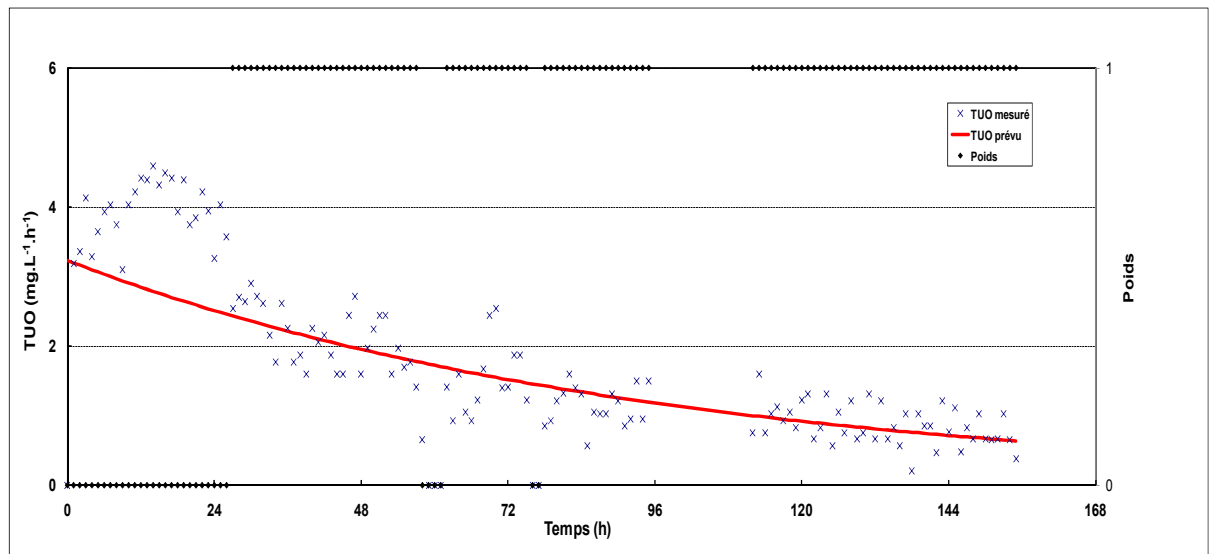


Figure 5.48 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de l'Assomption – Été (jour 2)

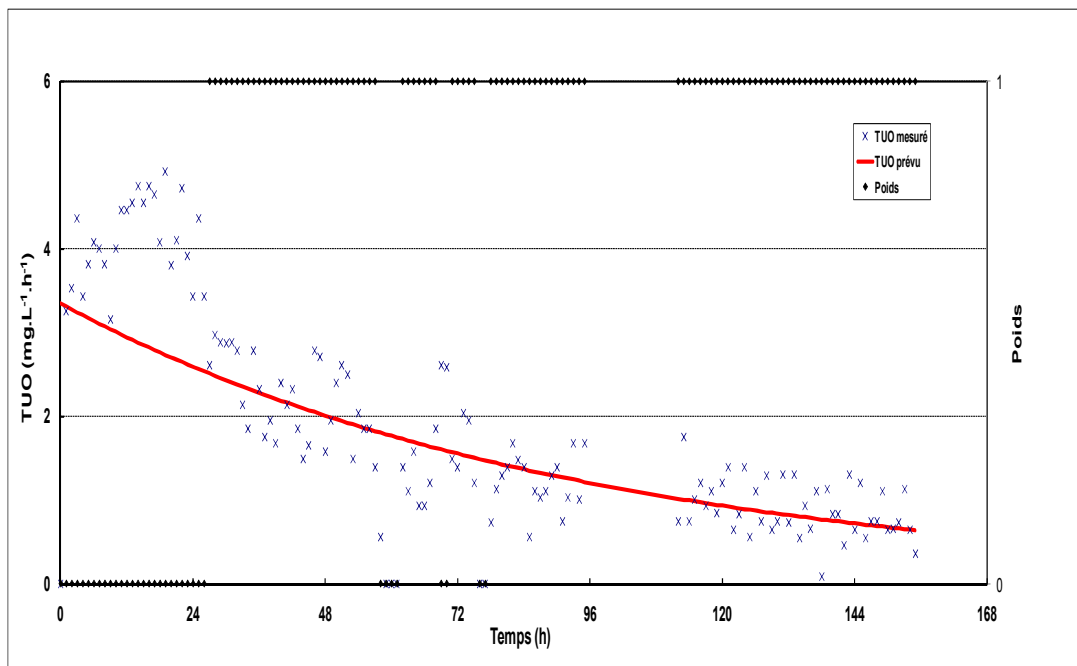


Figure 5.49 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de l'Assomption – Été (jour 2)

Les courbes de respiration endogène (bouteilles 1 et 2) obtenues avec l'effluent de l'étang complètement mélangé de St-Césaire sont fournies aux figures 5.50 et 5.51.

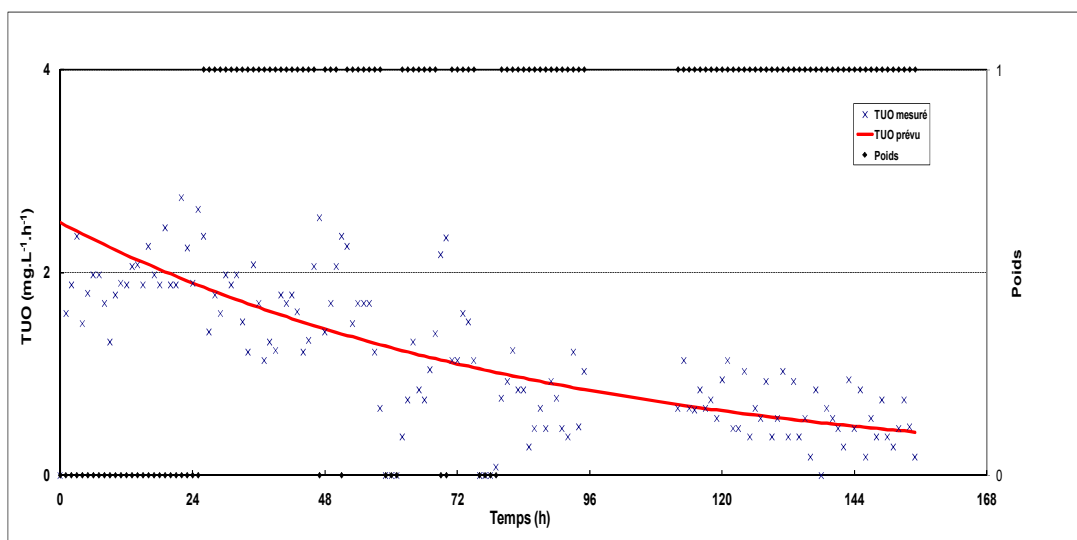


Figure 5.50 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 1 de l'effluent de St-Césaire – Été (jour 2)

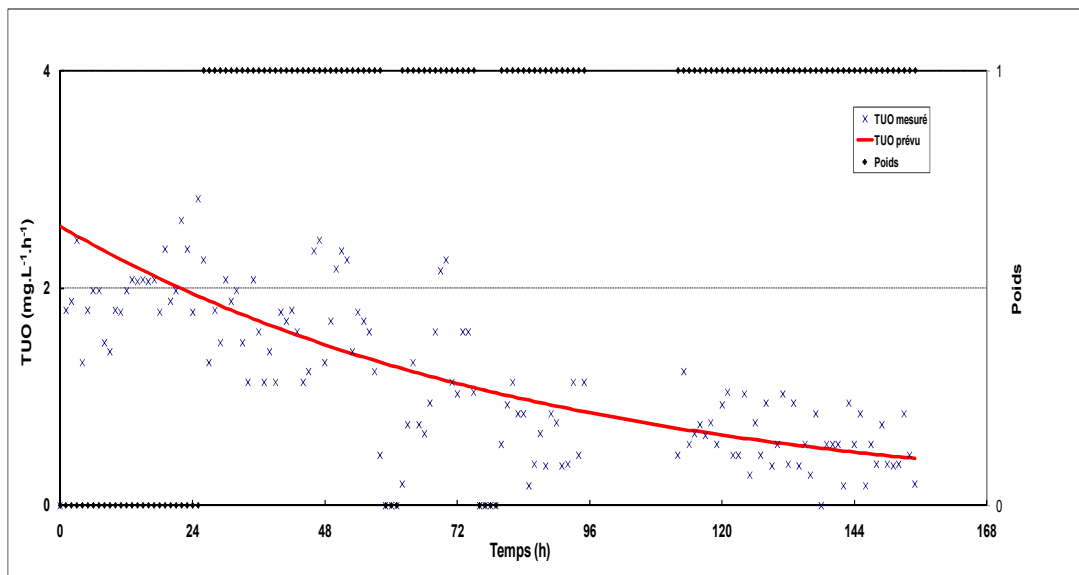


Figure 5.51 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de St-Césaire – Été (jour 2)

La courbe de respiration endogène (bouteille 2) obtenue avec l'effluent de l'étang complètement mélangé d'East-Angus est fournie à la figure 5.52.

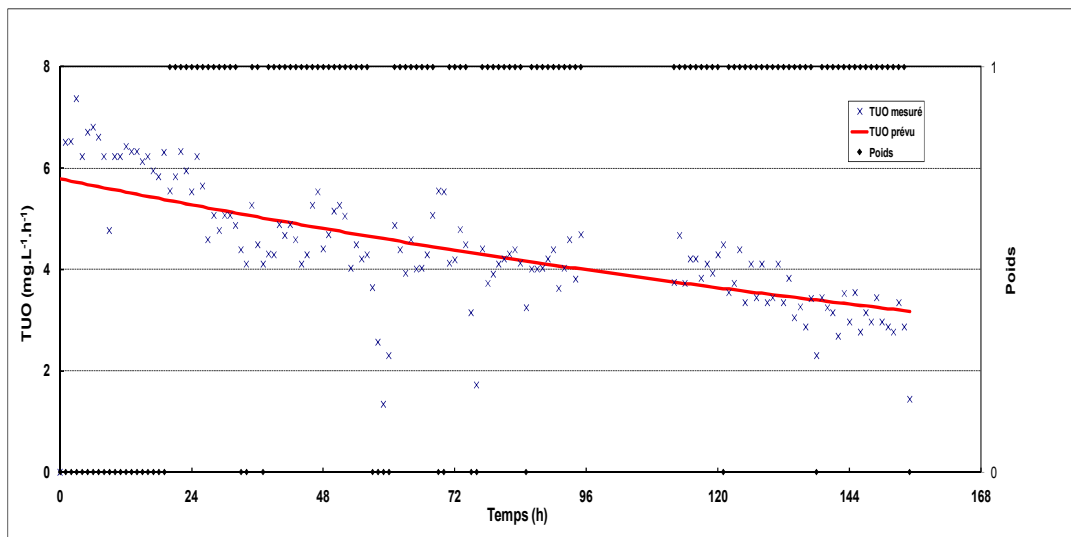


Figure 5.52 : Courbe de respiration endogène de la bouteille 2 de l'effluent de East-Angus – Été (jour 2)

Les résultats des essais de respiration endogène avec les effluents des étangs complètement mélangés lors des essais de l'été (jour 2) sont présentés au tableau 5.34.

Tableau 5.34 : Concentration de la biomasse par la méthode de van Haandel et al. (1998) – Été (jour 2)

	Paramètre	Unités	Effluent L'Assomption		Effluent St-Césaire		Effluent East Angus
			Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2	Bout. 2
Données d'entrée	T°	(°C)	21,5		21,5		21,5
	MVES effluent brut	(mg/L)	112		68		561
	MVES effluent conc.	(mg/L)	539		471		3100
	Facteur de concentration	--	5		7		6
Valeurs estimées	b _H	(d ⁻¹)	0,25	0,26	0,27	0,28	0,09
	X _H	(mg DCO/L)	385	393	274	279	1871
	X _H conc.	(mg MVES/L)	271	277	193	197	1318
	X _H brut	(mg MVES/L)	56	58	28	28	238
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,50	0,51	0,41	0,42	0,43
Moyenne	b _H	(d ⁻¹)	0,25		0,27		0,09
	Rapport X _H /MVES	(g/g)	0,51		0,41		0,43
	X _H conc.	(mg MVES/L)	274		195		1318
	X _H brut.	(mg MVES/L)	57		28		238

5.7 Discussion des résultats

Les tableaux 5.35 et 5.36 comparent les concentrations de biomasse et le rapport $X_H/MVES$ obtenues pour les différentes méthodes.

Tableau 5.35 : Comparaison des résultats de X_H et rapport $X_H/MVES$ pour l'été (jour 1)

Méthode Source	L'Assomption			St-Césaire			East Angus		
	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$
Wentzel et al. (1995) Affluent	16	140	0,11	23	84	0,28	24	513	0,05
van Haandel et al. (1998) Effluent	83	95	0,87	21	53	0,39	346	465	0,73

Tableau 5.36 : Comparaison des résultats de X_H et rapport $X_H/MVES$ pour l'été (jour 2)

Méthode Source	L'Assomption			St-Césaire			East Angus		
	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$	X_H (mg/L)	MVES (mg/L)	$X_H/MVES$
Wentzel et al. (1995) Affluent	20	148	0,13	24	208	0,12	6,0	484	0,012
van Haandel et al. (1998) Effluent	57	112	0,51	28	68	0,41	238	561	0,43

Durant les essais respirométriques de croissance exponentielle (Wentzel et al., 1995) utilisés pour mesurer la concentration de la biomasse à l'affluent de la STEP de l'Assomption, des courbes différentes et des paramètres différents ont été observés entre les duplicatas pour la journée 1. Pour le reste, les valeurs des paramètres mesurés ont été similaires. Les bilans DCO ont bien fermé pour l'ensemble des essais, ce qui indique que ceux-ci ont été réalisés correctement.

Les rapports $X_H/MVES$ obtenus pour les affluents sont plus élevés par rapport aux résultats de la campagne de caractérisation printanière. Durant la campagne printanière, la méthode de Wentzel et al. (1995) a été utilisée pour estimer la concentration de la biomasse à l'effluent et non à l'affluent, ce qui aurait dû donner des rapports plus élevés. À ce moment là, les valeurs trouvées ont été très faibles et donnaient des concentrations de biomasse dans quelques cas presque négligeables. Soit l'utilisation d'acétate de sodium comme substrat artificiel ou encore la présence d'une biomasse plus adaptée à sa biodégradation ont été en cause.

Étant donné que l'acétate est un substrat plus rapidement biodégradable que le glucose (masse moléculaire plus petite), la phase de latence a été réduite. Ceci pourrait expliquer l'obtention de concentrations plus élevées.

Également, la biomasse présente à l'affluent est différente de celle de l'effluent et est probablement plus adaptée à la dégradation de substrat rapidement biodégradable. Le temps de séjour de la biomasse dans les étangs et l'aération pourrait favoriser le développement d'une biomasse plus adaptée pour dégrader un substrat moins rapidement biodégradable.

Les valeurs de μ_{max} obtenues et fournies au tableau 5.37 sont élevées mais restent dans la plage de valeurs acceptables, entre 3 et 13,2 jours selon Metcalf & Eddy (2003) (p. 704, Tableau 8-10).

Tableau 5.37 : Sommaire de paramètres biocinétiques mesurés (caractérisation estivale)

	L'Assomption		St-Césaire		East-Angus	
Jour	b_H (d ⁻¹) Effluent	μ_{max} (d ⁻¹) Affluent	b_H (d ⁻¹) Effluent	μ_{max} (d ⁻¹) Affluent	b_H (d ⁻¹) Effluent	μ_{max} (d ⁻¹) Affluent
1	0,31	9,7	0,32	9,0	0,09	5,4
2	0,25	10,4	0,27	10,8	0,09	8,0
M&E (2003)	0,06-0,20	3,0-13,2	0,06-0,20	3,0-13,2	0,06-0,20	3,0-13,2

Pour les STEP de l'Assomption et de St-Césaire, même si les effluents ont été concentrés entre quatre et sept fois, les concentrations de MVES n'ont pas atteint 1000 mg/L, ce qui est la valeur minimale recommandée pour utiliser la méthode de la respiration endogène.

Ainsi, les TUO mesurés ont été faibles, donnant des courbes « bruitées », avec des points très dispersés autour des valeurs prévues par l'équation (39). Malgré cela, les rapports $X_H/MVES$ obtenus sont dans la plage de valeurs prévisibles, particulièrement pour les échantillons de la 2^e journée (5 août 2009). Les rapports estimés théoriquement varient entre 0,4 et 0,7.

Pour la caractérisation des échantillons du jour 2, les valeurs de b_H sont toujours éloignées de la valeur $0,24 \text{ d}^{-1}$ (coefficient de respiration endogène).

Pour les STEP de l'Assomption et de St-Césaire, les valeurs estimées du coefficient de respiration endogène b_H ont été légèrement supérieures à la valeur attendue de $0,24 \text{ d}^{-1}$ ($0,25$ à $0,32 \text{ d}^{-1}$) bien que ces valeurs soient raisonnables. Toutefois la valeur de b_H obtenue pour la STEP d'East Angus est particulièrement faible.

Tout comme les résultats obtenus lors de la caractérisation printanière, les valeurs de b_H pour les STEP de l'Assomption et de St-Césaire demeurent encore au dessus de $0,24 \text{ d}^{-1}$. Cependant, les valeurs pour la 3^e campagne de caractérisation (campagne estivale) sont en général plus faibles et donc plus proches de $0,24 \text{ d}^{-1}$. Il faut rappeler que pendant la 2^e campagne de caractérisation (campagne printanière), les effluents n'ont pas été concentrés, ce qui a probablement eu un effet sur ces valeurs. Tel que mentionné, la respiration endogène est une technique très appropriée lorsque la concentration de MVES est élevée.

Pour la STEP d'East Angus, les valeurs de b_H obtenues sont plus faibles, ce qui augmente l'écart par rapport à $0,24 \text{ d}^{-1}$. Les résultats différents obtenus pour cette STEP ont été probablement causés par le type d'affluent traité (papetière).

À partir des concentrations de biomasse mesurées, il est certain que la quantité apportée par l'affluent n'est pas négligeable par rapport à la concentration mesurée à l'effluent du premier étang, particulièrement pour les STEP de l'Assomption et St-Césaire.

Il faut rappeler que les bilans de DCO pour les bouteilles avec l'effluent de l'Assomption montrent des taux de récupération supérieurs à 110 %.

5.8 Résultats de l'effet de l'ajout substrat artificiel (boost) sur la croissance exponentielle (24 août 2009)

La durée de l'essai a été de 25 heures (figure 5.53). Dès début de l'essai, une croissance exponentielle a été détectée pour toutes les bouteilles. Les duplicatas ont donné des courbes similaires. Après environ 10 heures, aucune respiration n'a été enregistrée pour les bouteilles avec l'affluent brut.

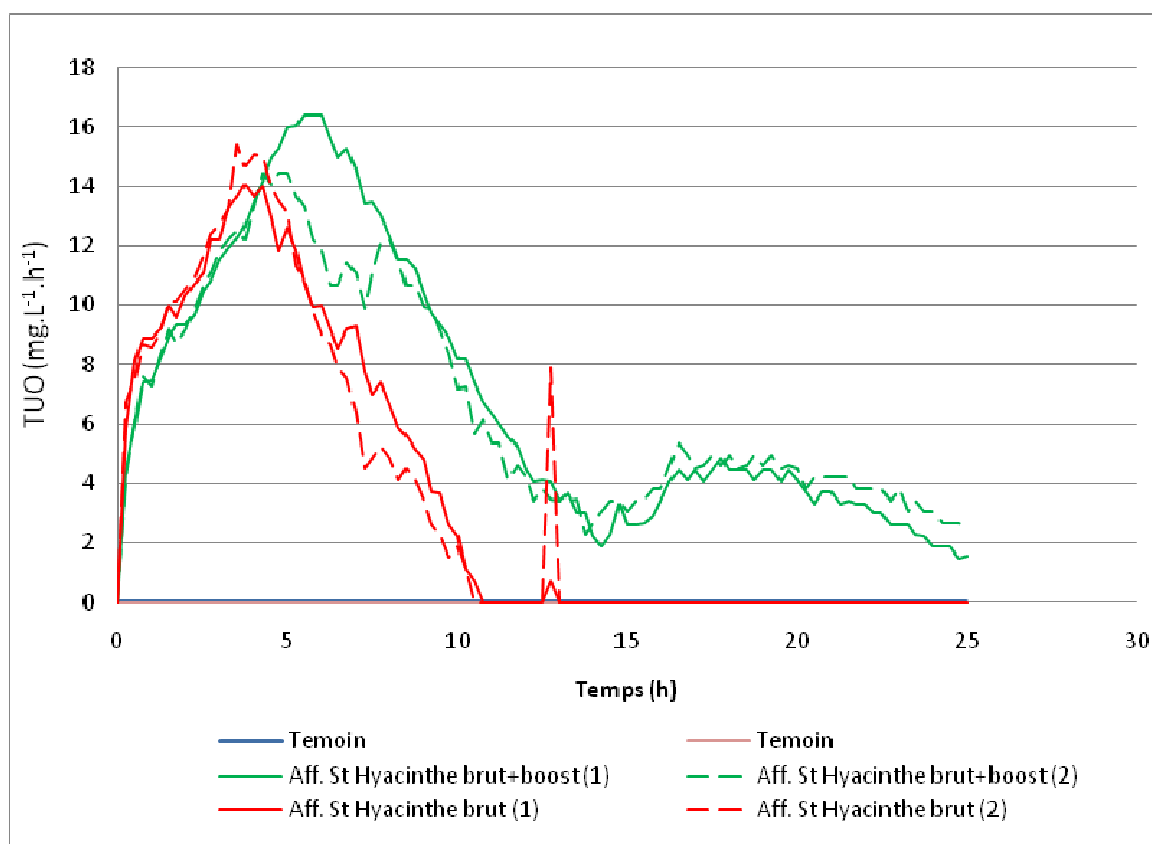


Figure 5.53 : TUO en fonction du temps pour les échantillons lors essais de vérification

Le bilan de la DCO a été effectué afin de vérifier la qualité des essais et de la respirométrie. Les résultats obtenus sont fournis au tableau 5.38.

Tableau 5.38 : Bilan DCO pour les essais sur l'effet du boost

Bouteille	DCO initiale (mg O ₂)	DCO finale (mg O ₂)	Consommation d'oxygène (mg O ₂)	Taux de récupération
Aff. St-Hyacinthe brut (1)	948	847	55	95%
Aff. St-Hyacinthe brut (2)	948	850	54	95%
Aff. St-Hyacinthe +Boost (1)	1603	1504	104	100%
Aff. St-Hyacinthe +Boost (2)	1603	1513	101	101%

Les taux de récupération obtenus permettent d'écarter l'occurrence de la nitrification et d'éventuels problèmes pendant la respirométrie.

La concentration de biomasse hétérotrophe pour chaque STEP a été estimée à partir du logarithme népérien du TUO lors de la croissance exponentielle (figures 5.54 et 5.55) et les résultats sont présentés au tableau 5.39.

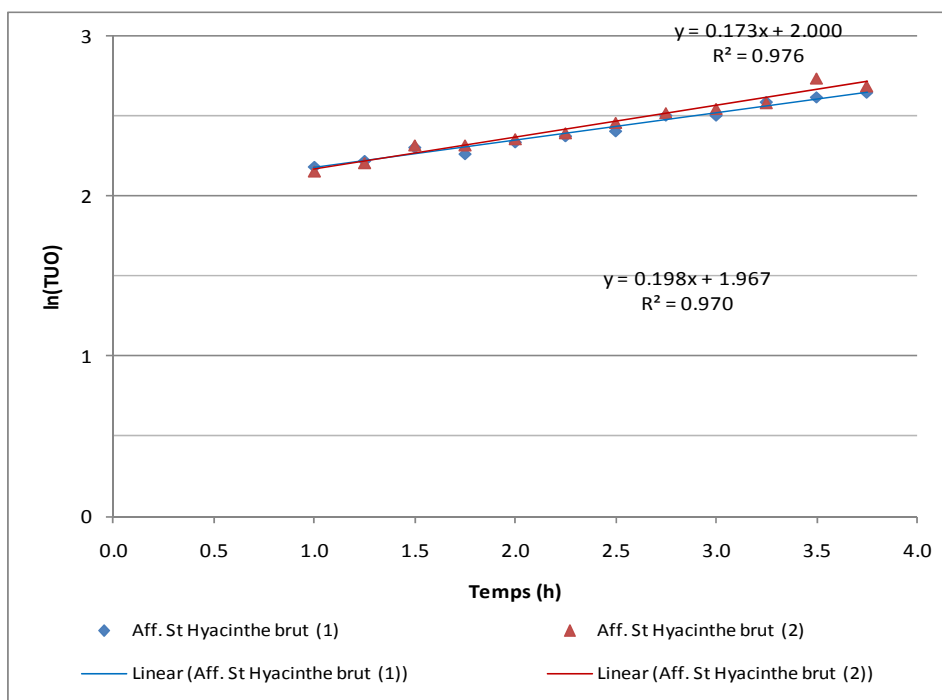


Figure 5.54 : Logarithme du TUO en fonction du temps pour l'affluent brut

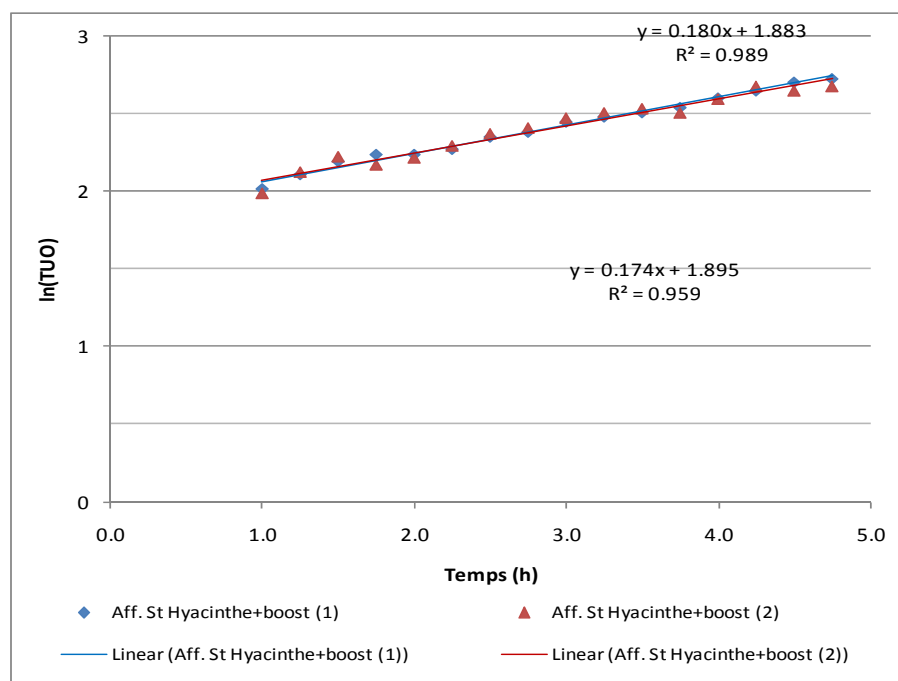


Figure 5.55: Logarithme du TUO en fonction du temps pour l'affluent avec boost

Tableau 5.39 : Résultats de la concentration de biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995) pendant les essais de vérification

Paramètre		Unités	Aff. St-Hyacinthe		Aff. St-Hyacinthe + Boost	
			Bout. 1	Bout. 2	Bout. 1	Bout. 2
X_H bouteille	(mg DCO/L)		74,6	63,8	63,8	66,6
Dilution	--		0,99	0,99	0,91	0,91
X_H effluent	(mg DCO/L)		75,2	64,4	70,3	73,4
X_H effluent	(mg MVES/L)		53,0	45,3	49,5	51,7
MVES effluent	(mg MVES/L)		288		288	
Rapport X_H /MVES	(g/g)		0,18	0,16	0,17	0,18
μ_{max}	(d ⁻¹)		4,8	5,4	4,9	4,8
Moyenne	X_H effluent	(mg MVES/L)	49		51	
	Rapport X_H /MVES	(g/g)	0,17		0,18	
	μ_{max}	(d ⁻¹)	5,1		4,9	

5.8.1 Discussion des résultats

La qualité des essais a été évaluée par les bilans DCO et la reproductibilité entre les duplicatas. Les bilans DCO ont bien fermé pour l'ensemble des essais, ce qui indique que les essais respirométriques ont été réalisés correctement.

Pendant les essais respirométriques de croissance exponentielle (Wentzel et al., 1995), il est remarquable de noter la chute du TUO après la fin de la croissance exponentielle. Pour les bouteilles avec l'affluent brut, aucune respiration n'a été enregistrée à partir de dix heures. Cela a probablement été causé par la chute du pH. Normalement, cette chute peut être causée par la nitrification, mais les résultats des bilans de DCO indiqueraient que la nitrification a été faible ou négligeable.

À partir des résultats présentés au tableau 5.39, il semble que l'ajout de substrat n'a pas affecté les résultats de la concentration de la biomasse ainsi que la valeur de $\mu_{\max}$. Les résultats obtenus avec l'affluent brut et l'affluent stimulé avec boost sont similaires.

Les concentrations de biomasse mesurées sont appréciables (environ 17 % de la MVES).

Tel que mentionné précédemment, la biomasse présente à l'affluent est probablement plus adaptée à la dégradation de substrat rapidement biodégradable que la biomasse dans l'étang. De ce fait, l'ajout d'acétate de sodium ne semble pas avoir un effet appréciable sur les résultats obtenus à l'affluent. Toutefois, la biomasse à l'effluent est probablement moins adaptée à la dégradation de substrat facilement biodégradable et donc les valeurs mesurées à l'effluent de l'étang complètement mélangé représentent juste une fraction de la biomasse de l'étang. Pour cette raison, les concentrations mesurées sont très faibles.

Les valeurs de $\mu_{\max}$ sont dans la plage de valeurs acceptables selon Metcalf & Eddy (2003) (p. 704, Tableau 8-10).

6. MODÉLISATION DE L'ENLÈVEMENT DE LA DBO₅

Les paramètres de modélisation des étangs ont été déterminés à partir de l'analyse des résultats des trois campagnes d'échantillonnage saisonnières aux quatre STEP suivantes:

- L'Assomption;
- St-Césaire;
- St-Félix-de-Valois;
- East Angus.

Les trois premières STEP traitent un affluent de type municipal (domestique) tandis que la STEP d'East-Angus reçoit un affluent constitué à 70 % d'un effluent d'une industrie papetière.

La première étape de l'analyse a consisté en une validation des résultats obtenus et fournis à la section 4. Une approche statistique a été utilisée afin d'éliminer les données considérées erronées. Ainsi, les valeurs en dehors de la plage constituée par la moyenne $\pm$ trois fois l'écart-type n'ont pas été retenues. Cependant, à cause du nombre limité de données, cette approche n'a pas toujours été applicable. D'autres critères logiques ont alors été utilisés. Par exemple, lorsqu'il y a eu une augmentation de la DBO₅ interétang, probablement à cause d'une surcharge hydraulique, ces valeurs, incohérentes dans un modèle d'enlèvement de la DBO₅, n'ont pas été retenues. Également, même si d'un point de vue statistique toutes les mesures semblaient acceptables, certaines valeurs très éloignées de la moyenne n'ont pas été retenues. Chaque valeur non considérée ainsi que la raison de son exclusion est présentée à l'annexe B, pour chaque STEP.

L'étape suivante a consisté en l'analyse des approches suggérées au niveau gouvernemental, soit MENV (2001), AEP (2006) et MDDEP (2008), afin de comparer ces approches sur la base des résultats des campagnes d'échantillonnage. Dans le cas de l'approche d'ordre 1, la valeur de $K_{e,20}$ a été estimée par itération à l'aide du solveur d'équation d'Excel, en trouvant la valeur qui donnait l'écart le plus faible entre les valeurs estimées et mesurées pour toutes les saisons. Pour le calcul de $K_{e,20}$, les volumes présentés au tableau 3.3 ont été utilisés pour estimer le TRH.

En ce qui concerne le premier étang, en plus de l'analyse classique de cinétique d'ordre 1 (Eckenfelder), les résultats ont été comparés avec les modèles proposés par Metcalf & Eddy (2003) et Rich (1999).

Pour l'approche d'ordre mixte, à la fois les valeurs par défaut recommandées par Metcalf & Eddy (2003), présentées au tableau 2.1, ainsi que les valeurs déterminées expérimentalement ont été testées.

Afin d'analyser l'approche de Rich (1999), les valeurs suggérées présentées au tableau 2.3 ont été utilisées, avec une valeur de b_H constante ($0,12 \text{ d}^{-1}$) et une valeur de b_H variable selon le temps de résidence hydraulique (équation (24)).

Afin de déterminer la validité des différentes approches, les graphiques des valeurs de DBO_5 modélisées en fonction des valeurs mesurées ont été préparés en traçant la bissectrice qui représente une correspondance parfaite. Dans le cas idéal, la droite des points estimés en fonction des points observés passe par l'origine (0,0) et a une pente de 1,00 (représentée par la lettre « a » dans les graphiques).

L'effet du TRH sur le rendement et la température des étangs a également été analysé.

D'autres paramètres que la DBO_5 ont été analysés pour chaque STEP. En utilisant les équations présentées dans la section 2, les concentrations de MES, MVES, DCO et biomasse ont été estimées selon les approches de Metcalf & Eddy (2003) et Rich (1999) en utilisant les paramètres cinétiques par défaut recommandés par ces auteurs. En plus des paramètres par défaut, l'approche de Metcalf & Eddy (2003) a aussi été appliquée en utilisant les valeurs moyennes de $\mu_{\max}$ et b_H obtenues expérimentalement.

6.1 Enlèvement de la DBO_5

6.1.1 L'Assomption

6.1.1.1 Validation des résultats de DBO_5

La figure 6.1 présente les résultats de DBO_5 bruts et validés pour chaque saison et chaque étang de la STEP de l'Assomption. Ainsi, la figure 6.1A présente l'ensemble des données hivernales pour chaque point d'échantillonnage en présentant la moyenne et l'écart-type de tous les résultats obtenus. Les mêmes données sont présentées à la figure 6.1D sous forme de "boîte à moustache" avec les limites supérieures et inférieures de la boîte représentant trois écarts type. Les mêmes données "validées" sont à nouveau présentées à la figure 6.1G alors que certaines valeurs "extrêmes" ont été enlevées et la moyenne et l'écart-type recalculés. Ce sont ces valeurs validées qui ont été utilisées pour l'analyse mathématique des données.

Les données de printemps sont présentées dans le même ordre aux figures 6.1B, E et H alors que celles d'été se retrouvent aux figures 6.1C, F et I.

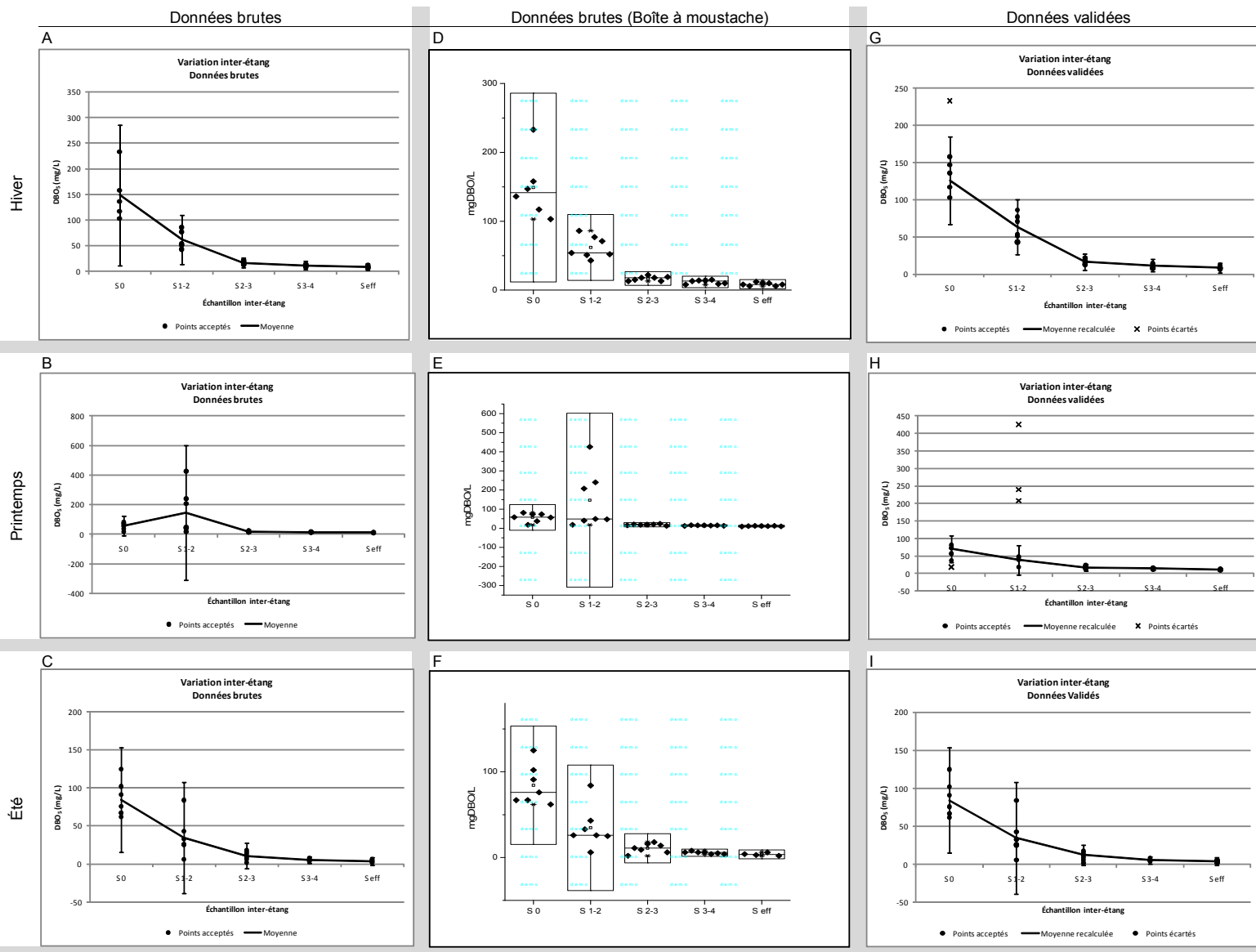


Figure 6.1 : Graphiques de validation des données de DBO₅ de l'Assomption

6.1.1.2 Approche d'ordre 1 (Eckenfelder) pour tous les étangs

Les résultats de l'analyse selon l'approche d'ordre 1 sont présentés à la figure 6.2 pour les étangs 1 et 2. La figure 6.3 présente quant à elle les résultats de l'analyse selon l'approche d'ordre 1 pour les étangs 3 et 4.

Les deux premières colonnes des figures 6.2 et 6.3 montrent les résultats de l'analyse des approches gouvernementales, soit MENV (2001) et AEP (2006).

Pour ces méthodes, les valeurs de $K_{e,20}$ ont été fixés pour chaque étang de même que les facteurs de corrections (tableau 6.1).

Tableau 6.1 : Paramètres du MENV (2001) et de l'AEP (2006) pour la modélisation des étangs de l'Assomption

Étang	Paramètre	MENV (2001)	AEP (2006)
1	$K_{e,20} (d^{-1})$	0,37	1,5
	FC	1,05 (hiver-print) 1,20 (été)	1
2	$K_{e,20} (d^{-1})$	0,37	0,37
	FC	1,05 (hiver-print) 1,20 (été)	1
3	$K_{e,20} (d^{-1})$	0,37	0,37
4	$K_{e,20} (d^{-1})$	0,37	0,37

Les deux dernières colonnes des figures 6.2 et 6.3 montrent les résultats obtenus à partir du $K_{e,20}$ optimal, estimé par itération, en considérant un FC=1 pour la colonne 3 et saisonnier (1,05 en hiver et au printemps, et 1,20 en été) pour la colonne 4.

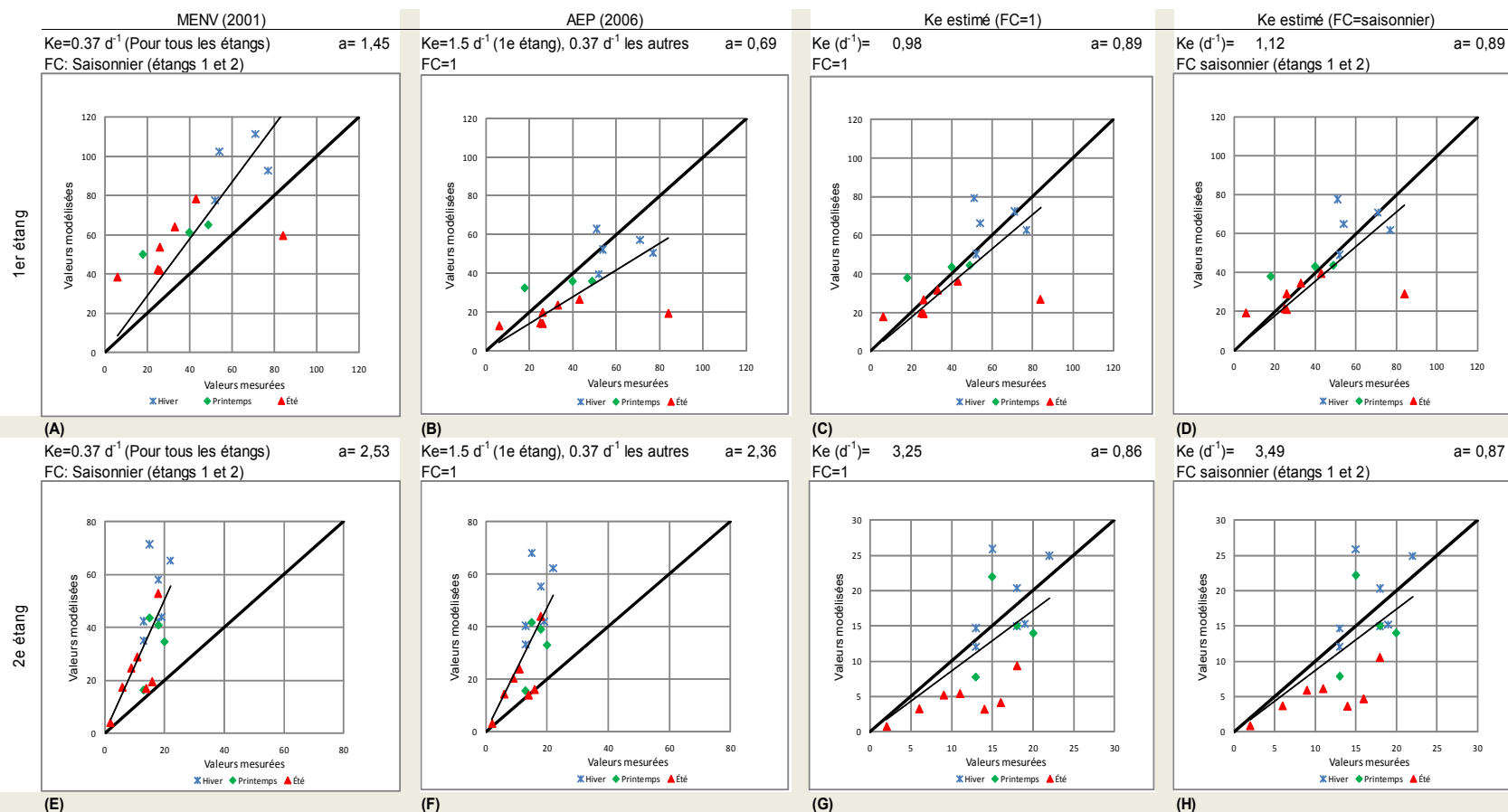


Figure 6.2 : Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO₅ selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 1 et 2 de la STEP de l'Assomption

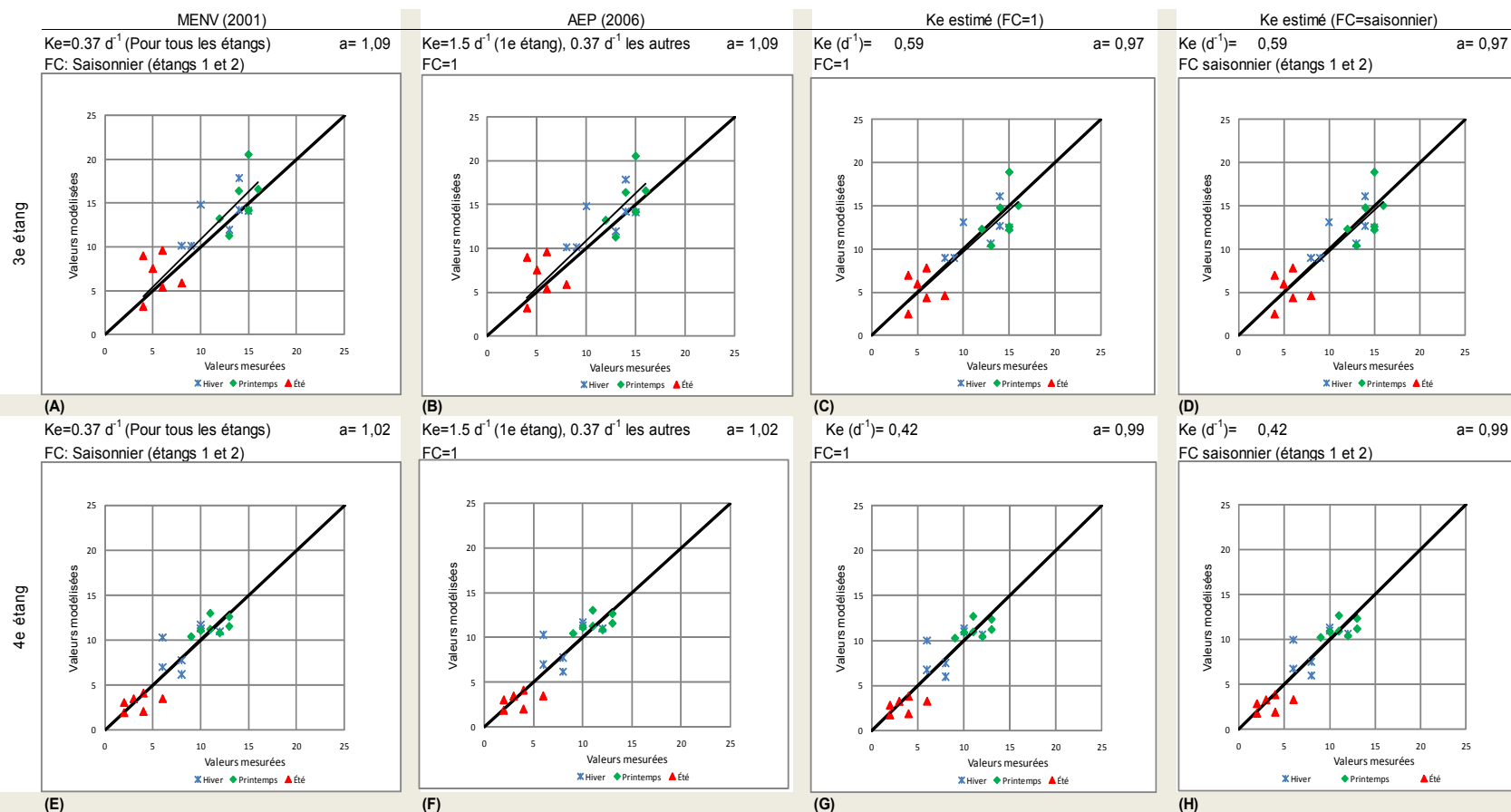


Figure 6.3 : Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO₅ selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 3 et 4 de la STEP de l'Assomption

Le tableau 6.2 présente les valeurs de $K_{e,20}$ estimées (après itération) pour chaque étang avec et sans facteur de correction saisonnier. Les pentes (a) sont également présentées.

Tableau 6.2 : Valeurs de $K_{e,20}$ estimées pour les étangs de la STEP de l'Assomption

Étang	Étang 1		Étang 2		Étang 3	Étang 4
Facteur de correction	FC saisonnier	FC = 1	FC saisonnier	FC = 1	FC = 1	FC = 1
$K_{e,20}$ (d^{-1})	1,12	0,98	3,49	3,25	0,59	0,42
Pente	0,89	0,89	0,87	0,86	0,97	0,99

6.1.1.3 Cas de l'étang complètement mélangé

La figure 6.4 présente les résultats de l'analyse des différentes approches considérées pour la conception de l'étang complètement mélangé. Outre les approches considérées à la section précédente, des approches d'ordre mixte ont également été considérées. Dans ce cas, les valeurs expérimentales obtenues lors des caractérisations ainsi que les valeurs par défaut des modèles ont été utilisées.

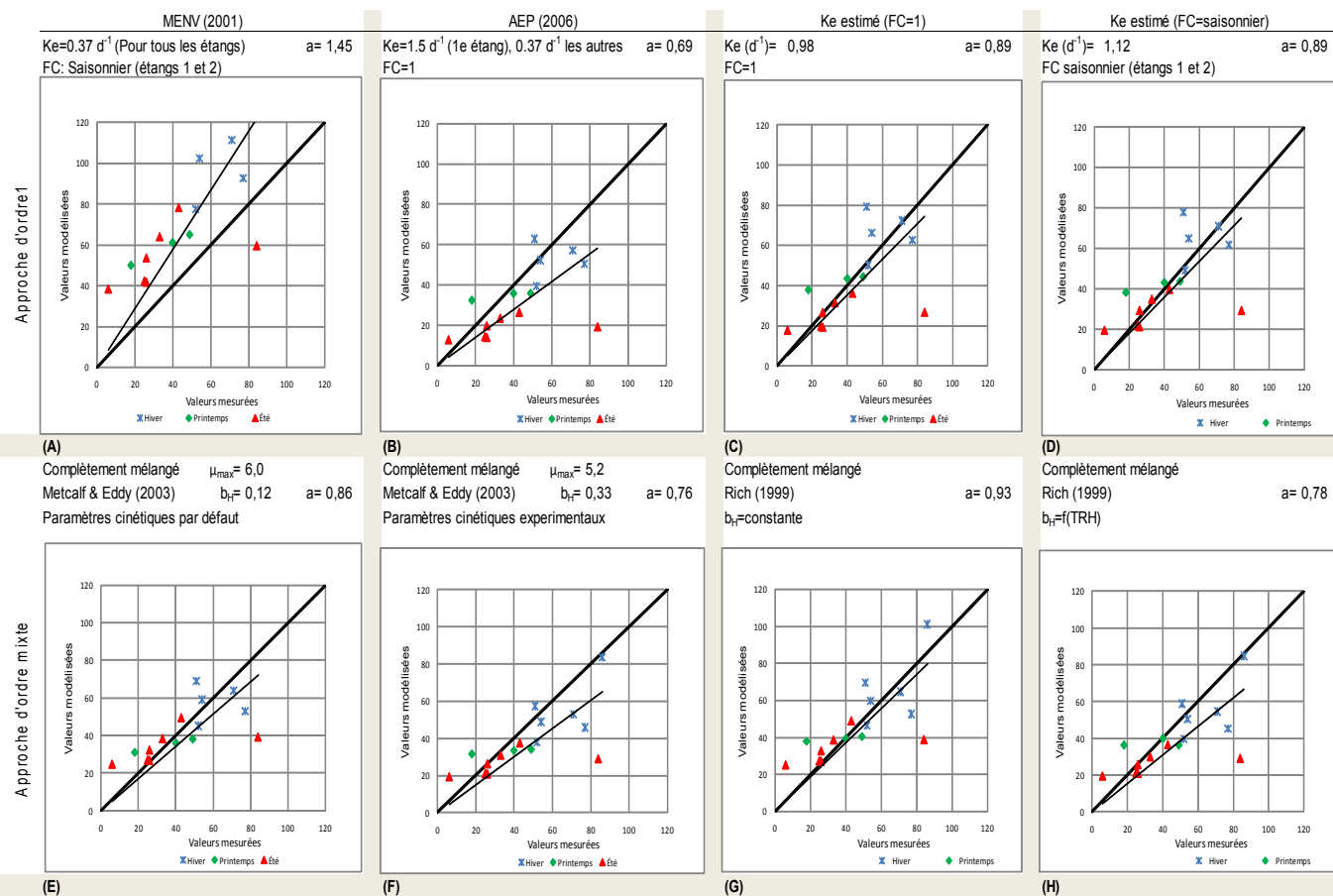


Figure 6.4 : Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO₅ des différentes approches pour la modélisation du 1^{er} étang de l'Assomption

6.1.2 St-Césaire-Rougemont

6.1.2.1 Validation des résultats de DBO₅

La figure 6.5 présente les résultats de DBO₅ bruts et validés pour chaque saison et chaque étang de la STEP de St-Césaire-Rougemont. Ainsi, la figure 6.5A présente l'ensemble des données hivernales pour chaque point d'échantillonnage en présentant la moyenne et l'écart-type de tous les résultats obtenus. Les mêmes données sont présentées à la figure 6.5D sous forme de "boîte à moustache" avec les limites supérieures et inférieures de la boîte représentant trois écarts type. Les mêmes données "validées" sont à nouveau présentées à la figure 6.5G alors que certaines valeurs "extrêmes" ont été enlevées et la moyenne et l'écart-type recalculés. Ce sont ces valeurs validées qui ont été utilisées pour l'analyse mathématique des données.

Les données de printemps sont présentées dans le même ordre aux figures 6.5B, E et H alors que celles d'été se retrouvent aux figures 6.5C, F et I

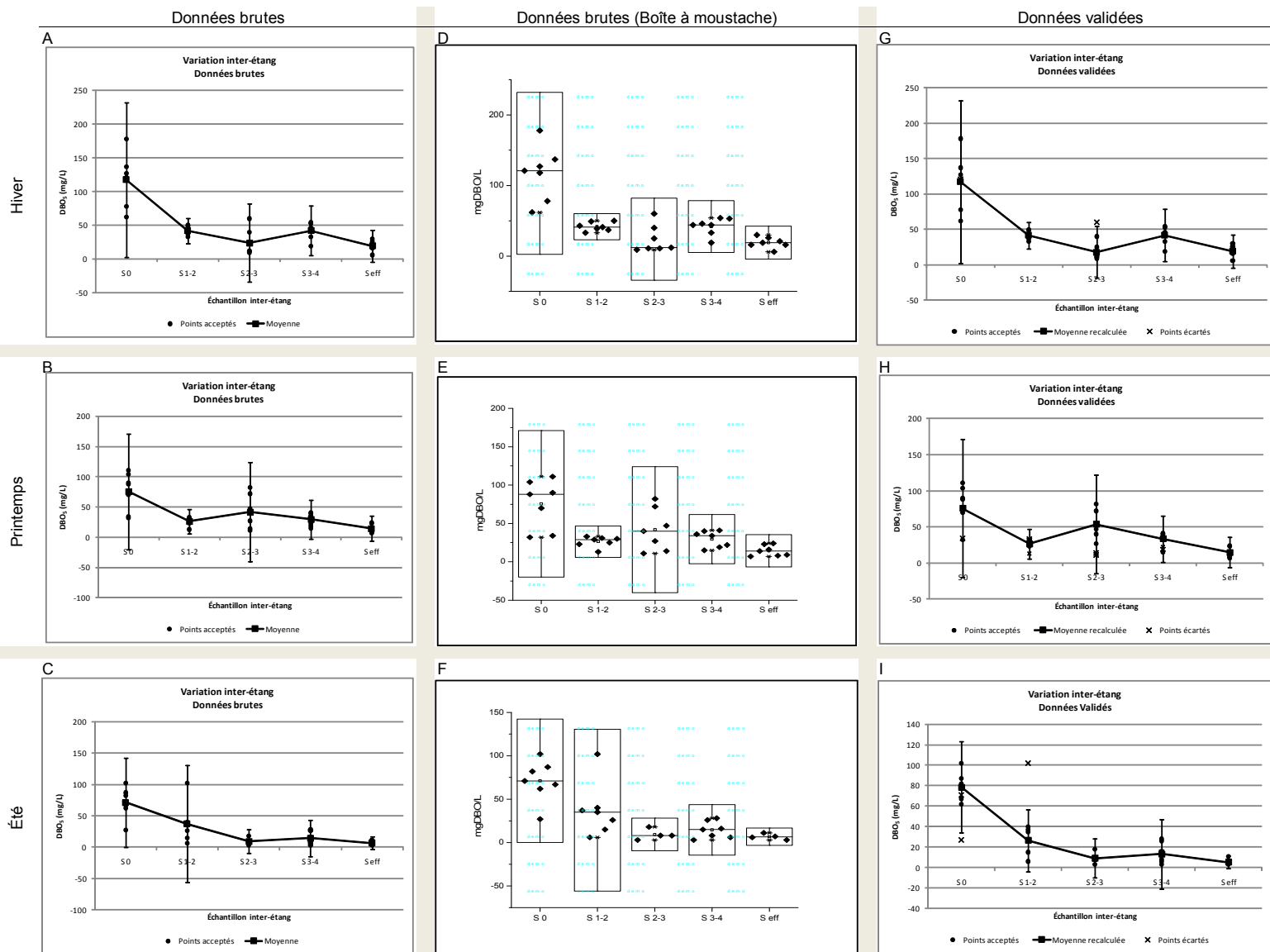


Figure 6.5 : Graphiques de validation des données de DBO₅ de St-Césaire

6.1.2.2 Approche d'ordre 1 (Eckenfelder) pour tous les étangs

La même analyse que pour la STEP de l'Assomption a été réalisée.

Les résultats de l'analyse selon l'approche d'ordre 1 sont présentés à la figure 6.6 pour les étangs 1 et 2. La figure 6.7 présente quant à elle les résultats de l'analyse selon l'approche d'ordre 1 pour les étangs 3 et 4.

Les deux premières colonnes des figures 6.6 et 6.7 montrent les résultats de l'analyse des approches gouvernementales, soit MENV (2001) et AEP (2006).

Les deux dernières colonnes des figures 6.6 et 6.7 montrent les résultats obtenus à partir du $K_{e,20}$ optimal, estimé par itération, en considérant un $FC=1$ pour la colonne 3 et saisonnier (1,05 en hiver et au printemps et 1,20 en été) pour la colonne 4.

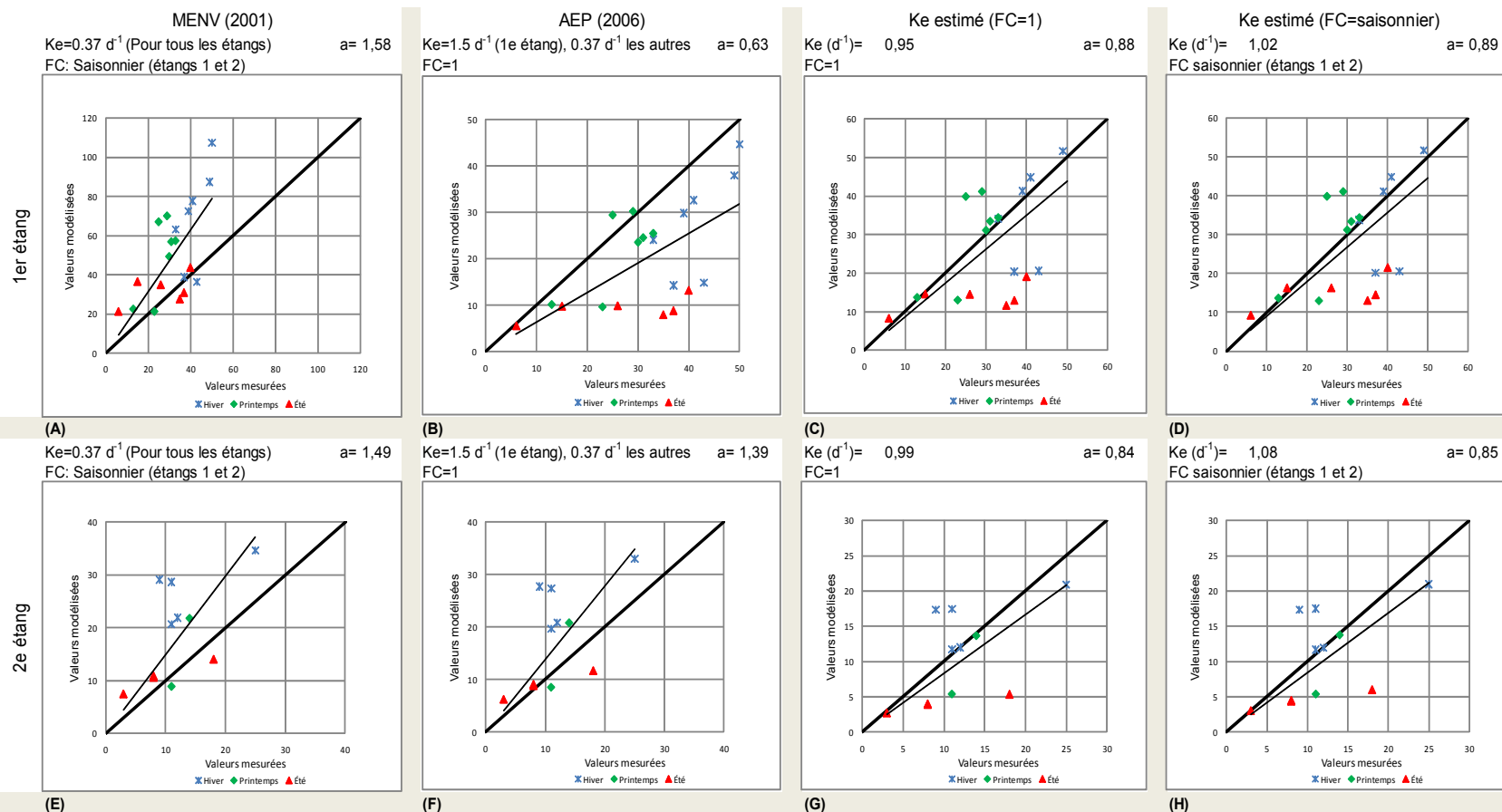


Figure 6.6 : Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO_5 selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 1 et 2 de la STEP de St-Césaire

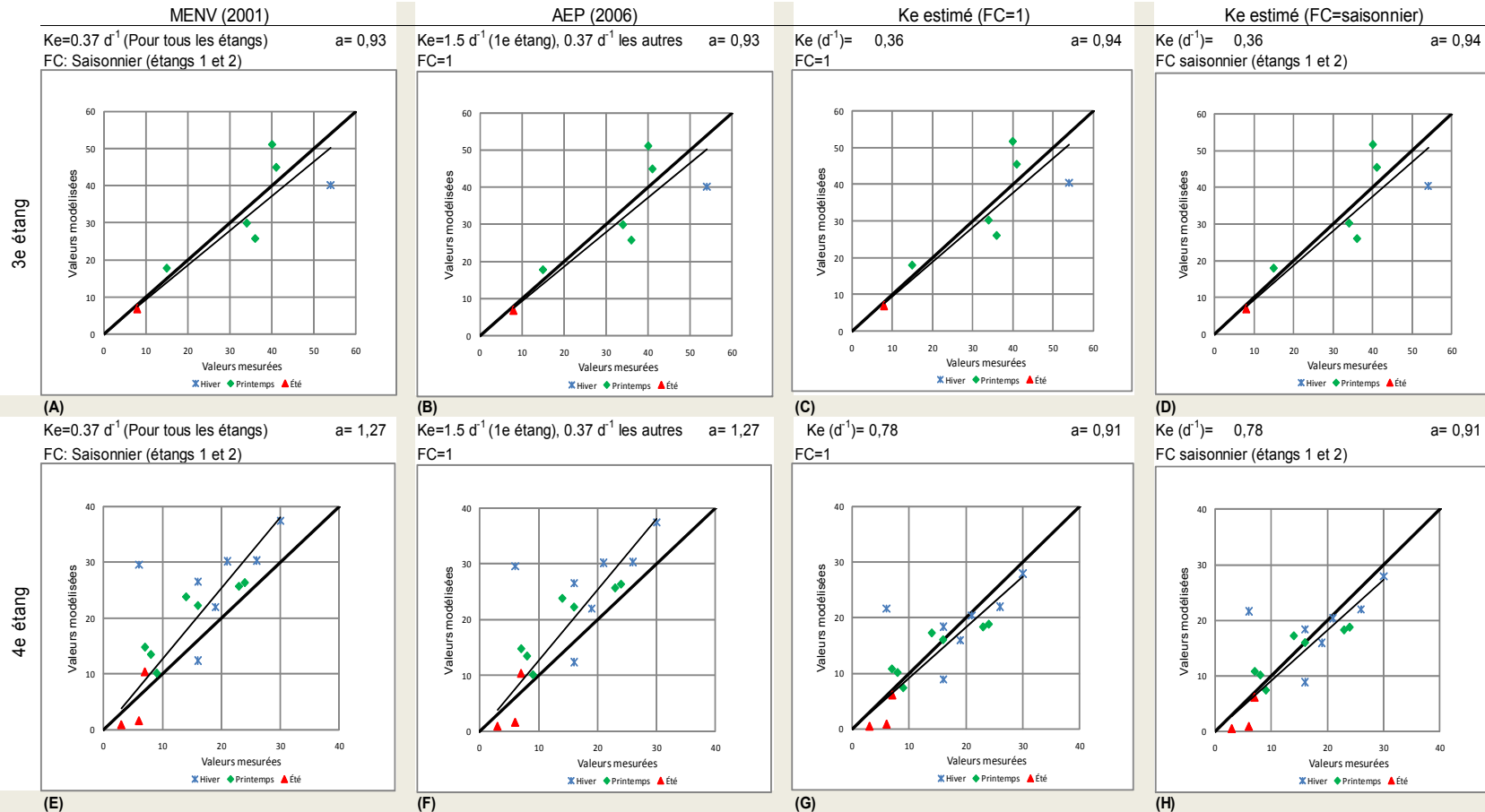


Figure 6.7 : Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO₅ selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 3 et 4 de la STEP de St-Césaire

Le tableau 6.3 présente les valeurs de $K_{e,20}$ estimées (après itération) pour chaque étang avec et sans facteur de correction saisonnier. Les pentes (a) sont également présentées.

Tableau 6.3 : Valeurs de $K_{e,20}$ estimées pour les étangs de la STEP de St-Césaire

Étang	Étang 1		Étang 2		Étang 3	Étang 4
Facteur de correction	FC saisonnier	FC = 1	FC saisonnier	FC = 1	FC = 1	FC = 1
$K_{e,20}$ (d^{-1})	1,02	0,95	1,08	0,99	0,36	0,78
Pente	0,89	0,88	0,85	0,84	0,94	0,91

6.1.2.3 Cas de l'étang complètement mélangé

La figure 6.8 présente les résultats de l'analyse des différentes approches considérées pour la conception de l'étang complètement mélangé. Outre les approches considérées à la section précédente, des approches d'ordre mixte ont également été considérées. Dans ce cas, les valeurs expérimentales obtenues lors des caractérisations ainsi que les valeurs par défaut des modèles ont été utilisées.

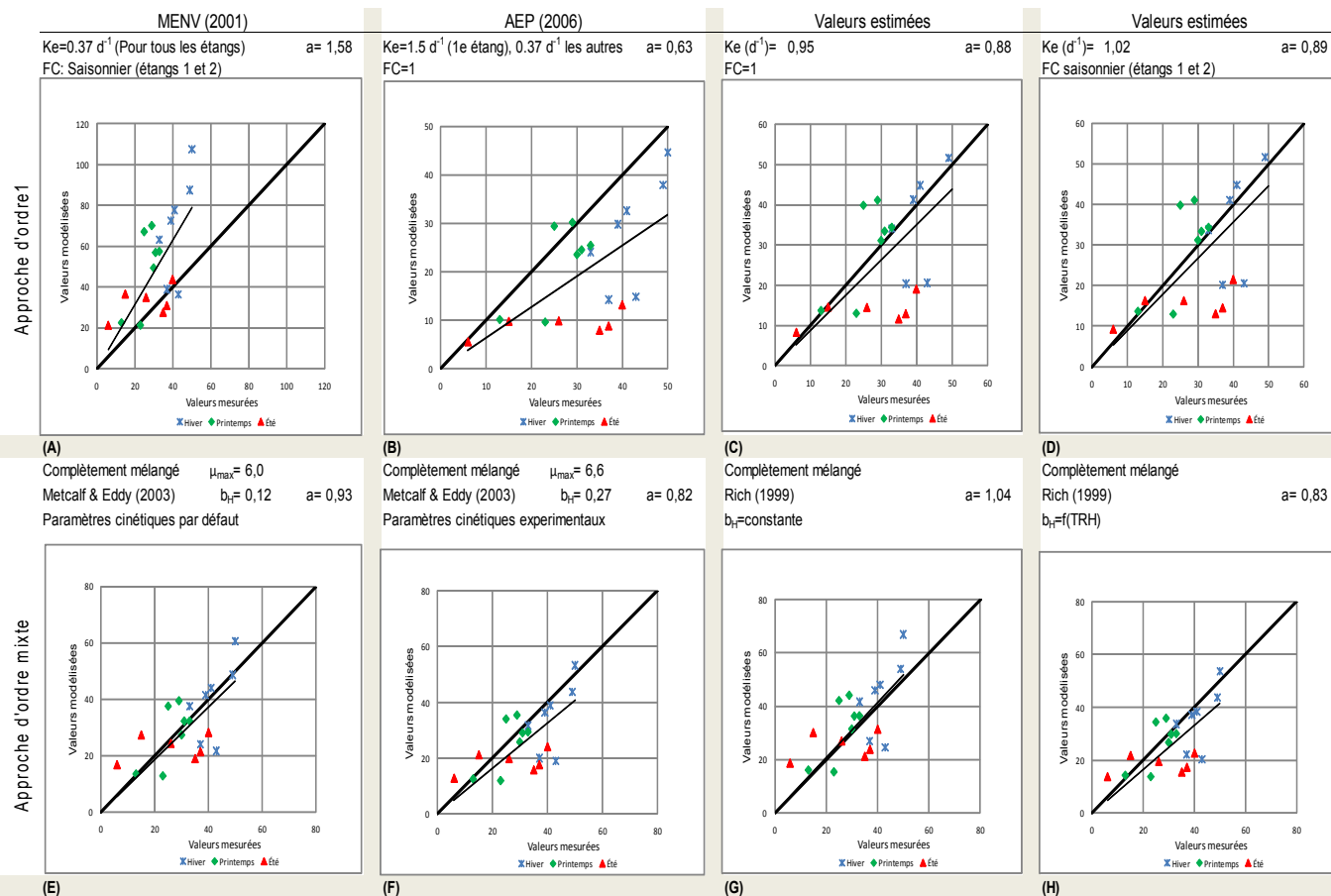


Figure 6.8 : Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO₅ des différentes approches pour la modélisation du 1^{er} étang de St-Césaire

6.1.3 East Angus

6.1.3.1 Validation des résultats de DBO₅

La figure 6.9 présente les résultats de DBO₅ bruts et validés pour chaque saison et chaque étang de la STEP d'East Angus. Ainsi, la figure 6.9A présente l'ensemble des données hivernales pour chaque point d'échantillonnage en présentant la moyenne et l'écart-type de tous les résultats obtenus. Les mêmes données sont présentées à la figure 6.9D sous forme de "boîte à moustache" avec les limites supérieures et inférieures de la boîte représentant trois écarts type. Les mêmes données "validées" sont à nouveau présentées à la figure 6.9G alors que certaines valeurs "extrêmes" ont été enlevées et la moyenne et l'écart-type recalculés. Ce sont ces valeurs validées qui ont été utilisées pour l'analyse mathématique des données.

Les données de printemps sont présentées dans le même ordre aux figures 6.9B, E et H alors que celles d'été se retrouvent aux figures 6.9C, F et I

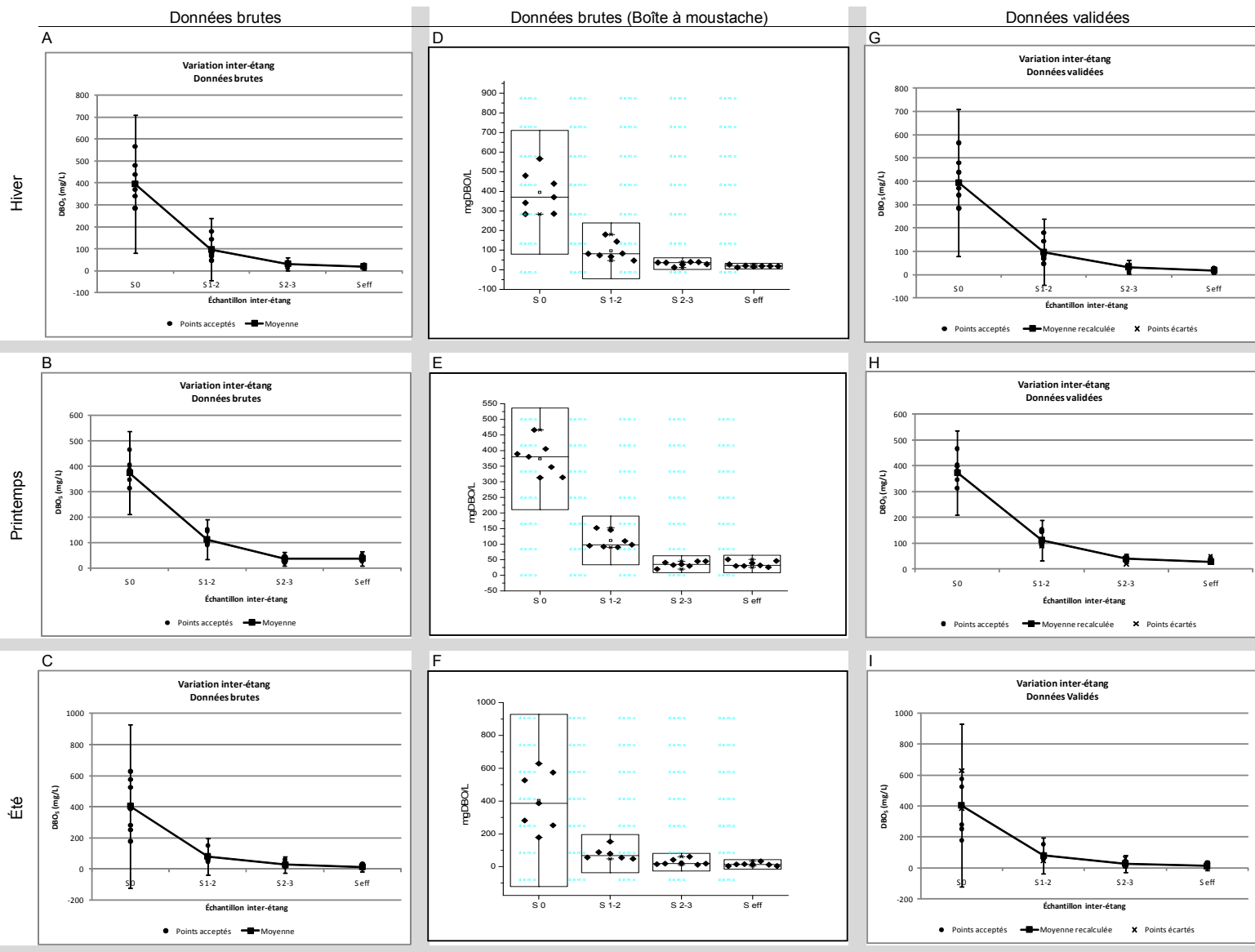


Figure 6.9 : Graphiques de validation des données de DBO₅ d'East Angus

6.1.3.2 Approche d'ordre 1 (Eckenfelder) pour tous les étangs

La même analyse que pour les STEP de l'Assomption et de St-Césaire-Rougemont a été réalisée.

Les résultats de l'analyse selon l'approche d'ordre 1 sont présentés à la figure 6.10 pour les étangs 1, 2 et 3.

Les deux premières colonnes de la figure 6.10 montrent les résultats de l'analyse des approches gouvernementales, soit MENV (2001) et AEP (2006).

Les deux dernières colonnes de la figure 6.10 montrent les résultats obtenus à partir du $K_{e,20}$ optimal, estimé par itération, en considérant un $FC=1$ pour la colonne 3 et saisonnier (1,05 en hiver et au printemps, et 1,20 en été) pour la colonne 4.

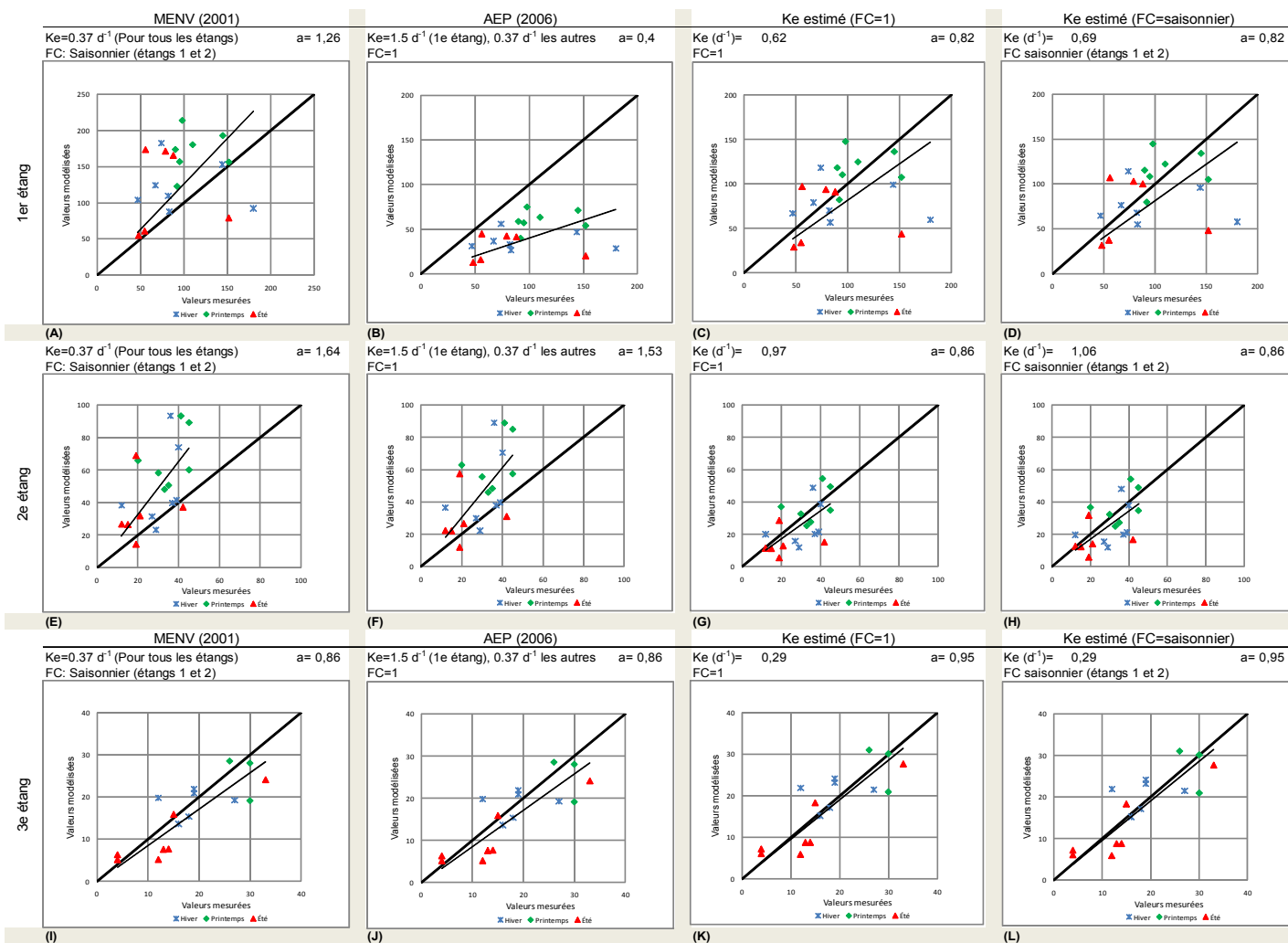


Figure 6.10 : Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO_5 selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 1, 2 et 3 de la STEP d'East Angus

Le tableau 6.4 présente les valeurs de $K_{e,20}$ estimées (après itération) pour chaque étang avec et sans facteur de correction saisonnier. Les pentes (a) sont également présentées.

Tableau 6.4 : Valeurs de $K_{e,20}$ estimées pour les étangs de la STEP d'East-Angus

Étang	Étang 1		Étang 2		Étang 3
Facteur de correction	FC saisonnier	FC = 1	FC saisonnier	FC = 1	FC = 1
$K_{e,20}$ (d^{-1})	0,69	0,62	1,06	0,97	0,29
Pente	0,82	0,82	0,86	0,86	0,95

6.1.3.3 Cas de l'étang complètement mélangé

La figure 6.11 présente les résultats de l'analyse des différentes approches considérées pour la conception de l'étang complètement mélangé. Outre les approches considérées à la section précédente, des approches d'ordre mixte ont également été considérées. Dans ce cas, les valeurs expérimentales obtenues lors des caractérisations ainsi que les valeurs par défaut des modèles ont été utilisées.

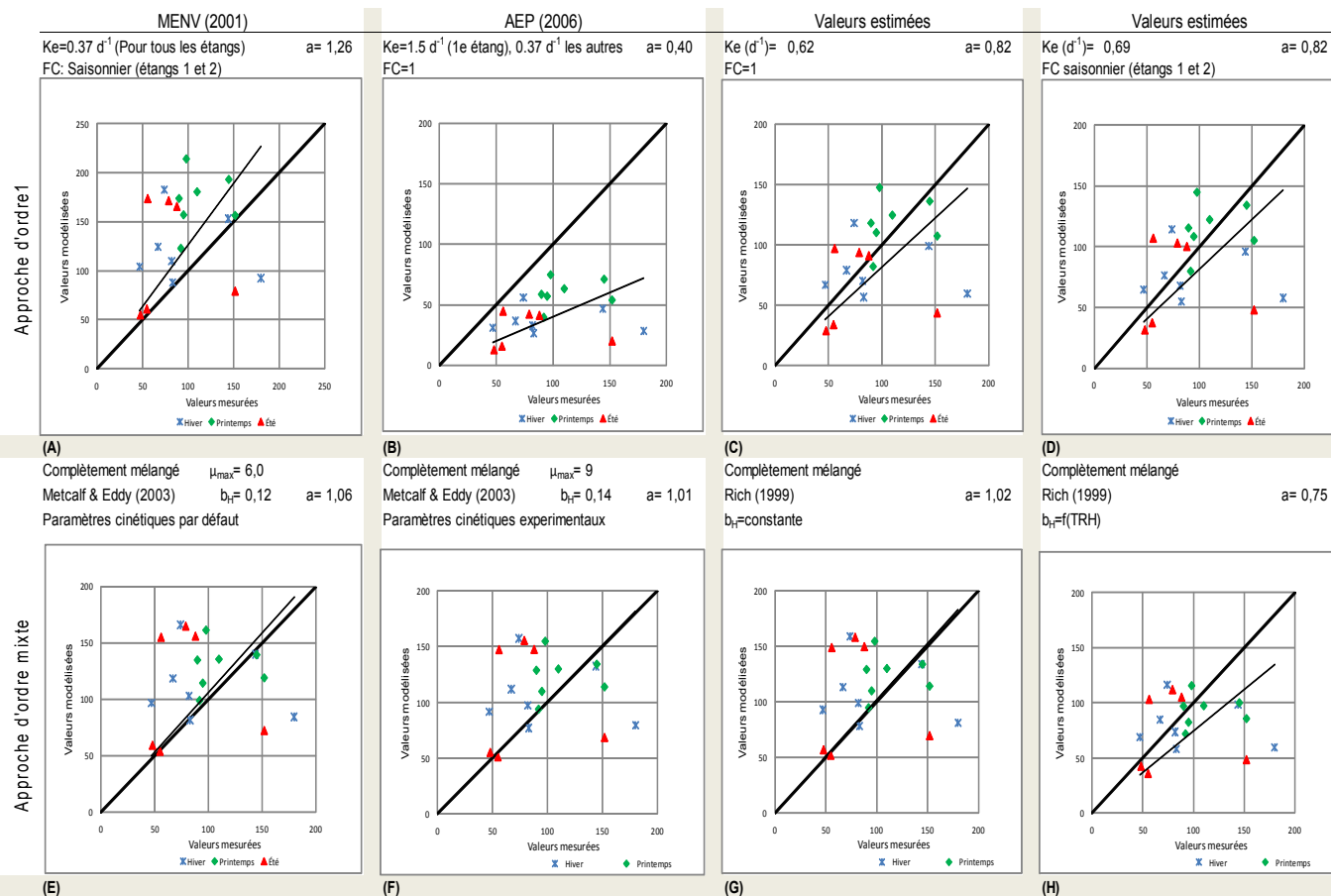


Figure 6.11 : Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO₅ des différentes approches pour la modélisation du 1^{er} étang d'East Angus

6.1.4 St-Félix-de-Valois

6.1.4.1 Validation des résultats de DBO₅

La figure 6.12 présente les résultats de DBO₅ bruts et validés pour chaque saison et chaque étang de la STEP de St-Félix-de-Valois. Ainsi, la figure 6.12A présente l'ensemble des données hivernales pour chaque point d'échantillonnage en présentant la moyenne et l'écart-type de tous les résultats obtenus. Les mêmes données sont présentées à la figure 6.12D sous forme de "boîte à moustache" avec les limites supérieures et inférieures de la boîte représentant trois écarts type. Les mêmes données "validées" sont à nouveau présentées à la figure 6.12G alors que certaines valeurs "extrêmes" ont été enlevées et la moyenne et l'écart-type recalculés. Ce sont ces valeurs validées qui ont été utilisées pour l'analyse mathématique des données.

Les données de printemps sont présentées dans le même ordre aux figures 6.12B, E et H alors que celles d'été se retrouvent aux figures 6.12C, F et I

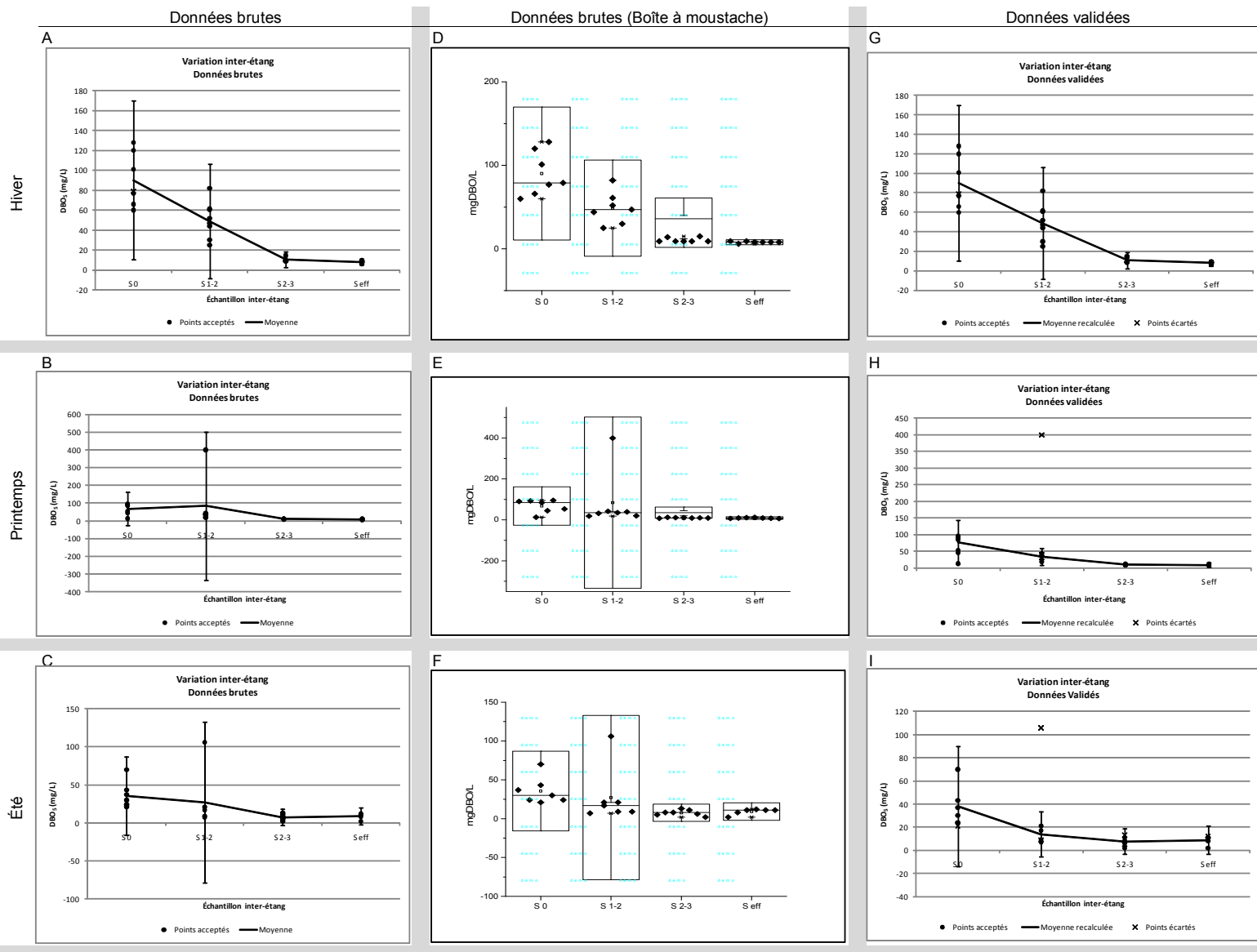


Figure 6.12 : Graphiques de validation des données de DBO₅ de St-Félix-de-Valois

6.1.4.2 Approche d'ordre 1 (Eckenfelder) pour tous les étangs

La même analyse que pour les STEP précédentes a été réalisée.

Les résultats de l'analyse selon l'approche d'ordre 1 sont présentés à la figure 6.13 pour les étangs 1, 2 et 3.

Les deux premières colonnes de la figure 6.13 montrent les résultats de l'analyse des approches gouvernementales, soit MENV (2001) et AEP (2006).

Les deux dernières colonnes de la figure 6.13 montrent les résultats obtenus à partir du $K_{e,20}$ optimal, estimé par itération, en considérant un $FC=1$ pour la colonne 3 et saisonnier (1,05 en hiver et au printemps, et 1,20 en été) pour la colonne 4.

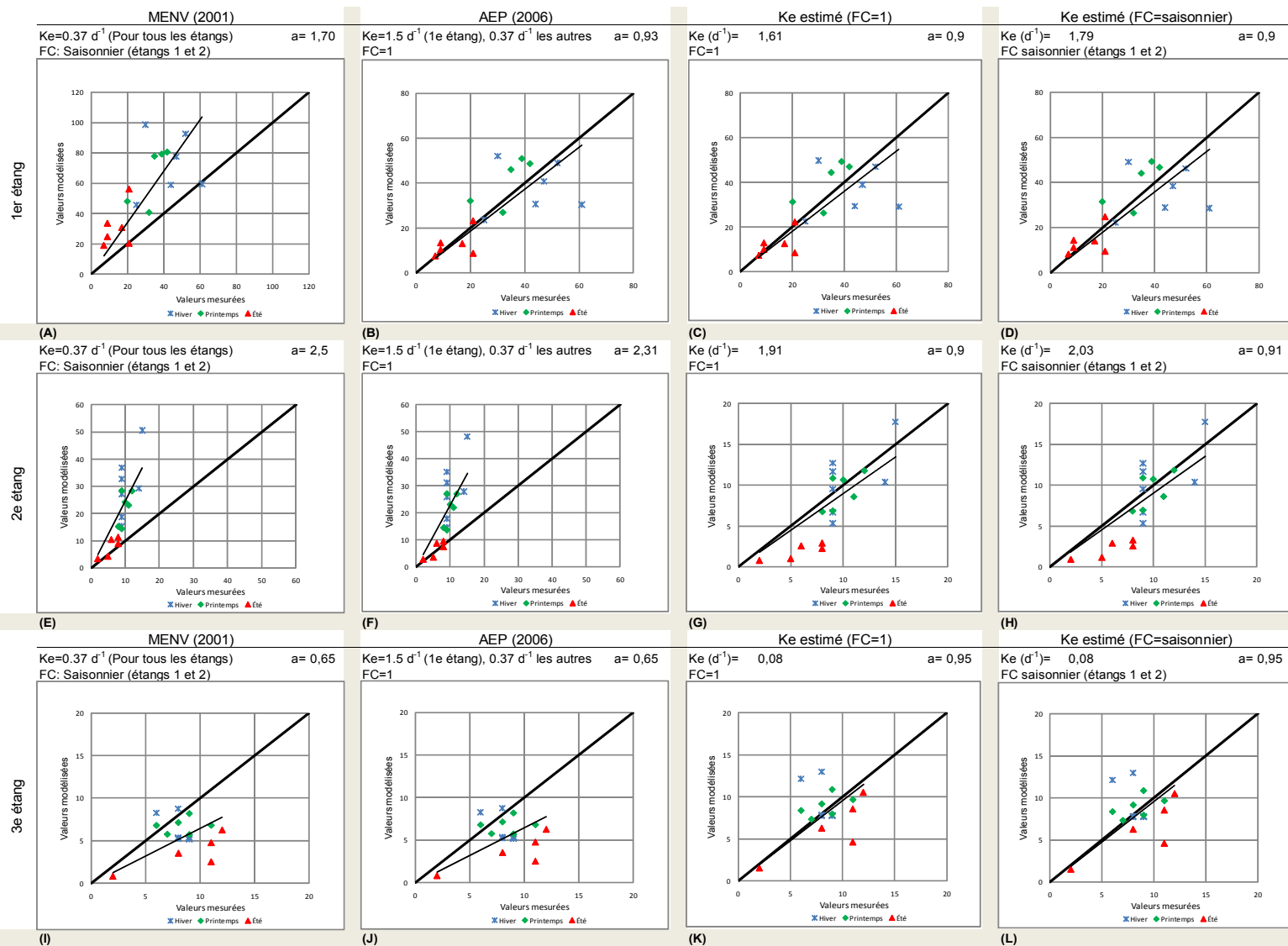


Figure 6.13 : Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO₅ selon l'approche d'Eckenfelder pour les étangs 1, 2 et 3 de la STEP de St-Félix-de-Valois

Le tableau 6.5 présente les valeurs de $K_{e,20}$ estimées (après itération) pour chaque étang avec et sans facteur de correction saisonnier. Les pentes (a) sont également présentées.

Tableau 6.5 : Valeurs de $K_{e,20}$ estimées pour les étangs de la STEP de St-Félix-de-Valois

Étang	Étang 1		Étang 2		Étang 3
Facteur de correction	FC saisonnier	FC = 1	FC saisonnier	FC = 1	FC = 1
$K_{e,20}$ (d^{-1})	1,79	1,61	2,03	1,91	0,08
Pente	0,90	0,90	0,91	0,90	0,95

6.1.4.3 Cas de l'étang complètement mélangé

La figure 6.14 présente les résultats de l'analyse des différentes approches considérées pour la conception de l'étang complètement mélangé. Outre les approches considérées à la section précédente, des approches d'ordre mixte ont également été considérées. Dans ce cas, les valeurs expérimentales obtenues lors des caractérisations ainsi que les valeurs par défaut des modèles ont été utilisées.

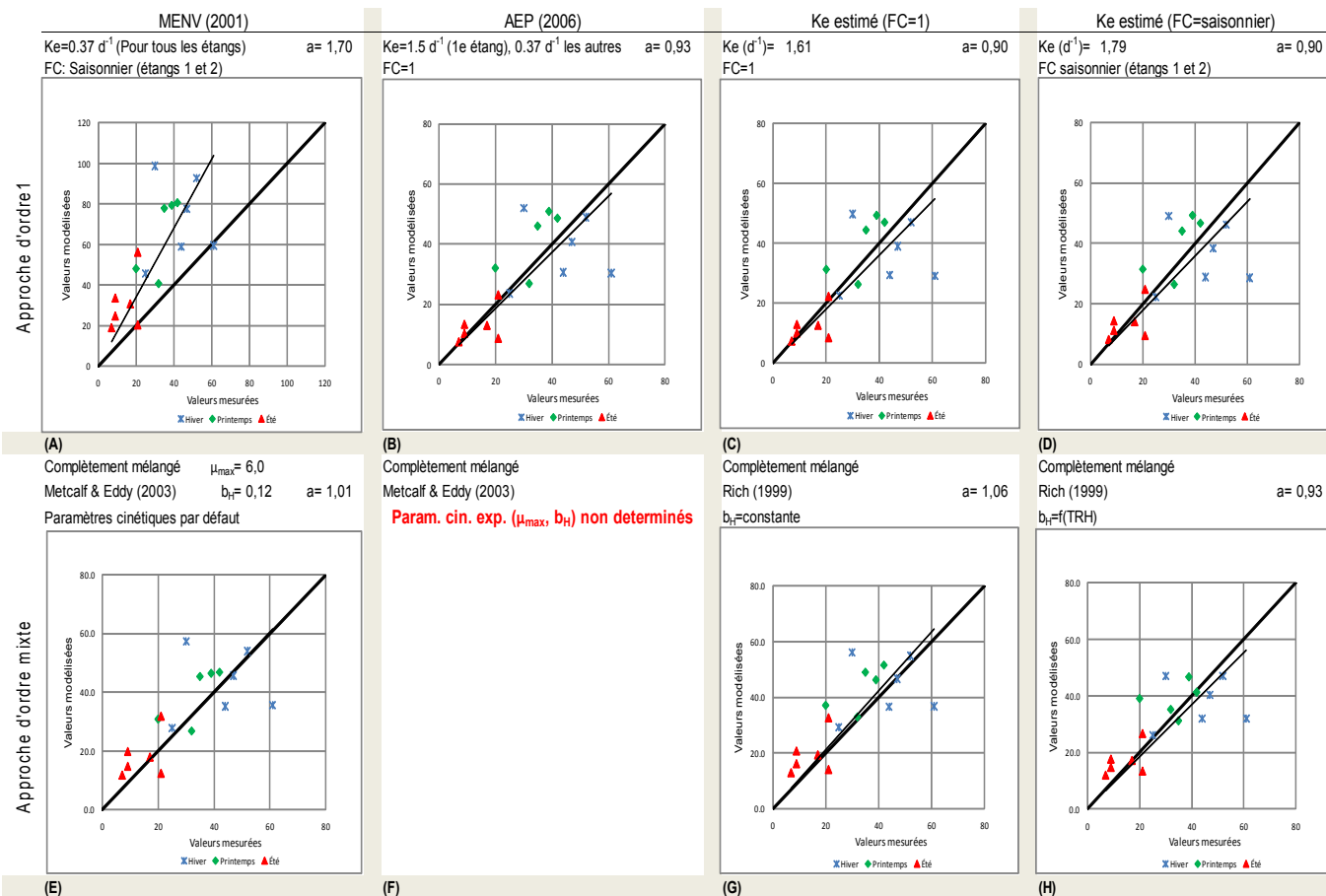


Figure 6.14 : Graphiques des valeurs modélisées vs observées de la DBO₅ des différentes approches pour la modélisation du 1^{er} étang de St-Félix-de-Valois

6.1.5 Récapitulatif des résultats

Le tableau 6.6 fournit les différentes valeurs de la constante d'enlèvement de la DBO_5 calculées pour chacune des STEP.

Tableau 6.6 : Valeurs de $K_{e,20}$ pour toutes les STEP et tous les étangs

	Étang 1	Étang 2		Étang 3	Étang 4
STEP	FC = 1	FC saisonnier	FC = 1	FC = 1	FC = 1
L'Assomption	0,98	3,49	3,25	0,59	0,42
St-Césaire	0,95	1,08	0,99	0,36	0,78
St-Félix-de-Valois	1,61	2,03	1,91	0,08	--
$K_{e,20}$ moy $\pm$ é.t. municipal	1,18 $\pm$ 0,38	2,20 $\pm$ 1,21	2,05 $\pm$ 1,14	0,34 $\pm$ 0,26	0,60 $\pm$ 0,25
East Angus	0,62	1,06	0,97	0,29	--
$K_{e,20}$ moy $\pm$ é.t. toutes	1,04 $\pm$ 0,42	1,92 $\pm$ 1,14	1,78 $\pm$ 1,07	0 33 $\pm$ 0,21	0,60 $\pm$ 0,25

Note : é.t. : écart-type; FC : facteur de correction.

Sans tenir compte du facteur de correction saisonnier ($FC=1$ pour tous les étangs), la variation interétangs de $K_{e,20}$ est représentée graphiquement à la figure 6.15.

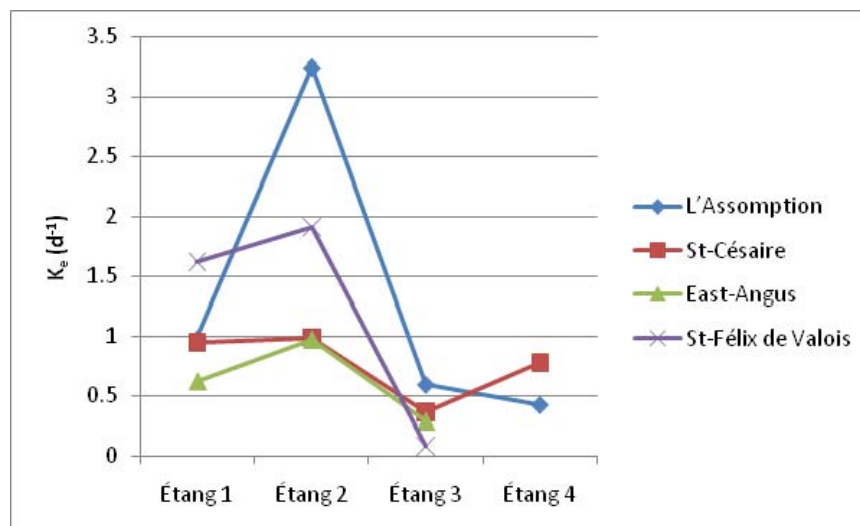


Figure 6.15 : Variation interétangs de $K_{e,20}$ en considérant $FC=1$

À l'examen des résultats obtenus, une valeur sécuritaire de $K_{e,20}$ qui pourrait être recommandée pour la conception de l'étang complètement mélangé selon un modèle du 1^{er} ordre, de type Eckenfelder, serait de $1,0 \text{ d}^{-1}$ pour un affluent de type domestique.

Afin de comparer la validité des différentes approches ainsi que la validité du $K_{e,20}$ calculé et la valeur proposée ($K_{e,20} = 1,0 \text{ d}^{-1}$) pour la conception d'un étang complètement mélangé, les pentes de régression calculées précédemment sont réunies au tableau 6.7.

Tableau 6.7 : Valeurs des pentes de régression selon différentes approches pour la conception de l'étang complètement mélangé

STEP	Approches gouvernementales		$K_{e,20}$ calculé	$K_{e,20}=1 \text{ d}^{-1}$	Ordre mixte M&E (2003)		Rich (1999)	
	MENV (2001)	AEP (2006)	FC = 1	FC = 1	Valeurs par défaut	$\mu_{\max}$ et b_H expérim.	b_H cte	$b_H=f(\text{TRH})$
L'Assomption	1,45	0,69	0,89	0,88	0,86	0,76	0,93	0,78
St-Césaire	1,58	0,63	0,88	0,85	0,93	0,82	1,04	0,83
St-Félix-de-Valois	1,70	0,93	0,90	1,14	1,01	--	1,06	0,93
East Angus	1,26	0,40	0,82	0,56	1,06	1,01	1,02	0,75
Moy. $\pm$ é.t.	1,15 $\pm$ 0,23	0,66 $\pm$ 0,22	0,87 $\pm$ 0,04	0,85 $\pm$ 0,23	0,97 $\pm$ 0,09	0,86 $\pm$ 0,13	1,01 $\pm$ 0,06	0,82 $\pm$ 0,08

Afin de comparer les différentes approches pour la conception des étangs aérés facultatifs en aval de l'étang complètement mélangé, le tableau 6.8 présente les valeurs de pentes de régression obtenues.

Tableau 6.8 : Valeurs des pentes de régression selon différentes approches pour la conception des étangs aérés facultatifs 2, 3 et 4

Étang	STEP	Approches gouvernementales		K _{e,20} calculé	
		MENV (2001)	AEP (2006)	FC = 1	FC saisonnier
2	L'Assomption	2,53	2,36	0,86	0,87
	St-Césaire	1,49	1,39	0,84	0,85
	St-Félix-de-Valois	2,50	2,31	0,90	0,91
	East Angus	1,64	1,53	0,86	0,86
	moy. ± é.t.	2,17 ± 0,59	2,02 ± 0,54	0,86 ± 0,03	0,87 ± 0,03
3	L'Assomption	1,09	1,09	0,97	--
	St-Césaire	0,93	0,93	0,94	--
	St-Félix-de-Valois	0,65	0,65	0,95	--
	East Angus	0,86	0,86	0,95	--
	moy. ± é.t.	0,89 ± 0,22	0,89 ± 0,22	0,95 ± 0,01	--
4	L'Assomption	1,02	1,02	0,99	--
	St-Césaire	1,27	1,27	0,91	--
	moy. ± é.t.	1,14 ± 0,17	1,14 ± 0,17	0,95 ± 0,05	--

Par rapport aux recommandations du MENV (2001), les K_{e,20} calculés semblent beaucoup plus élevés que la valeur recommandée (0,37 d⁻¹) notamment pour l'étang complètement mélangé et le 2^e étang, particulièrement pour un effluent de type municipal. En contrepartie, le K_{e,20} suggéré par AEP (2006) (1,5 d⁻¹) paraît trop élevé par rapport aux résultats obtenus pour l'étang complètement mélangé.

La charge organique de la STEP d'East Angus est à 70 % d'origine industrielle (industrie papetière), ce qui a semblé avoir eu un effet sur la faible valeur de K_{e,20} calculée comparativement aux autres STEP.

La valeur élevée de $K_{e,20}$ pour l'étang complètement mélangé de St-Félix-de-Valois mérite d'être soulignée. La géométrie particulière de cet étang pourrait en être une des causes. En effet, cet étang possède des parois verticales en béton qui feraient en sorte que le TRH efficace est plus proche du TRH moyen, améliorant ainsi l'efficacité de l'étang par rapport aux étangs construits avec des pentes.

En ce qui concerne le 2^e étang, les valeurs de $K_{e,20}$ calculées sont dans tous les cas plus élevées que les valeurs obtenues pour l'étang complètement mélangé.

Les valeurs des pentes de régression pour le 2^e étang selon les approches gouvernementales sont généralement distantes de la valeur idéale de 1,00. En effet, tant les approches du MENV (2001) que de l'AEP (2006) proposent des valeurs trop faibles de $K_{e,20}$ ($0,37 \text{ d}^{-1}$) pour ce 2^e étang. Toutefois, la valeur de $K_{e,20}$ calculée pour le 2^e étang de l'Assomption ($3,25 \text{ d}^{-1}$) semble trop élevée.

En plus du phénomène biologique modélisé par l'équation d'Eckenfelder, un phénomène physique de sédimentation se produit pour l'enlèvement de la DBO_5 dans le 2^e étang aéré. Les flocs biologiques formés dans l'étang complètement mélangé sédimentent dans le 2^e étang. La conception et le mode d'opération (puissance de mélange, temps entre vidanges, géométrie, système d'aération) de cet étang ont donc un effet important sur le taux d'enlèvement de la DBO_5 . Autrement dit, la valeur de $K_{e,20}$ pour cet étang va largement dépendre de l'efficacité de la sédimentation. D'ailleurs, tant Metcalf & Eddy (2003) que Rich (1999), parlent de la conception d'étangs de sédimentation plutôt que d'étangs aérés facultatifs pour l'étang juste en aval d'un étang complètement mélangé.

Pour les étangs subséquents, l'approche d'Eckenfelder a donné des valeurs de $K_{e,20}$ comprises entre $0,3$ et $0,8 \text{ d}^{-1}$, en excluant la valeur de $0,08 \text{ d}^{-1}$ obtenue à St-Félix-de-Valois. Pour cette STEP, la faible concentration en DBO_5 reçue par le dernier étang ($11 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$ en moyenne) est probablement la cause de cette très faible valeur de $K_{e,20}$.

Au niveau des approches d'ordre mixte pour la conception de l'étang complètement mélangé, les valeurs de pentes de régression sont plus proches de la valeur idéale de 1,0 comparativement aux approches du 1^{er} ordre.

En utilisant les valeurs typiques des paramètres cinétiques recommandées par Metcalf & Eddy (2003) (tableau 2.1) et l'équation (19) pour convertir les différentes fractions de DCO en DBO_5 , les valeurs modélisées sont assez proches des valeurs observées, même pour l'effluent d'East Angus. L'utilisation des résultats expérimentaux de b_H et $\mu_{\max}$, obtenus lors des caractérisations, n'a pas donné de meilleurs résultats comparativement à ceux obtenus avec les valeurs par défaut de Metcalf & Eddy (2003) (à l'exception de la STEP d'East Angus).

La modélisation a également été réalisée selon l'approche de Rich (1999) en utilisant les valeurs par défaut des tableaux 2.1 et 2.3. En général, cette approche semble légèrement plus représentative que celle de Metcalf & Eddy (2003) mais pas de façon significative.

6.2 Effet du temps de résidence hydraulique (TRH)

Afin d'évaluer l'effet du TRH sur la performance et la température des étangs, les graphiques du rendement, de la température et de la concentration en DBO₅ en fonction du TRH ont été préparés à partir des données présentées aux tableaux 6.9 et 6.10.

Le rendement a été calculé à partir des valeurs de $K_{e,20}$ estimées pour chaque STEP et étang (avec FC=1), en utilisant l'équation (45) :

$$Rendement = \frac{K_{e,T} \cdot TRH}{1 + K_{e,T} \cdot TRH} \quad (45)$$

La valeur de $K_{e,20}$ a été corrigée à la température T de l'étang en utilisant l'équation (34).

L'équation (46) permet calculer la concentration de DBO₅ à l'effluent de chaque étang à partir du rendement et de la concentration à l'affluent de l'étang :

$$S_{eff} = S_{aff} \cdot (1 - rendement) \quad (46)$$

Les valeurs de concentration en DBO₅ fournies aux tableaux 6.9 et 6.10 ont été calculées à partir des données validées.

Tableau 6.9 : Rendement cumulatif selon le TRH pour les STEP de l'Assomption et St-Césaire

STEP	Saison	Paramètre	Unité	AFF	IE 1-2	IE 2-3	IE 3-4	EFF
L'Assomption	Hiver	TRH cumulatif	d	0,0	2,8	5,1	7,6	10,3
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	132	62	17	12	9
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	132	66	19	14	10
		Température	°C	10,9	4,9	3,2	1,7	0,9
		Rendement cumulatif	%	--	50%	85%	90%	92%
	Printemps	TRH cumulatif	d	0,0	1,4	2,5	3,8	5,1
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	70	39	18	14	11
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	70	44	16	13	10
		Température	°C	7,6	8,3	7,8	7,3	7,6
		Rendement cumulatif	%	--	38%	76%	82%	86%
	Été	TRH cumulatif	d	0,0	2,1	4,0	6,0	8,1
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	84	35	12	6	4
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	84	26	3	1	1
		Température	°C	19,3	21,2	21,3	21,6	21,8
		Rendement cumulatif	%	--	70%	96%	98%	99%
St-Césaire-Rougemont	Hiver	TRH cumulatif	d	0,0	4,9	10,4	15,5	20,1
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	117	41	60	42	19
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	117	39	16	10	5
		Température	°C	16,4	7,7	0,7	3,3	3,2
		Rendement cumulatif	%	--	67%	87%	92%	96%
	Printemps	TRH cumulatif	d	0,0	3,7	8,1	12,1	15,8
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	76	22	54	30	14
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	76	30	12	8	4
		Température	°C	0,0	7,6	3,7	5,0	5,5
		Rendement cumulatif	%	--	60%	84%	89%	95%
	Été	TRH cumulatif	d	--	4,1	8,9	13,4	17,4
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	79	35	18	12	5
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	79	14	1	0	0
		Température	°C	20,5	22,9	28,8	24,1	22,8
		Rendement cumulatif	%	--	83%	98%	99%	100%

Tableau 6.10 : Rendement cumulatif selon le TRH pour les STEP d'East Angus et St-Félix-de-Valois

STEP	Saison	Paramètre	Unité	AFF	IE 1-2	IE 2-3	EFF
East Angus	Hiver	TRH cumulatif	d	0,0	6,6	11,0	15,0
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	395	97	35	19
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	395	79	20	12
		Température	°C	15,3	19,7	14,3	12,0
		Rendement cumulatif	%	--	80%	95%	97%
	Printemps	TRH cumulatif	d	0,0	4,8	8,0	11,0
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	373	112	40	29
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	373	119	40	28
		Température	°C	10,0	15,3	13,3	9,7
		Rendement cumulatif	%	--	68%	89%	93%
	Été	TRH cumulatif	d	0,0	5,7	9,6	13,2
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	407	80	27	14
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	407	66	12	5
		Température	°C	17,7	25,5	23,3	22,7
		Rendement cumulatif	%	--	84%	97%	99%
St-Félix-de-Valois	Hiver	TRH cumulatif	d	0,0	2,7	9,7	16,6
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	94	49	11	8
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	94	36	8	7
		Température	°C	4,4	5,1	0,7	0,9
		Rendement cumulatif	%	--	62%	92%	93%
	Printemps	TRH cumulatif	d	0,0	1,3	4,6	7,9
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	75	31	10	8
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	75	42	13	12
		Température	°C	6,8	6,5	4,9	5,4
		Rendement cumulatif	%	--	45%	83%	85%
	Été	TRH cumulatif	d	0,0	1,4	5,2	9,0
		Concentration observée	mg DBO ₅ /L	38	15	8	9
		Concentration estimée	mg DBO ₅ /L	38	13	2	1
		Température	°C	18,9	18,0	19,1	19,0
		Rendement cumulatif	%	--	67%	96%	97%

Les graphiques A à D de la figure 6.16 présentent la variation du rendement modélisé (mod) et observé (obs) en fonction du TRH. Les graphiques E à H de la même figure montrent la variation de la température en fonction du TRH.

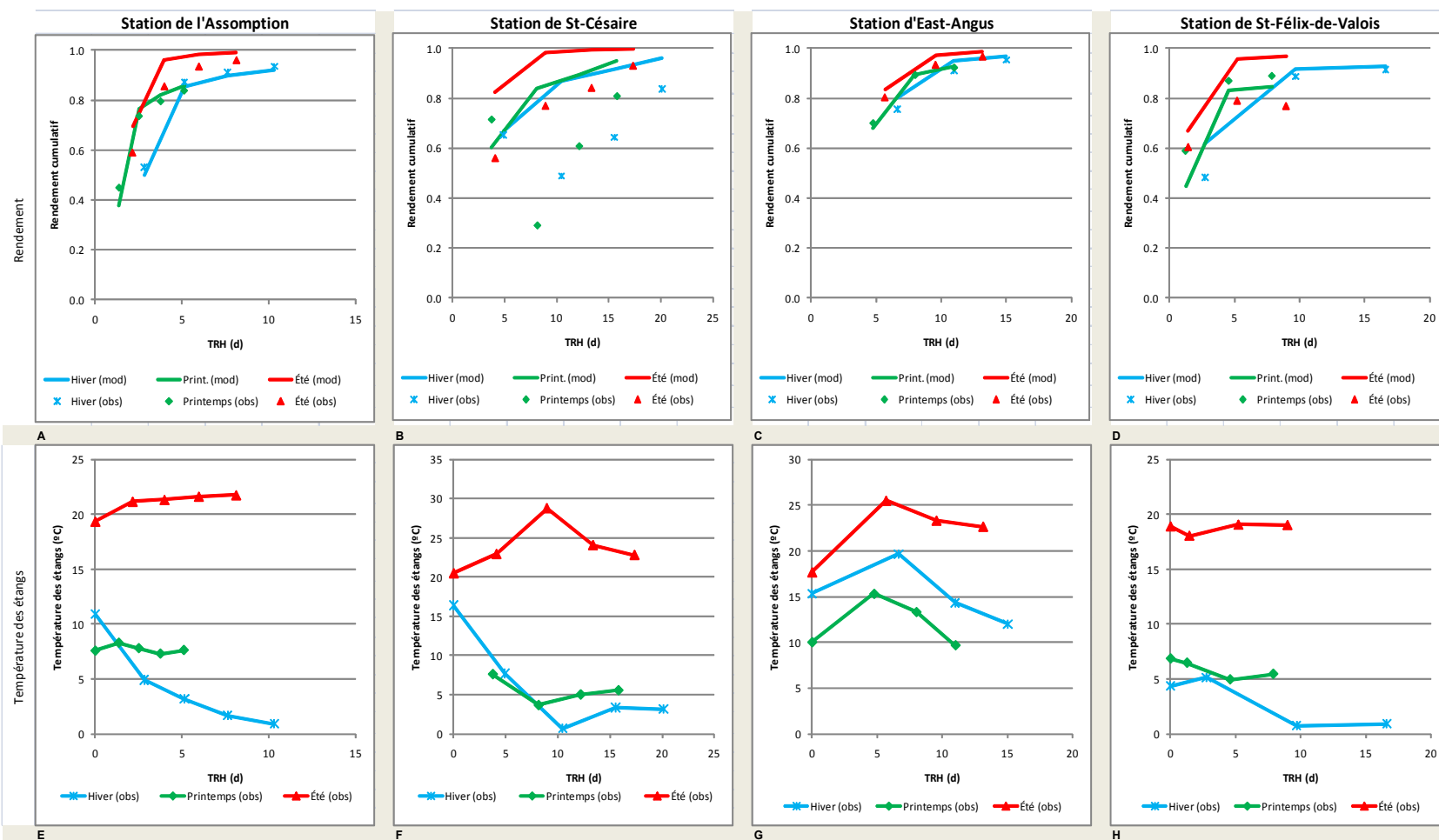


Figure 6.16 : Variation du rendement cumulé et de la température en fonction du TRH pour les STEP étudiées

La figure 6.17 présente la variation de la concentration en DBO₅ modélisée (mod) et observée (obs) en fonction du TRH.

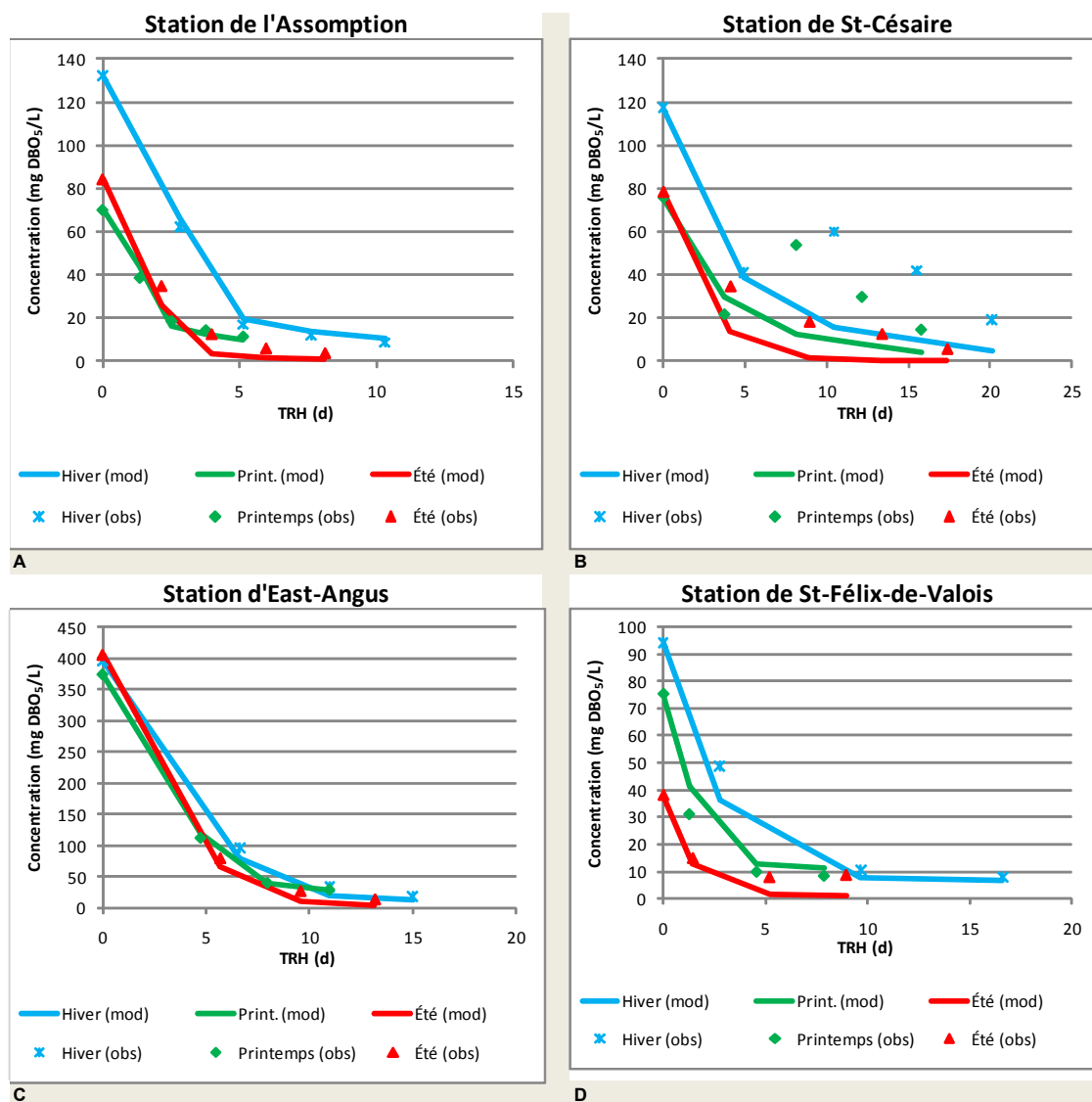


Figure 6.17 : Variation de la concentration en DBO₅ en fonction du TRH pour les STEP étudiées

6.2.1 Effet du TRH sur le rendement

Le temps de résidence critique (t_c) a été calculé en utilisant l'équation (15) afin d'écartier la possibilité de lessivage de la biomasse de l'étang complètement mélangé des STEP étudiées. Les résultats sont présentés au tableau 6.11.

Tableau 6.11 : Valeurs du temps de résidence critique (t_c) pour les STEP étudiées

STEP	Temps de résidence critique t_c (d)		
	Hiver	Printemps	Été
L'Assomption	0,29	0,26	0,10
St-Césaire	0,22	0,23	0,08
East Angus	0,10	0,14	0,07
St-Félix-de-Valois	0,30	0,28	0,15

Selon les courbes présentées à la figure 6.16, le temps de résidence hydraulique moyen (TRH) a toujours été supérieur au temps de résidence critique (t_c).

Pour les étangs complètement mélangés, le TRH moyen le plus court enregistré a été pour la STEP de St-Félix-de-Valois durant l'été (0,9 jour). Malgré cela, la concentration de DBO_5 à la sortie de la STEP a été de 9 mg DBO_5 /L (inférieure à l'exigence de rejet de 20 mg DBO_5 /L du MDDEP).

Le tableau 6.12 présente les résultats de concentration en DBO_5 à l'effluent des STEP étudiées.

Tableau 6.12 : Concentration moyenne (mg DBO_5 /L) à l'effluent des STEP étudiées

STEP	Hiver	Printemps	Été
L'Assomption	9	11	4
St-Césaire	19	14	5
East Angus	19	29	14
St-Félix-de-Valois	8	8	9

Les TRH moyens estimés pour l'étang complètement mélangé des STEP de l'Assomption et de St-Félix-de-Valois n'ont jamais dépassé une valeur de trois jours et dans tous les cas la valeur de la concentration de DBO_5 à l'effluent a été inférieure à 20 mg DBO_5/L .

Le seul cas où la concentration en DBO_5 à l'effluent d'une STEP a dépassé 20 mg DBO_5/L a été pour East Angus, durant le printemps. Malgré cela, il faut noter que le rendement cumulé dans l'ensemble des étangs a été de 93 % pour cette STEP.

Les rendements d'enlèvement de la DBO_5 dans les 2^e étangs ont été plus élevés que prévu par un simple mécanisme biologique. La sédimentation des matières dans l'étang aéré facultatif en aval de l'étang complètement mélangé joue de toute évidence un rôle important. Il faut donc demeurer prudent dans l'interprétation de la valeur élevée du $K_{e,20}$ pour le premier étang aéré facultatif en aval d'un étang complètement mélangé.

Les résultats de rendement indiquent que les conditions les plus défavorables se présentent au printemps. La faible température de l'eau et l'augmentation du débit à cause de la fonte (réduisant le TRH) en sont probablement la cause.

Même si la température à l'affluent pendant la période de fonte peut être ponctuellement plus faible qu'en hiver, l'augmentation du débit réduit la variation de température interétangs. De ce fait, la chute de température interétangs n'est pas aussi importante qu'en hiver.

À ce titre, il serait prudent de concevoir les étangs en considérant les conditions les plus défavorables qui se présentent en hiver mais également au printemps. Les fluctuations de débit et de température de l'affluent causées par des activités d'origine industrielle et/ou saisonnière devraient aussi être considérées. Ainsi, à la STEP d'East Angus, la température des étangs a été plus élevée en hiver qu'au printemps à cause de la température plus élevée de l'affluent de l'industrie papetière qui contribue pour 70 % du débit total de la STEP.

Les courbes présentées à la figure 6.16 permettent également de constater qu'un TRH d'environ dix jours a permis d'atteindre un pourcentage d'enlèvement de la DBO_5 d'environ 80 %, même en hiver, sauf pour la STEP de St-Césaire.

Les écarts obtenus à la STEP de St-Césaire entre les valeurs de DBO_5 observées et les valeurs modélisées ont probablement été causés par un phénomène de surcharge hydraulique, ce qui a entraîné des rendements plus faibles. Il s'agit d'ailleurs du seul cas où après 15 jours de TRH (en hiver), la concentration en DBO_5 dépasse les 30 mg/L.

À cause de la faible concentration en DBO_5 à l'entrée du dernier étang, l'amélioration du rendement cumulatif apporté par celui-ci a été faible et pratiquement négligeable en été.

La température des étangs a eu un effet marqué sur le rendement des STEP. Afin d'illustrer l'effet de la température de l'eau des étangs et du TRH sur l'enlèvement de la DBO_5 , les courbes montrées à la figure 6.18 ont été tracées pour un affluent fictif ayant une concentration de $200 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$. Les valeurs des paramètres cinétiques $K_{e,20}$ et θ de l'équation d'Eckenfelder ($\text{FC} = 1$) ont été fixées à $1,00 \text{ d}^{-1}$ et $1,07$, respectivement.

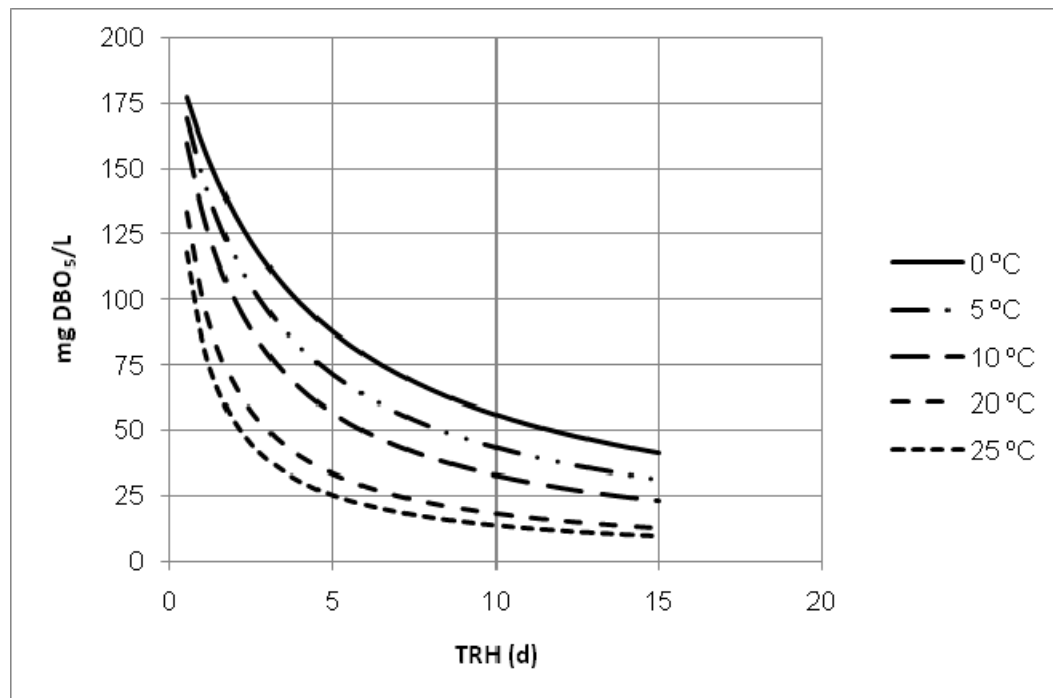


Figure 6.18 : Variation de la concentration en DBO_5 en fonction du TRH pour différentes température des étangs

À l'examen de la figure 6.18, on peut noter l'importance de la température des étangs au moment de la conception des STEP. En effet, pour atteindre une concentration de $50 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$ il faut un TRH d'environ trois jours à une température de 20°C , tandis que le TRH doit être d'environ 11,5 jours à une température proche de 0°C .

6.2.2 Effet du TRH et de la géométrie des étangs sur leur température hivernale

Le tableau 6.13 présente la chute de température entre l'affluent et l'effluent, le TRH de l'ensemble des étangs, la température moyenne et la température minimale, pour l'hiver.

Tableau 6.13 : Variation de température entre l'affluent et l'effluent des STEP en hiver

STEP	Profondeur moyenne (m)	Pente des digues	Température de l'affluent (°C)	Chute de température hivernale (°C)	TRH de l'ensemble des étangs (d)	Température moy hivernale des étangs (°C)	Température min. hivernale des étangs (°C)
L'Assomption	3,6	3 : 1	10,9	10,0	10,3	2,7	0,9
St-Césaire	4,1	3 : 1	16,4	13,3	20,1	3,7	0,7
St-Félix-de-Valois	4,5	Vertical	4,4	3,5	16,6	2,3	0,7
East Angus	6,3	3 : 1	15,3	3,3	15,0	12,8	9,7

La température la plus faible enregistrée a été de 0,7°C.

Les chutes de température les plus importantes ont été observées aux STEP de l'Assomption et de St-Césaire-Rougemont.

Pour l'étang complètement mélangé des STEP de St-Félix-de-Valois et d'East Angus, on observe une plus faible diminution de température. Dans le cas de St-Félix-de-Valois, ceci pourrait s'expliquer par les pentes verticales alors que dans le cas d'East Angus, cette constatation pourrait s'expliquer par la profondeur de l'étang et le type d'affluent.

En plus de la température ambiante et de la température de l'affluent, le temps de résidence hydraulique et la géométrie des étangs ont également un effet sur la température de l'étang.

Afin de déterminer l'effet du TRH sur la température des étangs, les courbes présentées à la figure 6.19 ont été tracées en utilisant l'équation (14), en considérant la profondeur de conception de l'étang complètement mélangé de St-Césaire (4,1 m) et une température d'affluent à 8°C.

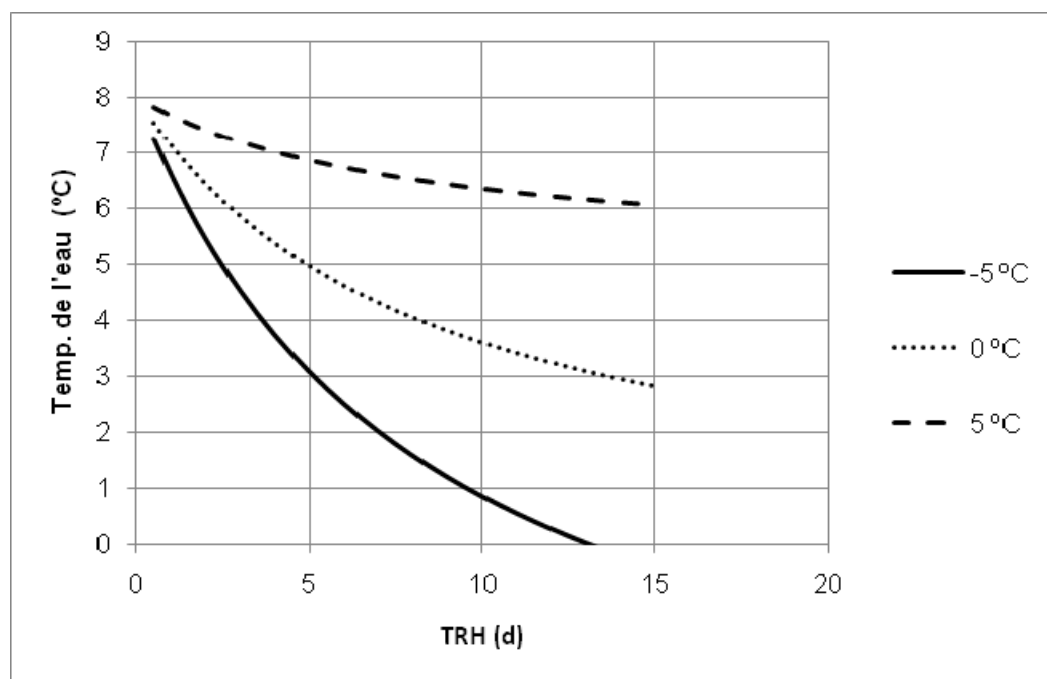


Figure 6.19 : Effet de la température ambiante (+ 5,0°C à - 5,0°C) et du TRH sur la température des étangs

En considérant que la température ambiante moyenne en hiver est normalement inférieure à -5 °C dans la plupart de villes au Québec, on peut voir que l'effet du TRH sur la température de l'eau est très important.

Pour l'étang complètement mélangé, l'effet de la géométrie sur la température de l'eau a également été analysé, en considérant les données de la STEP de St-Césaire. Pour un volume de 20 000 m³, quatre options différentes de construction de l'étang ont été analysées en changeant la pente des digues. Le tableau 6.14 présente les différentes géométries considérées.

Tableau 6.14 : Géométries considérées pour l'étang complètement mélangé de la STEP de St-Césaire (volume de 20 000 m³)

Pente des digues	Profondeur (m)	Surface du plan d'eau (m ²)	Rapport surface/volume (m ⁻¹)
3:1	4,1	6 760	0,34
2:1	4,5	5 710	0,29
1:1	5,2	4 550	0,23
Vertical	6,2	3 200	0,16

En utilisant l'équation (13) et les valeurs de surface présentées au tableau 6.14, les courbes de température de l'eau en fonction du TRH ont été tracées pour les quatre valeurs de pentes des digues (figure 6.20). La température ambiante a été fixée à - 8°C et la température de l'affluent à 8°C.

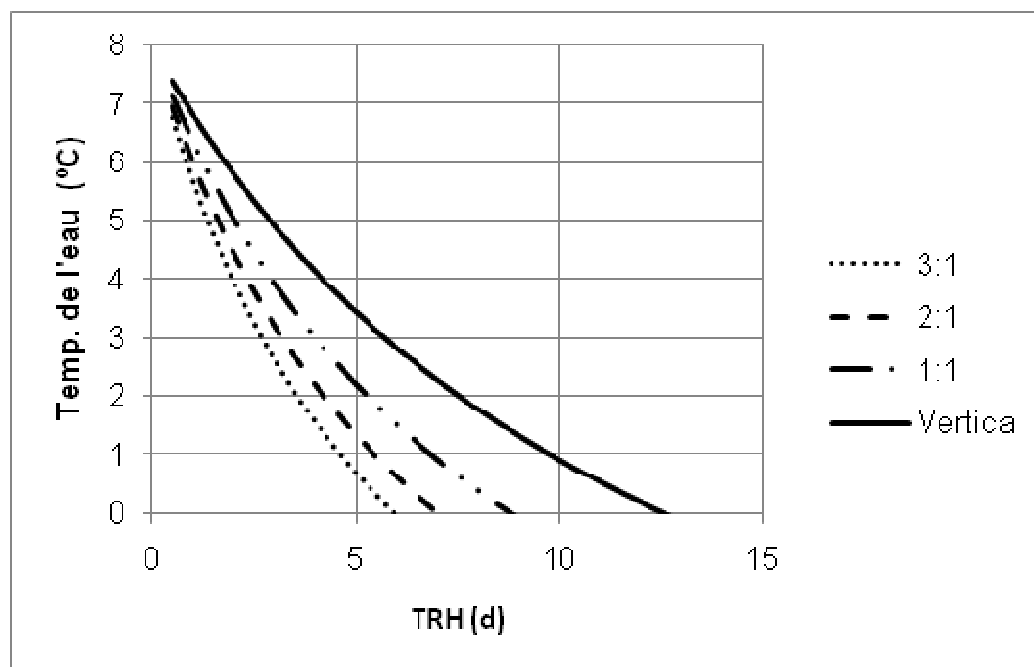


Figure 6.20 : Température de l'eau de l'étang complètement mélangé en fonction du TRH pour différentes géométries de construction

Pour un même volume, la surface du plan d'eau (soit l'interface eau-atmosphère) des étangs à parois verticales est plus faible que pour des étangs avec pentes intérieures.

L'effet de réduction du rapport surface du plan d'eau sur volume de l'étang sur la température de l'eau est significatif. Ainsi, pour un TRH de cinq jours, la température de l'eau est réduite de 8,0 à 0,7°C pour un étang avec une pente de digue 3:1 alors que la température ne chute qu'à 3,4°C pour un étang à parois verticales. Par ailleurs, plus le TRH est faible, moins l'effet de la géométrie se fait ressentir.

Ainsi, un étang à parois verticales permettra de réduire les pertes de chaleur en hiver. De plus, la construction d'étangs à parois verticales facilite le mélange et l'installation des équipements d'aération.

Toutefois, les étangs avec des pentes présentent une meilleure capacité à absorber des variations de débit sans risque important de débordement.

6.3 Résultats de la modélisation empirique d'autres paramètres

L'enlèvement d'autres paramètres tels que la DCO, les MES et les MVES a été modélisé selon l'approche de Metcalf & Eddy (2003), avec les paramètres cinétiques par défaut ainsi qu'avec les valeurs moyennes de $\mu_{\max}$ et b_H obtenues expérimentalement lors des caractérisations (colonne M&E, 2003 et valeurs expérimentales: VE).

L'enlèvement des mêmes paramètres a également été modélisé avec l'approche de Rich (1999). Cette méthode n'étant pas basé sur des fractions de DCO, elle ne permet pas d'estimer la DCO. Tel que suggéré par cette méthode, les paramètres ont été calculés en considérant que b_H est une fonction du TRH (équation (24)).

L'Assomption

Le tableau 6.15 présente les valeurs observées et les valeurs estimées selon les approches décrites dans la revue de littérature. Les valeurs de $\mu_{\max}$ et b_H obtenues expérimentalement (VE) à 20°C pour cette STEP ont été 5,2 d⁻¹ et 0,32 d⁻¹, respectivement. Par ailleurs, la figure 6.21 montre de façon graphique le rapport entre les valeurs estimées et les valeurs observées.

Tableau 6.15 : Valeurs mesurées et estimées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de l'Assomption

	Hiver				Printemps				Été			
Paramètre	Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)			Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)			Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)		
		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)
DCO	189	234	--	218	168	145	--	142	141	217	--	204
DBO ₅	62	59	48	59	39	33	31	37	35	35	25	32
MES	138	204	177	188	156	179	166	172	151	196	179	185
MVES	95	124	105	111	119	71	63	66	77	126	111	116
X _H /MVES	--	0,56	0,42	0,49	0,79	0,47	0,37	0,41	0,69	0,33	0,21	0,26

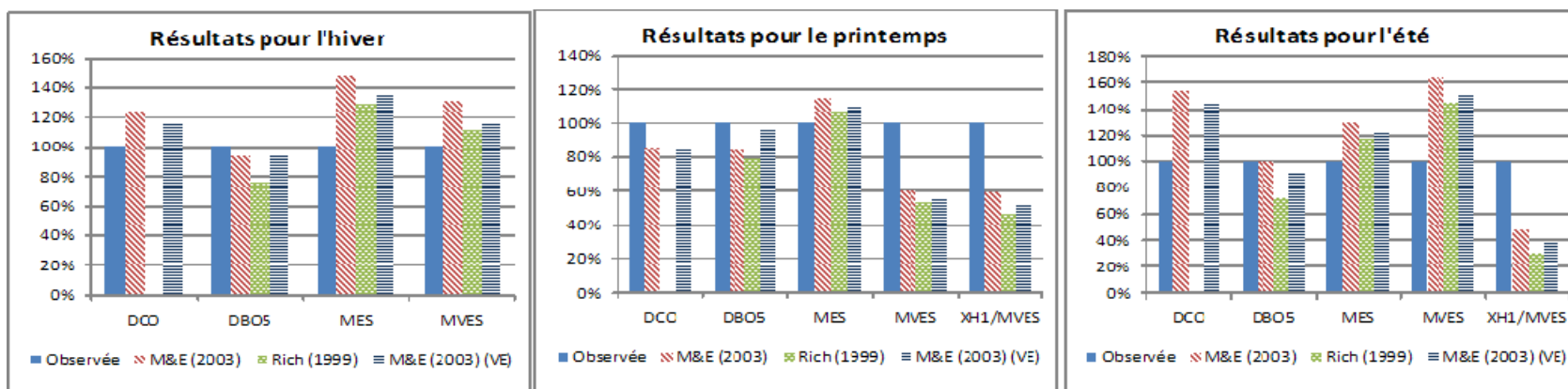


Figure 6.21 : Graphiques des rapports des valeurs estimées sur les valeurs observées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de l'Assomption

Saint-Césaire-Rougemont

Le tableau 6.17 présente les valeurs observées et les valeurs estimées selon les approches décrites dans la revue de littérature. Les valeurs expérimentales (VE) de $\mu_{\max}$ et b_H à 20°C pour la STEP de St-Césaire ont été de 6,6 d⁻¹ et 0,26 d⁻¹, respectivement. Par ailleurs, la figure 6.22 montre de façon graphique le rapport entre les valeurs estimées et les valeurs observées.

Tableau 6.17 : Valeurs mesurées et estimées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de St-Césaire

	Hiver				Printemps				Été			
Paramètre	Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)			Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)			Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)		
		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)
DCO	181	227	--	216	168	162	--	155	105	179	--	172
DBO ₅	42	28	32	34	26	20	27	26	27	16	17	19
MES	92	153	153	114	95	122	124	115	80	128	120	119
MVES	85	129	126	119	97	87	91	81	73	104	102	97
X _H /MVES	--	0,37	0,24	0,30	0,81	0,37	0,28	0,32	0,40	0,28	0,16	0,21

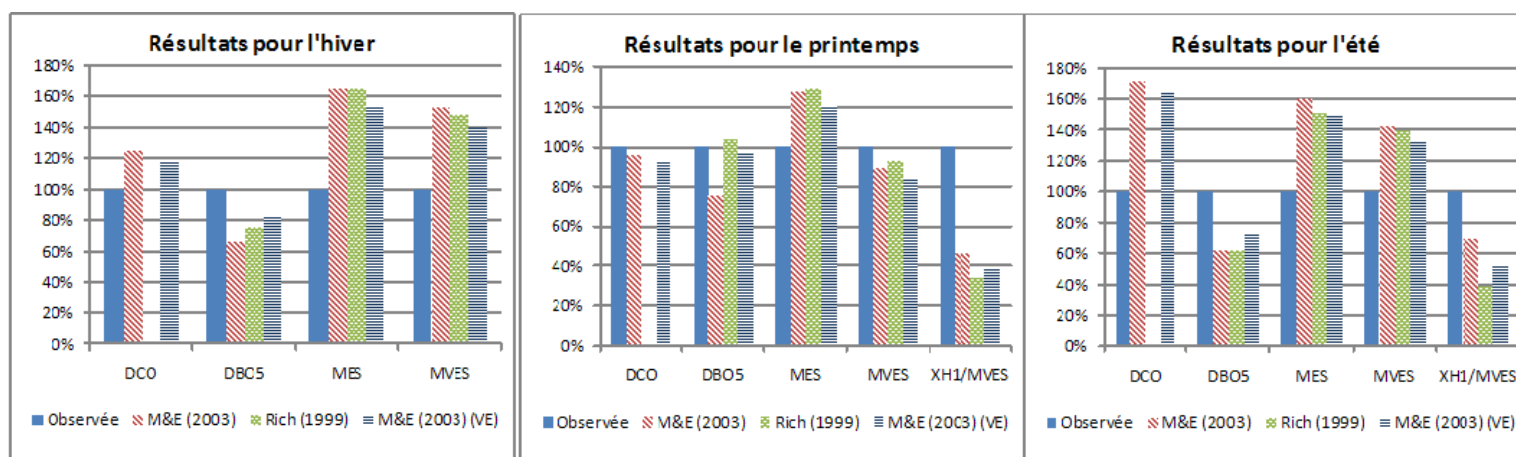


Figure 6.22 : Graphiques des rapports des valeurs estimées sur les valeurs observées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de St-Césaire

East Angus

Le tableau 6.18 présente les valeurs observées et les valeurs estimées selon les approches décrites dans la revue de littérature. Les valeurs expérimentales (VE) de $\mu_{\max}$ et b_H à 20°C pour la STEP d'East Angus ont été de 9,0 d⁻¹ et 0,13 d⁻¹, respectivement. Par ailleurs, la figure 6.23 montre de façon graphique le rapport entre les valeurs estimées et les valeurs observées.

Tableau 6.18 : Valeurs mesurées et estimées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP d'East Angus

	Hiver				Printemps				Été			
Paramètre	Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)			Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)			Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)		
		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)
DCO	740	515	--	506	957	589	--	581	622	549	--	539
DBO ₅	97	78	80	80	112	89	92	93	80	80	78	82
MES	562	296	231	288	459	338	252	332	544	398	323	390
MVES	570	269	194	262	305	266	188	260	340	283	205	276
X _H /MVES	--	0,53	0,42	0,51	0,56	0,61	0,50	0,60	0,58	0,52	0,39	0,50

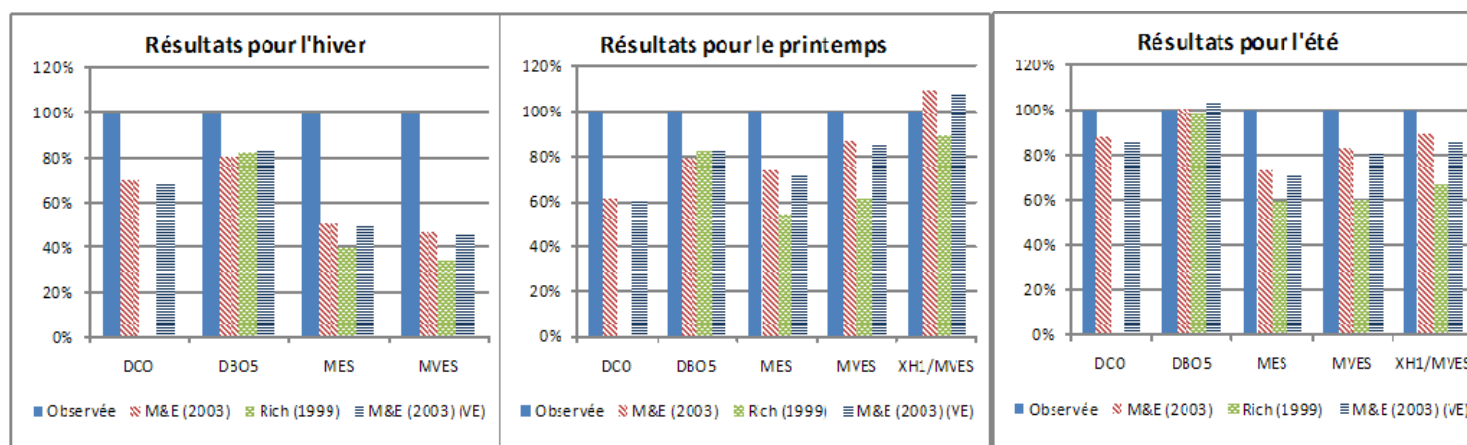


Figure 6.23 : Graphiques des rapports des valeurs estimées sur les valeurs observées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP d'East Angus

Saint-Félix-de-Valois

Le tableau 6.19 présente les valeurs observées et les valeurs estimées selon les approches décrites dans la revue de littérature. Les valeurs de $\mu_{\max}$, b_H et concentration de la biomasse (X_H) n'ont pas été déterminées expérimentalement pour la STEP de St-Félix-de-Valois. Par ailleurs, la figure 6.24 montre de façon graphique le rapport entre les valeurs estimées et les valeurs observées.

Tableau 6.19 : Valeurs mesurées et estimées selon différentes approches pour l'effluent l'étang complètement mélangé de la STEP de St-Félix-de-Valois

	Hiver				Printemps				Été			
Paramètre	Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)			Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)			Valeurs mesurées (mg/L)	Valeurs estimées (mg/L)		
		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)		M&E (2003)	Rich (1999)	M&E (VE)
DCO	740	515	--	506	957	589	--	581	622	549	--	539
DBO ₅	97	78	80	80	112	89	92	93	80	80	78	82
MES	562	296	231	288	459	338	252	332	544	398	323	390
MVES	570	269	194	262	305	266	188	260	340	283	205	276
X _H /MVES	--	0,53	0,42	0,51	0,56	0,61	0,50	0,60	0,58	0,52	0,39	0,50

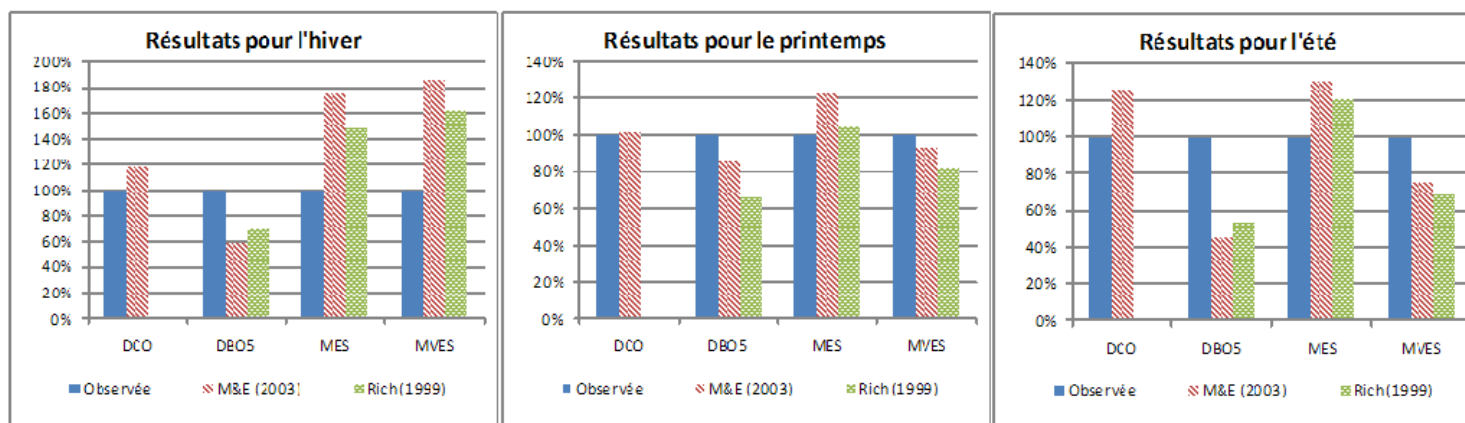


Figure 6.24 : Graphiques des rapports des valeurs estimées sur les valeurs observées selon différentes approches pour l'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de St-Félix-de-Valois

L'approche d'ordre mixte a permis de prédire correctement l'abattement de la DBO_5 dans l'étang complètement mélangé. Étant donné le lien entre la DCO et la DBO_5 tel qu'exprimé par l'équation (19), la DCO à la sortie de l'étang complètement mélangé a également été bien modélisée (tableaux et figures précédents).

L'estimation des MES et des MVES par les approches empiriques de Metcalf & Eddy (2003) et Rich (1999) a été moins précise que pour l'estimation de la DBO_5 , les rapports des valeurs estimées sur les valeurs observées étant parfois aussi faibles que 0,35. Les conditions locales d'agitation dans les étangs pourraient contribuer à expliquer ces écarts.

7. SIMULATIONS BIOWIN

Diverses simulations à l'aide du logiciel BioWin (version 3.1) ont été effectuées avec les données des STEP de l'Assomption, St-Césaire-Rougemont et St-Félix-de-Valois.

7.1 Plan de modélisation

La modélisation a été réalisée selon les étapes suivantes :

- Validation de résultats des campagnes d'échantillonnage;
- Variation de température des étangs;
- Approche et paramètres de la modélisation;
- Analyse de sensibilité des résultats de la modélisation par rapport aux paramètres manipulés au moment de la simulation;
- Calibration du modèle en utilisant une STEP de référence;
- Validation de la calibration en utilisant les résultats des campagnes d'échantillonnage des deux autres STEP;
- Simulations afin d'estimer la demande d'oxygène et la production de boues dans chaque étang.

La simulation a été réalisée de façon dynamique durant une période de 360 jours, sans purge de boues.

Les paramètres biocinétiques par défaut de BioWin ont été utilisés et n'ont pas été modifiés pendant la calibration et la validation du modèle. Pour la biomasse hétérotrophe, les paramètres stœchiométriques et cinétiques sont présentés au tableau 7.1.

Tableau 7.1 : Valeurs des paramètres cinétiques et stœchiométriques par défaut utilisés pour les simulations avec BioWin

Paramètre	Définition	Unité	Valeur
Y	Coefficient de synthèse	g DCO / g DCO	0,666
$\mu_{\max}$	Taux de croissance spécifique maximale	d^{-1}	3,2
K_S	Constante de saturation pour le substrat	mg DCO/L	5,0
b_H	Coefficient de respiration endogène	d^{-1}	0,62
f_d	Fraction de résidu endogène	g MVES / g MVES	0,08
$\theta_{\mu_{\max}}$	Coefficient de température pour $\mu_{\max}$	--	1,029
θ_{b_H}	Coefficient de température pour b_H	--	1,029

7.1.1 Validation des résultats

Les moyennes des résultats validés sont présentées aux tableaux 7.2, 7.3 et 7.4 pour les STEP de l'Assomption, St-Césaire-Rougemont et St-Félix-de-Valois respectivement.

Tableau 7.2 : Moyennes des résultats validés à la STEP de l'Assomption

Saison	Point d'échantillonnage	Débit	DCO	DCO _{sol}	DBO ₅	DBO _{5, sol}	MES	MVES	pH	T°
		(m³/d)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)		(°C)
Hiver	AFF	8 869	322	58	132	17	240	173	7	11
	IE 1-2		189	53	62	6	138	95	7	5
	IE 2-3		84	50	17	6	28	23	7	3
	IE -34		62	53	12	6	18	14	7	2
	EFF		63	51	9	6	11	8	7	1
Printemps	AFF	18 402	188	34	63	10	175	82	8	8
	IE 1-2		168	35	39	10	156	119	7	8
	IE 2-3		87	40	18	6	35	26	8	8
	IE -34		63	42	14	7	21	21	8	7
	EFF		59	37	11	6	10	7	8	8
Été	AFF	11 622	276	39	84	12	223	160	7	19
	IE 1-2		141	37	40	6	151	77	7	21
	IE 2-3		83	39	12	4	74	38	7	21
	IE -34		52	36	5	4	31	18	7	22
	EFF		36	30	4	4	5	5	7	22

Tableau 7.3 : Moyennes des résultats validés à la STEP de St-Césaire

Saison	Point d'échantillonnage	Débit	DCO	DCO _{sol}	DBO ₅	DBO _{5, sol}	MES	MVES	pH	T°
		(m³/d)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)		(°C)
Hiver	AFF	3 701	317	87	117	63	141	127	8	16
	IE 1-2		181	41	42	6	92	85	8	8
	IE 2-3		62	36	24	4	48	18	8	1
	IE -34		146	44	42	7	78	54	8	3
	EFF		93	45	19	6	39	33	7	3
Printemps	AFF	4 880	267	39	76	20	116	101	-	-
	IE 1-2		163	35	26	7	95	63	7	8
	IE 2-3		237	23	42	3	184	87	8	4
	IE -34		108	34	30	5	69	51	7	5
	EFF		73	33	14	3	25	20	7	6
Été	AFF	4 432	250	41	79	22	154	140	8	20
	IE 1-2		105	30	27	6	80	73	8	23
	IE 2-3		63	22	9	3	46	30	8	29
	IE -34		133	25	15	3	91	78	7	24
	EFF		29	17	7	4	14	10	8	23

Tableau 7.4 : Moyennes des résultats validés à la STEP de St-Félix-de-Valois

Saison	Point d'échantillonnage	Débit	DCO	DCO _{sol}	DBO ₅	DBO _{5, sol}	MES	MVES	pH	T°
		(m³/d)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)		(°C)
Hiver	AFF	1 052	289	43	90	34	129	120	8	4
	IE 1-2		150	35	49	7	74	67	7	5
	IE 2-3		48	37	11	7	17	11	8	1
	EFF		48	35	8	5	13	8	7	1
Printemps	AFF	2 296	174	32	68	20	79	69	7	7
	IE 1-2		103	29	31	12	54	49	7	7
	IE 2-3		60	22	10	4	23	15	7	5
	EFF		54	29	9	4	19	12	7	5
Été	AFF	2 015	133	23	36	8	97	70	6	19
	IE 1-2		89	21	14	6	70	80	6	18
	IE 2-3		34	13	8	2	24	19	7	19
	EFF		33	11	9	3	20	12	7	19

7.1.2 Variation de la température des étangs

Aux fins de la modélisation, la température de chaque étang a été considérée comme suit :

- Étang complètement mélangé (CM) : température uniforme, égale à la température à la sortie de cet étang (mélange idéal);
- Étangs partialement mélangés (PM) ou aérés facultatifs : température uniforme, égale à la moyenne entre l'entrée et la sortie.

Étant donné que les températures interétangs n'étaient disponibles que pour trois semaines, les températures des étangs ont été estimées avec l'équation (14) reprise ci-dessous :

$$T_w = \frac{\left(\frac{V/Q}{D}\right) \cdot f \cdot T_a + T_i}{\left(\frac{V/Q}{D}\right) \cdot f + 1} \quad (14)$$

où

V/Q : temps de résidence hydraulique (d);

D : profondeur de l'étang (m);

T_w : température de l'eau de l'étang (°C);

T_a : température ambiante (°C);

T_i : température de l'affluent (°C);

f : facteur de proportionnalité.

Les données de température ambiante proviennent de moyennes mensuelles de Météo Canada (www.meteo.gc.ca) pour chaque STEP et sont fournies au tableau 7.5.

Tableau 7.5 : Températures moyennes de l'air pour l'estimation de la température des étangs

STEP	L'Assomption	St-Césaire	St-Félix-de-Valois
Station météo la plus proche	L'Assomption	Farnham	Joliette
Mois	Température moyenne de l'air (°C)		
Janvier	-12,0	-10,2	-11,9
Février	-10,2	-9,1	-9,1
Mars	-3,6	-2,5	-2,9
Avril	5,3	5,7	5,4
Mai	12,8	12,9	13,1
Juin	17,6	17,9	18,2
Juillet	20,3	20,4	20,7
Août	19,1	19,2	19,2
Septembre	13,8	14,3	13,9
Octobre	7,3	8,1	7,5
Novembre	0,8	1,5	0,5
Décembre	-8,1	-6,2	-7,5

La température de l'affluent (T_i) a été obtenue à partir des travaux de Houweling (2006) pour la STEP de Drummondville.

La valeur de f a été ajustée pour chaque étang et chaque STEP afin d'obtenir le moindre écart entre les valeurs de température mesurées et estimées par l'équation (14). Les valeurs de f obtenues sont présentées au tableau 7.6.

Tableau 7.6 : Facteurs f pour l'estimation de la température des étangs

STEP	Étang			
	1	2	3	4
L'Assomption	0,50	0,20	0,15	0,15
St-Césaire	0,30	0,15	0,15	0,10
St-Félix-de-Valois	0,50	0,30	0,20	--

Il semble que la puissance de mélange favorise l'échange de chaleur avec l'air ambiant, ce qui pourrait expliquer pourquoi ces facteurs sont plus faibles dans les derniers étangs.

Les températures moyennes de l'eau des étangs mesurées lors des campagnes d'échantillonnage sont fournies au tableau 7.7.

Tableau 7.7 : Températures moyennes mesurées lors des campagnes d'échantillonnage (°C)

STEP	Saison	Étang 1	Étang 2	Étang 3	Étang 4
L'Assomption	Hiver	4,9	3,2	1,7	0,9
	Printemps	8,3	7,8	7,3	7,6
	Été	21,2	21,3	21,6	21,8
St-Césaire	Hiver	7,7	0,7	3,3	3,2
	Printemps	7,6	3,7	5,0	5,5
	Été	22,9	28,8	24,1	22,8
St-Félix-de-Valois	Hiver	5,1	0,7	0,9	--
	Printemps	6,5	4,9	5,4	--
	Été	18,0	19,1	19,0	--

Le tableau 7.8 présente les temps de résidence hydraulique calculés à partir des débits et volumes des étangs.

Tableau 7.8 : Temps de résidence hydraulique (jours)

STEP	Saison	Étang 1	Étang 2	Étang 3	Étang 4	Total
L'Assomption	Hiver	2,8	2,3	2,5	2,7	10,3
	Printemps	1,4	1,2	1,2	1,4	5,2
	Été	2,1	1,8	2,0	2,1	8,0
	Automne	2,1	1,7	1,9	2,0	7,7
St-Césaire	Hiver	4,9	5,5	5,1	4,6	20,1
	Printemps	3,7	4,4	4,0	3,6	15,7
	Été	4,1	4,8	4,4	4,0	17,3
	Automne	4,3	5,0	4,6	4,1	18,0
St-Félix-de-Valois	Hiver	2,7	6,9	6,9	--	16,5
	Printemps	1,3	3,3	3,3	--	7,9
	Été	1,4	3,8	3,8	--	9,0
	Automne	2,0	5,1	5,1	--	12,2

Les débits moyens observés pendant les campagnes d'échantillonnage ont été utilisés pour estimer le TRH de chaque saison. Pour l'automne, le TRH a été estimé comme la moyenne entre le TRH d'avril et le TRH de décembre car il était probablement inférieur à la valeur de la période de fonte et supérieur au débit hivernal.

Lors des simulations, les saisons ont été définies comme suit :

- Hiver : Décembre, janvier, février;
- Printemps : Mars, avril, mai;
- Été : Juin, juillet, août;
- Automne : Septembre, octobre, novembre.

La figure 7.1 présente les courbes de variation de températures estimées selon l'équation (14) pour les étangs des STEP étudiées durant 12 mois de 30 jours (total 360 jours).

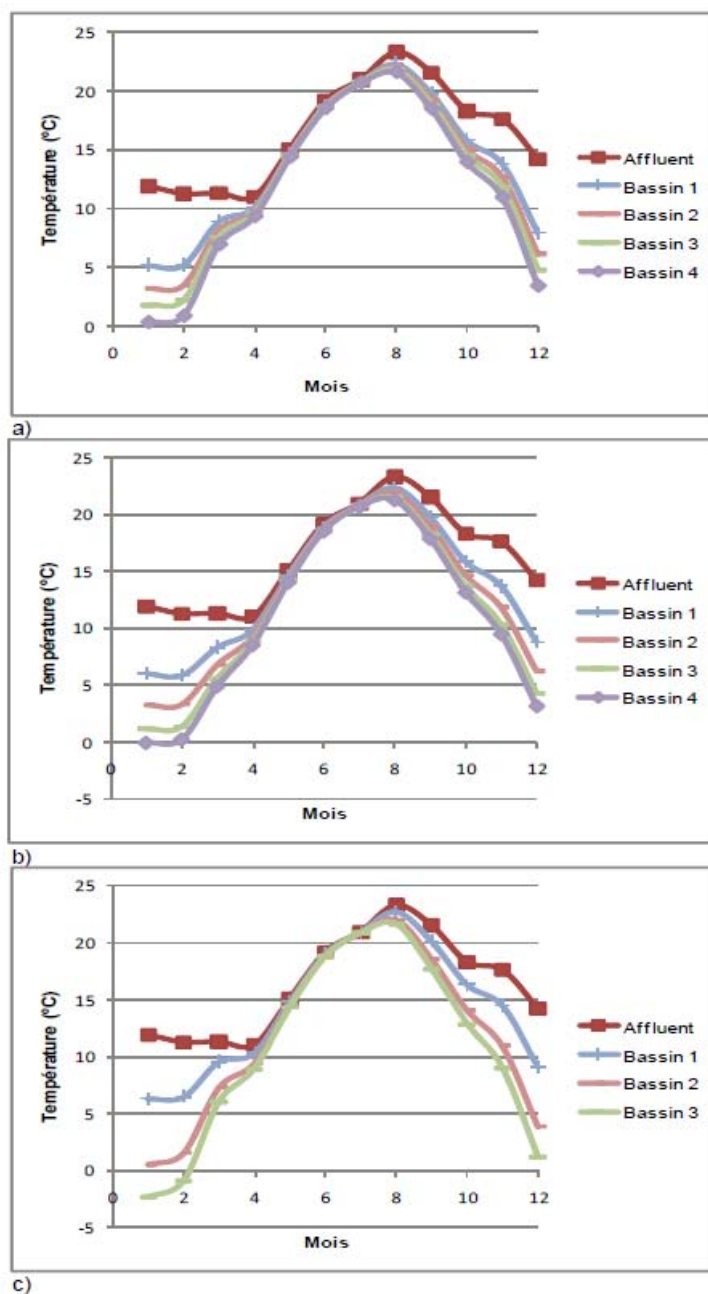
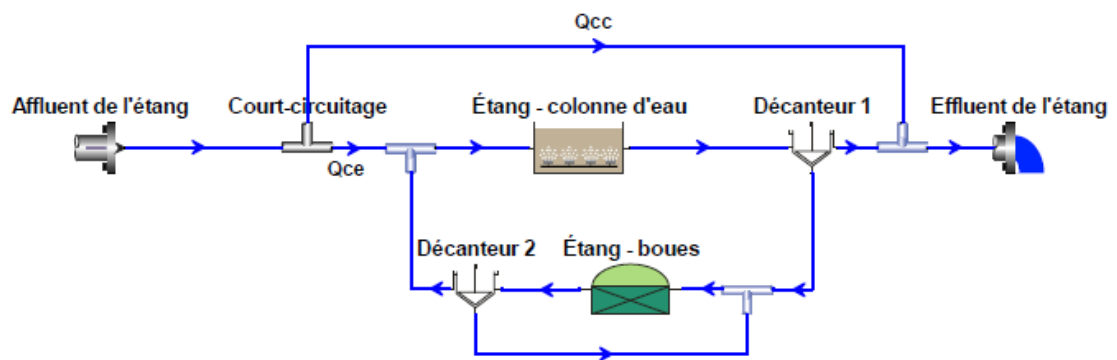


Figure 7.1 : Variation annuelle de température des étangs pour les STEP de l'Assomption (a), St-Césaire (b) et St-Félix-de-Valois (c)

7.1.3 Approches et paramètres pour la modélisation

Tous les étangs, qu'ils soient complètement mélangés ou facultatifs, ont été modélisés comme ayant chacun deux compartiments. Le compartiment aérobie représente la colonne d'eau tandis que le compartiment anaérobie représente les boues sédimentées au fond des étangs aérés facultatifs. La figure 7.2 montre le schéma de modélisation utilisé avec le logiciel BioWin pour les étangs aérés facultatifs.

Figure 7.2 : Schéma de modélisation d'un étang aéré facultatif avec le logiciel BioWin



Le décanteur n°1 à la sortie de l'étang sert à simuler la sédimentation des boues au fond de l'étang aéré facultatif. À la sortie du compartiment anaérobie se trouve un autre décanteur (n°2) qui simule la remise en solution dans la colonne d'eau des produits d'hydrolyse résultant des processus de digestion anaérobie dans la couche de boues. Qcc représente un éventuel courant de court-circuitage de l'étang.

À partir de cette approche de modélisation, les paramètres à manipuler pour ajuster le modèle aux valeurs observées sont les suivants :

- Opération des décanteurs :
 - paramètre U/O (rapport des débits de vidange / surnageant) (U/O-1 et U/O-2 pour le décanteur 1 et 2 respectivement);
 - rendement d'enlèvement des MES (R1 et R2 pour le décanteur 1 et 2 respectivement);
- Fraction de volume anaérobie (rapport du volume anaérobie sur volume total de l'étang : $F.An = V_{\text{anaérobie}} / V_{\text{total}}$);

- Fraction de court-circuitage (rapport du débit court-circuité sur débit à la colonne d'eau de l'étang : $F.CC = Q_{cc}/Q_{ce}$).

Afin de convertir U/O (rapport des débits de vidange / surnageant) en U/F (débit de vidange sur débit d'alimentation du décanteur), l'équation (47) doit être utilisée :

$$\frac{U}{F} = \left(1 + \left(\frac{U}{O} \right)^{-1} \right)^{-1} \quad (47)$$

La relation entre certaines valeurs numériques de U/O et les valeurs correspondantes de U/F est présentée au tableau 7.9.

Tableau 7.9 : Conversion de rapports U/O à U/F

U/O (%)	U/F (%)
5	4,76
10	9,09
15	13,04
20	16,67

La même équation peut être utilisée pour convertir les rapports (débit de court-circuitage) / (débit à la colonne d'eau de l'étang) en (débit de court-circuitage) / (débit d'alimentation).

Les données utilisées pour le fractionnement de l'affluent selon l'outil « Influent Specifier » de BioWin sont présentées à l'annexe C.

7.1.4 Analyse de sensibilité

Afin d'évaluer l'effet de chaque paramètre à manipuler sur les résultats de la modélisation, les simulations suivantes ont été réalisées avec l'étang complètement mélangé de la STEP de l'Assomption (tableau 7.10).

Tableau 7.10 : Valeurs de paramètres manipulés pour l'analyse de sensibilité avec l'étang complètement mélangé de l'Assomption (affluent en condition estivale)

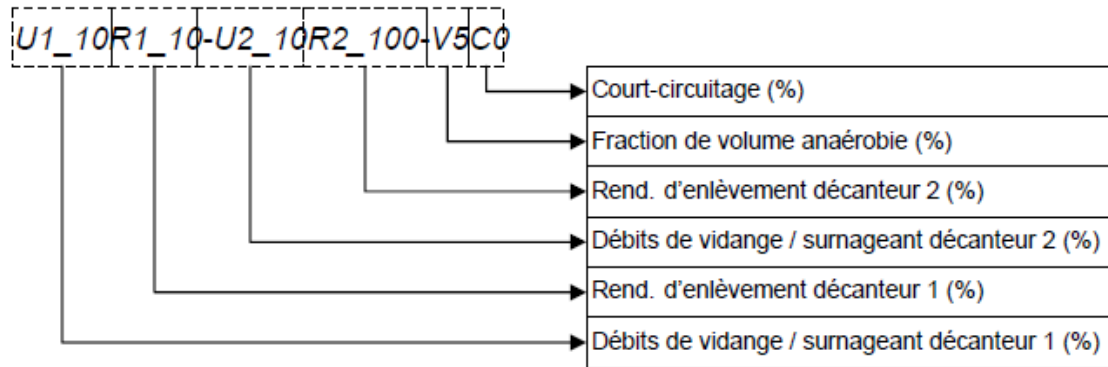
Code d'essai	U/O-1 (%)	R1 (%)	R2 (%)	F.An (%)	F. CC (%)	U/O-2 (%)
U1_5R1_10-U2_10R2_100-V5C0	5	10	100	5	0	10
U1_10R1_10-U2_10R2_100-V5C0*	10	10	100	5	0	10
U1_15R1_10-U2_10R2_100-V5C0	15	10	100	5	0	10
U1_10R1_15-U2_10R2_100-V5C0	10	15	100	5	0	10
U1_10R1_20-U2_10R2_100-V5C0	10	20	100	5	0	10
U1_10R1_10-U2_10R2_90-V5C0	10	10	90	5	0	10
U1_10R1_10-U2_10R2_95-V5C0	10	10	95	5	0	10
U1_10R1_10-U2_10R2_100-V10C0	10	10	100	10	0	10
U1_10R1_10-U2_10R2_100-V15C0	10	10	100	15	0	10
U1_10R1_10-U2_10R2_100-V5C5	10	10	100	5	5	10
U1_10R1_10-U2_10R2_100-V5C10	10	10	100	5	10	10
U1_10R1_10-U2_15R2_100-V5C0	10	10	100	5	0	15
U1_10R1_10-U2_20R2_100-V5C0	10	10	100	5	0	20

(*) cas de référence

Un plan expérimental de six facteurs à trois valeurs a donc été conçu pour l'analyse de sensibilité.

La codification utilisée afin d'identifier les divers essais et fichiers pendant l'analyse de sensibilité est expliquée avec le schéma suivant (figure 7.3).

Figure 7.3 : Codification utilisée pendant les essais de sensibilité

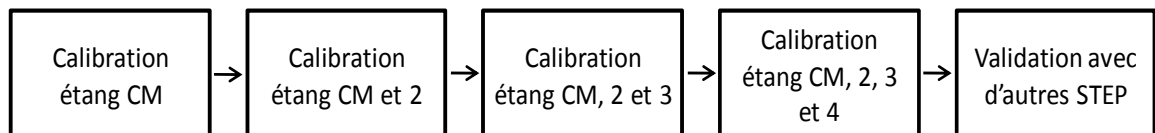


7.1.5 Calibration et validation

La STEP sélectionnée pour calibrer le modèle a été la STEP de l'Assomption car elle semble mieux représenter une STEP type qui traite un affluent domestique.

Une calibration de cette STEP a été réalisée pour chaque saison parce que la température et débits ont un effet important sur la performance des STEP.

La calibration et la validation ont été réalisées pour chaque saison comme suit (figure 7.4) :



La combinaison de paramètres à retenir a été choisie en se basant sur le critère de minimiser l'écart entre les valeurs observées et simulées de la DBO₅ (particulaire et soluble), les MES et la MVES (équation (48)).

$$\min \sum \frac{(V.O. - V.M.)^2}{V.O.^2} \quad (48)$$

où

V.O. : Valeur de concentration observée (mg/L);

V.M. : Valeur de concentration modélisée (mg/L).

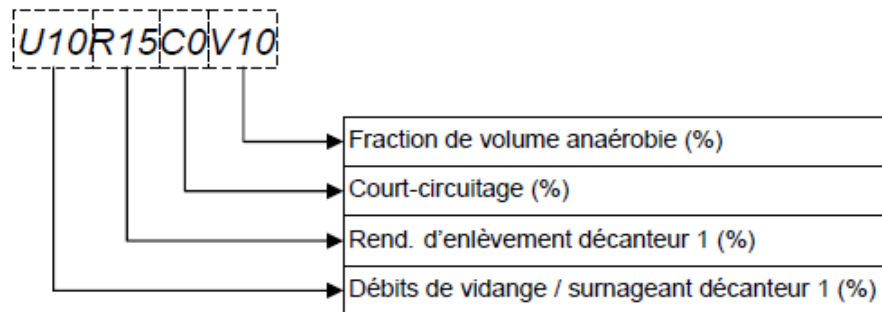
S'il y a plus d'une combinaison dont la somme est dans le même ordre de grandeur, le produit d'écarts suivant est considéré (équation (49)) :

$$\min \prod \frac{(V.O. - V.M.)^2}{V.O.^2} \quad (49)$$

Après la calibration, la validité du modèle a été vérifiée avec les résultats des échantillonnages des STEP de St-Césaire et de St-Félix-de-Valois qui traitent aussi des effluents de nature principalement domestique.

De même que pour l'analyse de sensibilité, un système de codification a été utilisé pour l'identification des essais et fichiers (figure 7.5).

Figure 7.5 : Codification utilisée pendant les essais de calibration



7.2 Résultats

7.2.1 Analyse de sensibilité

Les résultats des essais de sensibilité permettent d'avoir un aperçu de l'effet des divers paramètres manipulés sur les différentes fractions de polluants. À cette fin, la pente de régression de la variation de la concentration modélisée en fonction du paramètre manipulé a été calculée. Le tableau 7.11 présente les valeurs des pentes de régression obtenues.

Tableau 7.11 : Valeurs de pente de régression des divers polluants selon les paramètres de modélisation manipulés

Paramètres manipulés	Valeurs manipulées	DBO ₅	DBO _{5,sol}	DCO	DCO _{sol}	MES	MVES
U/O-1	5, 10 et 15	0,103	0,012	0,147	0,017	0,081	0,085
R1 (%)	10, 15 et 20	-0,281	0	-1,496	0,001	-1,67	-1,017
R2 (%)	90, 95 et 100	-0,059	0,005	-1,129	0,007	-1,411	-0,769
F. An (%)	5, 10 et 15	0,183	0,016	0,301	0,023	0,19	0,188
F. CC (%)	0, 5 et 10	0,242	0,091	0,529	0,129	0,269	0,248
U/O-2	10, 15 et 20	0	0	0	0	0	0

Les paramètres qui ont eu le plus d'effet sur les résultats de la modélisation sont les rendements d'enlèvement des décanteurs, particulièrement le décanteur n°1 (cellules grisées).

Le tableau 7.11 montre par ailleurs que les fractions solubles ne sont presque pas affectées par le rendement d'enlèvement des décanteurs. Les fractions solubles sont plutôt affectées par le volume du réacteur anaérobie (F.An) ainsi que par le rapport U/O-1. La variation de ces paramètres a un effet sur le temps de résidence hydraulique dans les compartiments anaérobie et aérobie.

Lorsque la fraction de volume anaérobie (F.An) augmente, le TRH dans la colonne d'eau (volume aérobie) diminue et ainsi la concentration de tous les polluants augmente. L'augmentation du TRH dans le compartiment anaérobie favoriserait l'hydrolyse d'une partie des MES qui ont sédimentées, ce qui augmenterait la fraction soluble. Cette fraction soluble rapidement biodégradable favoriserait ainsi la formation de biomasse dans la colonne d'eau. C'est pour cette raison que la pente d'augmentation des MES est identique à celle des MVES lorsque F.An augmente. L'augmentation de MES est donc causé par l'augmentation des MVES puisque les MES sont la somme des MVES et des MIES (matière inerte en suspension).

Un effet similaire est observé à un moindre degré pour la variation d'U/O du décanteur 1. Lorsque U/O-1 augmente, la recirculation des polluants augmente et leur concentration aussi mais légèrement. Pour cette raison, ce paramètre a été fixé à 10% (U/O-1).

Il a aussi été constaté que l'accroissement du pourcentage de courant court-circuité (F.CC) a un effet à la hausse sur la concentration des polluants à l'effluent de l'étang.

La variation d'U/O du décanteur 2 n'a aucun effet sur les résultats de la simulation lorsque le rendement d'enlèvement des MES est de 100 %.

La figure 7.6 présente graphiquement l'effet des paramètres manipulés sur la concentration de DBO₅ à l'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption.

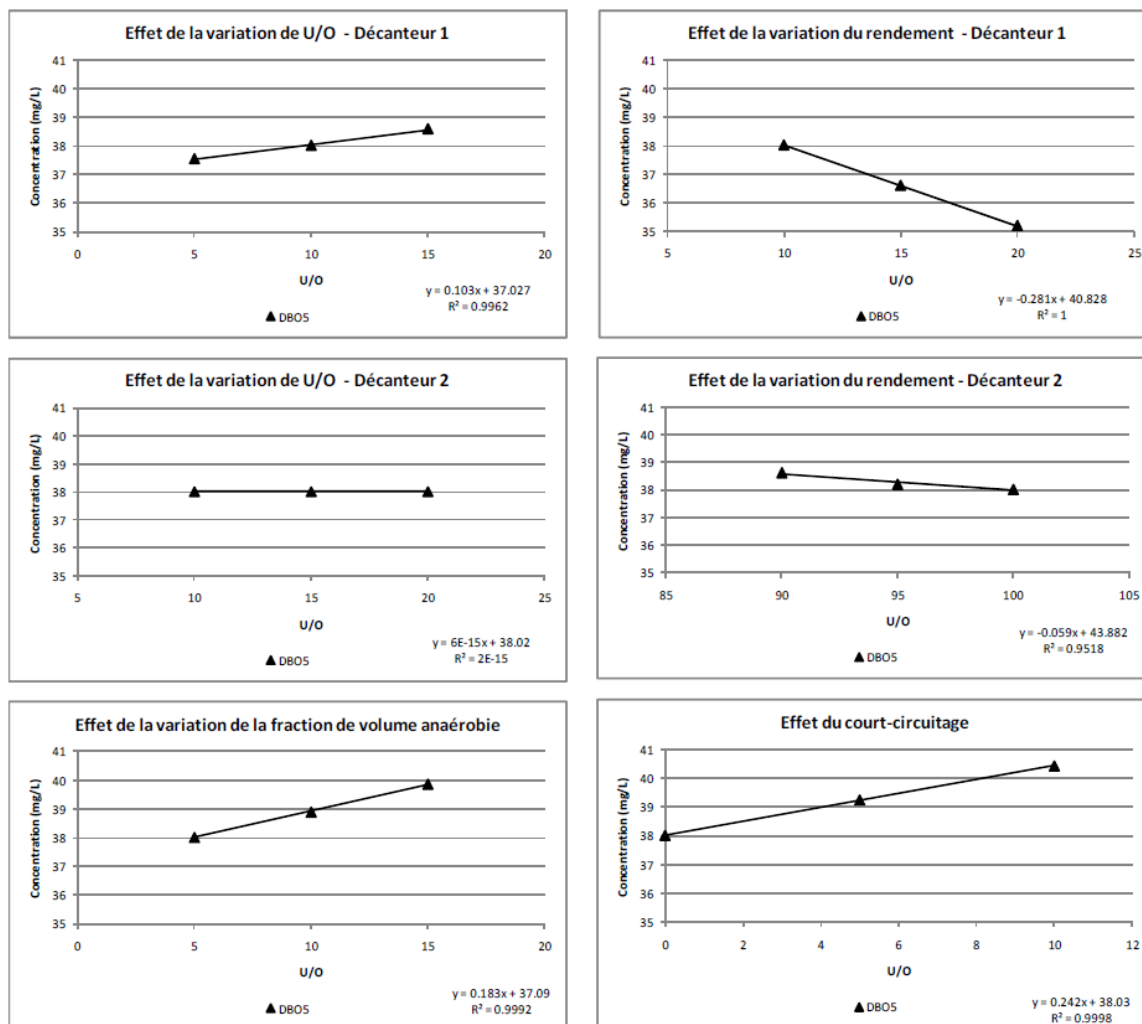


Figure 7.6 : Effet des paramètres manipulés sur la concentration de la DBO₅ à l'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption (conditions estivales)

Étant donné que la variation du rendement d'enlèvement du décanteur 2 a eu un effet similaire à la variation du rendement du décanteur 1 et qu'un rendement de 100% n'a eu aucun effet sur les résultats, le décanteur 2 n'a pas été manipulé ($R_2 = 100\%$ d'enlèvement des MES et $U/O-2$ égal à 10%).

7.2.2 Calibration du modèle de simulation

Pour calibrer le modèle, différentes combinaisons de paramètres ont été testées pour la modélisation des quatre étangs de la STEP de L'Assomption pour toutes les saisons.

Les paramètres maintenus constants ont été $U/O-1 = 10\%$, $U/O-2 = 10\%$ et $R_2 = 100\%$.

La stratégie de calibration utilisée a été la suivante :

- ajuster les MES à la sortie de l'étang en modifiant le rendement d'enlèvement du premier décanteur (R_1);
- ajuster la DCO totale et la DBO_5 totale à la sortie de l'étang en modifiant la fraction du débit court-circuité (F.CC);
- ajuster la DBO_5 soluble à la sortie de l'étang en modifiant la fraction du volume anaérobie de l'étang (F.An).

Le tableau 7.12 présente les paramètres retenus pour chaque étang et chaque saison.

Tableau 7.12 : Paramètres retenus pour la calibration du modèle pour la STEP de l'Assomption

	Étang CM			Étang 2			Étang 3			Étang 4		
Saison	R1 (%)	F. CC (%)	F. An (%)	R1 (%)	F. CC (%)	F. An (%)	R1 (%)	F. CC (%)	F. An (%)	R1 (%)	F. CC (%)	F. An (%)
Hiver	25	30	10	90	15	20	40	10	10	45	15	15
Printemps	15	0	10	70	0	20	45	10	10	60	10	20
Été	20	20	10	60	5	20	60	5	15	80	5	20

Avec les paramètres présentés au tableau précédent, les résultats de la calibration ainsi que les valeurs observées sont présentés au tableau 7.13.

Tableau 7.13 : Valeurs observées et valeurs issues de la calibration du modèle pour la STEP de l'Assomption

Saison	Échantillon	DCO (mg/L)		DCO _{sol} (mg/L)		DBO ₅ (mg/L)		DBO _{5, sol} (mg/L)		MES		MVES	
		Obs.	Cal.	Obs.	Cal.	Obs.	Cal.	Obs.	Cal.	Obs.	Cal.	Obs.	Cal.
Hiver	IE 1-2	189	213	53	60	62	65	6	6	138	161	95	103
	IE 2-3	84	86	50	54	17	14	6	2	28	35	23	22
	IE 3-4	62	71	53	53	12	7	6	1	18	21	14	12
	EFF	63	63	51	53	9	4	6	1	11	12	8	7
Printemps	IE 1-2	168	167	35	48	39	61	10	10	156	145	119	65
	IE 2-3	87	75	40	39	18	19	6	4	35	48	26	23
	IE 3-4	63	56	42	35	14	10	7	2	21	27	21	13
	EFF	59	46	37	35	11	6	6	1	10	14	7	7
Été	IE 1-2	141	158	37	45	40	56	6	8	151	138	77	63
	IE 2-3	83	86	39	39	12	24	4	4	74	63	38	30
	IE 3-4	52	53	36	36	5	9	4	2	31	23	18	12
	EFF	36	44	30	37	4	3	4	1	5	7	5	4

La figure 7.7 montre les rapports des valeurs calibrées sur les valeurs observées.

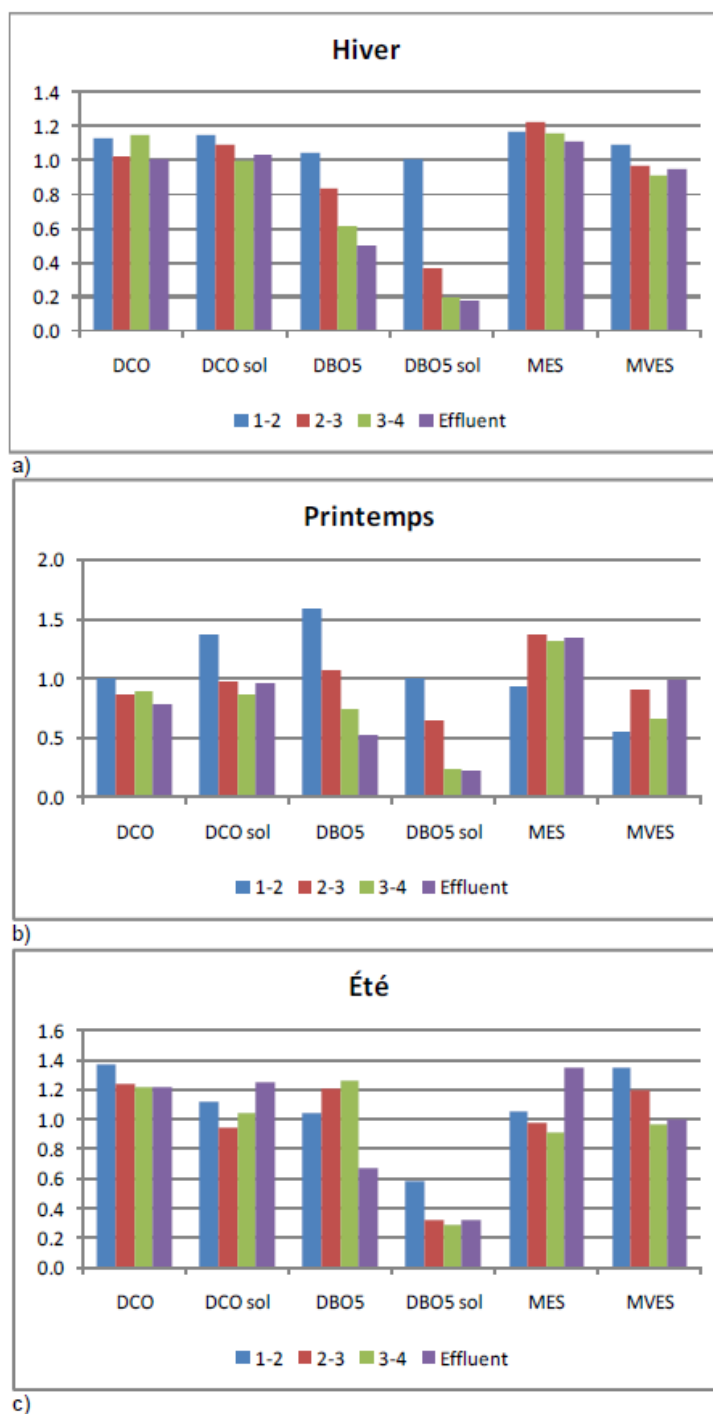


Figure 7.7 : Rapports des valeurs calibrées sur les valeurs observées pour la STEP de l'Assomption

7.2.2.1 Analyse des résultats

Selon les résultats obtenus, considérer le 1^{er} étang comme complètement mélangé ne semble pas totalement correct. Les fractions de volume anaérobies atteignent environ 10 % du volume du 1^{er} étang. Comme on pouvait s'y attendre, les volumes du compartiment anaérobie sont plus importants dans les étangs facultatifs, particulièrement dans les étangs 2 et 4 où la sédimentation joue un rôle significatif.

Les rendements d'enlèvement (environ 70 % pour le décanteur 1 du 2^e étang) permettent aussi de confirmer qu'une grande partie de l'enlèvement de la matière organique se fait par un phénomène de sédimentation, principalement de la biomasse générée dans le 1^{er} étang. Une sédimentation importante est aussi observée dans le 4^e étang où il existe une zone de polissage.

Les taux de court-circuitage plus élevés observés en hiver pourraient être en partie expliqués par la diminution des besoins en oxygène en cette saison et donc la réduction de la puissance de mélange, ce qui favoriserait la formation de courants préférentiels. Sauf pour le printemps, les taux de court-circuitage observés pour le 1^{er} étang semblent très élevés.

À cause de l'accumulation des erreurs de la calibration, l'écart entre les valeurs observées et calibrées augmente en aval de la STEP. Les valeurs de DBO₅ soluble simulées sont plus faibles que celles observées. Ce problème est moins remarquable pour la fraction soluble de la DCO. Ces effets pourraient en partie être expliqués par les paramètres biocinétiques et principalement stœchiométriques utilisés. Ces paramètres ont un effet sur la quantité de substrat utilisé ainsi que sur les facteurs utilisés par BioWin pour la conversion des fractions de DCO en fractions de DBO₅.

Il semblerait que la concentration élevée de MIES (matière inerte en suspension) mesurée à l'affluent a eu un effet sur les valeurs surestimées de MES et les valeurs sous-estimées de MVES par BioWin. Il faut considérer que les valeurs utilisées pour la calibration sont des valeurs moyennes hebdomadaires pour les trois saisons. En considérant que les TRH totaux à la STEP de l'Assomption sont généralement plus élevés que la durée des campagnes d'échantillonnage (sept jours), il est fort probable que les conditions à l'effluent ne correspondent pas aux conditions moyennes à l'affluent lors des campagnes d'échantillonnages. Cette considération est valide pour tous les polluants et toutes les STEP.

7.2.3 Validation du modèle de simulation

Le modèle calibré avec la STEP de l'Assomption a été validé avec les résultats observés lors des campagnes d'échantillonnage aux STEP de St-Césaire et St-Félix-de-Valois. Les paramètres utilisés pour la simulation sont ceux présentés au tableau 7.12. Comme la STEP de St-Félix-de-Valois a trois étangs, pour valider les résultats obtenus à la STEP de l'Assomption, les paramètres de calibration du 4^e étang de l'Assomption ont été utilisés pour le 3^e étang de cette STEP.

Le tableau 7.14 présente les résultats observés et les résultats simulés pour la STEP de St-Césaire.

Tableau 7.14 : Valeurs observés et valeurs simulées pour la STEP de St-Césaire

Saison	Échantillon	DCO (mg/L)		DCO _{sol} (mg/L)		DBO ₅ (mg/L)		DBO _{5, sol} (mg/L)		MES		MVES	
		Obs.	Sim.	Obs.	Sim.	Obs.	Sim.	Obs.	Sim.	Obs.	Sim.	Obs.	Sim.
Hiver	IE 1-2	181	200	41	56	42	52	6	11	92	101	85	87
	IE 2-3	62	73	36	43	24	10	4	2	48	21	18	18
	IE 3-4	146	57	44	41	42	4	7	1	78	12	54	10
	EFF	93	50	45	41	19	2	6	1	39	7	33	6
Printemps	IE 1-2	163	153	35	24	26	44	7	2	95	94	63	77
	IE 2-3	237	58	23	23	42	11	3	1	184	27	87	21
	IE 3-4	108	42	34	23	30	5	3	1	69	14	51	11
	EFF	73	31	33	23	14	3	3	1	25	6	20	5
Été	IE 1-2	105	150	30	35	27	38	6	5	80	93	73	78
	IE 2-3	63	72	22	30	9	10	3	1	46	35	30	29
	IE 3-4	133	46	25	30	15	4	3	1	91	14	78	12
	EFF	29	34	17	30	7	1	4	1	14	3	10	3

Obs. : observé, Sim. : simulé

Les résultats pour la station de St-Félix-de-Valois sont présentés au tableau 7.15.

Tableau 7.15 : Valeurs observés et valeurs simulées pour la STEP de St-Félix-de-Valois

Saison	Échantillon	DCO (mg/L)		DCO _{sol} (mg/L)		DBO ₅ (mg/L)		DBO _{5, sol} (mg/L)		MES		MVES	
		Obs.	Sim.	Obs.	Sim.	Obs.	Sim.	Obs.	Sim.	Obs.	Sim.	Obs.	Sim.
Hiver	IE 1-2	150	198	35	43	49	51	7	6	74	96	67	86
	IE 2-3	48	67	37	36	11	10	7	2	17	20	11	18
	EFF	48	51	35	35	8	4	5	1	13	11	8	9
Printemps	IE 1-2	103	153	29	42	31	53	12	10	54	66	49	56
	IE 2-3	60	58	22	30	10	11	4	2	23	21	15	17
	EFF	54	41	29	29	9	5	4	1	19	9	12	8
8Été	IE 1-2	89	98	21	25	14	25	6	4	70	72	80	48
	IE 2-3	34	49	13	21	8	8	2	1	24	29	19	19
	EFF	33	28	11	21	9	2	3	1	20	7	12	4

Obs. : observé, Sim. : simulé

Les graphiques des rapports des valeurs simulées sur les valeurs observées sont fournis à la figure 7.8 pour les STEP de St-Césaire et St-Félix-de-Valois.

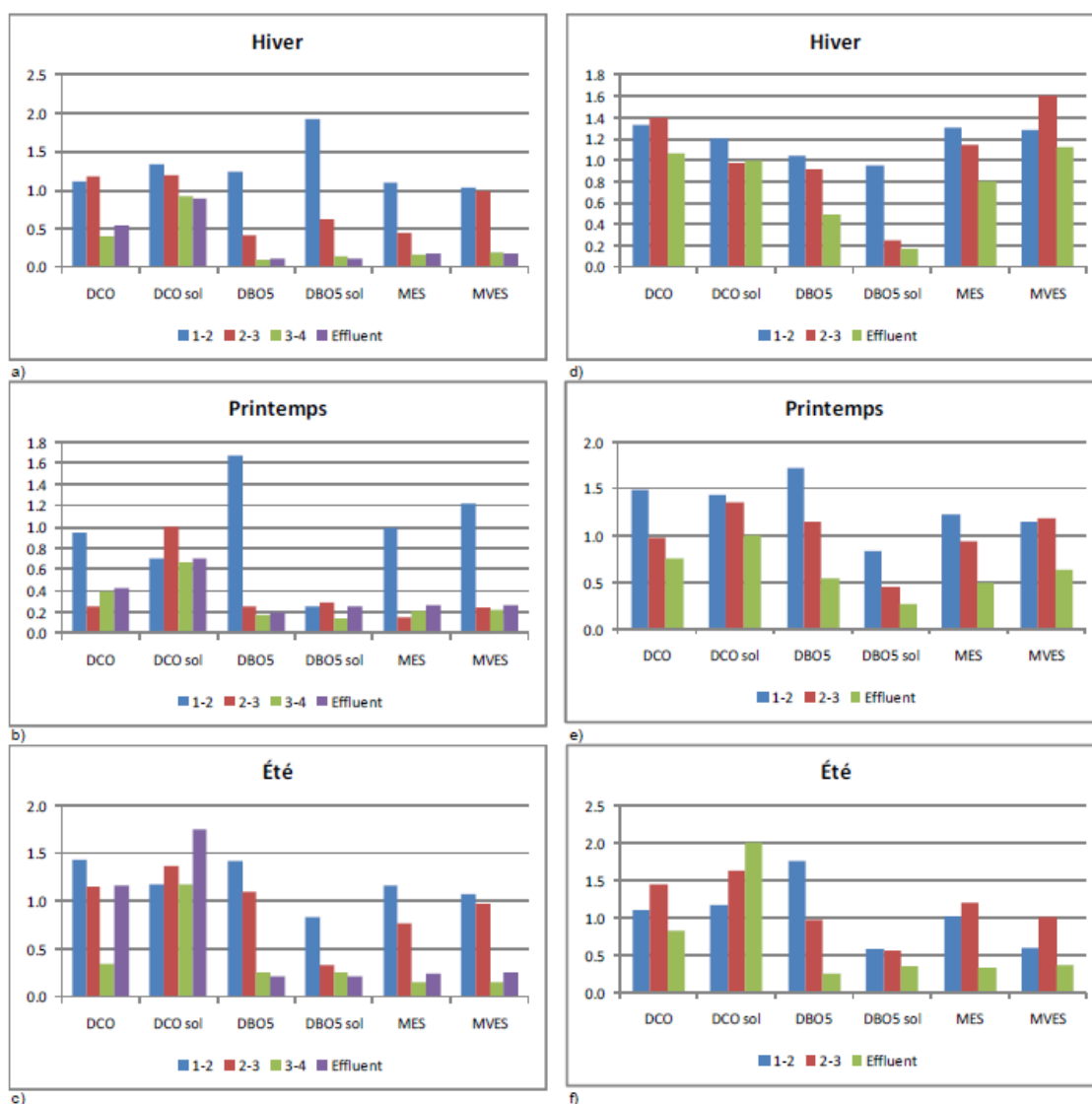


Figure 7.8 : Rapports des valeurs simulées sur les valeurs observées pour les STEP de St-Césaire (figures a, b et c) et St-Félix-de-Valois (figures d, e et f)

Comme observé au moment de la calibration, pour la plupart des polluants, il y a une perte de la qualité de prédiction du modèle vers l'aval des STEP. Ce phénomène peut être en partie expliqué par l'accumulation des erreurs au moment de la calibration. Vers les derniers étangs, les écarts entre les valeurs prédites et observées augmentent de façon significative, particulièrement pour la DBO₅ soluble.

Le modèle calibré avec les résultats de l'Assomption ne semble pas bien prédire les résultats observés à la STEP de St-Césaire. Les épisodes de surcharge hydraulique observés pendant toutes les saisons pourraient expliquer cet écart. Pour cette raison, les rapports entre valeurs simulées et valeurs observées sont inférieurs à 1 pour la plupart des polluants, sauf pour le 1^{er} étang. De ce fait, le modèle calibré avec la STEP de l'Assomption semble sous estimer les concentrations des polluants. Les courants de court-circuitage à la STEP de St-Césaire ont été probablement plus élevés qu'à la STEP de l'Assomption. En effet, la surcharge hydraulique peut être modélisée comme un courant de court-circuitage. En été, à cause des besoins supplémentaires en oxygène, le mélange dans les étangs est amélioré, réduisant ainsi le court-circuitage. Cette diminution du court-circuitage pourrait être la cause de la réduction des écarts entre les valeurs modélisées et observées.

En ce qui concerne la STEP de St-Félix-de-Valois le modèle paraît prédire assez correctement les valeurs observées. Il est observé qu'à plusieurs reprises, les valeurs simulées dépassent celles observées. Il est probable que le modèle calibré avec la STEP de l'Assomption surestime légèrement les concentrations de polluants car les courants de court-circuitage sont possiblement plus importants qu'à la STEP de St-Félix-de-Valois, où la géométrie des étangs (parois verticales) réduirait cette possibilité. Les parois verticales et le mélange plus homogène des étangs de la STEP diminueraient la possibilité de sédimentation et donc le modèle tendrait à surestimer les MES, particulièrement dans les étangs 1 et 2 où la mélange est plus homogène.

Les conditions d'opération des STEP pourraient expliquer les écarts observés entre la qualité de prédiction des résultats de St-Césaire et de St-Félix-de-Valois. Vu que la sédimentation est un phénomène important pour la performance des étangs facultatifs, l'opération (puissance de mélange, temps entre vidanges, système d'aération) et la géométrie des étangs peuvent avoir un effet sur la fiabilité du modèle.

7.2.4 Simulations

7.2.4.1 Demande en oxygène

Afin d'estimer les besoins en oxygène tout au long de l'année pour assurer une concentration minimale de 2 mgO₂/L, une simulation a été réalisée en utilisant le modèle calibré de la STEP de l'Assomption aux conditions hivernales. Graphiquement, les résultats de la simulation sont présentés à la figure 7.9.

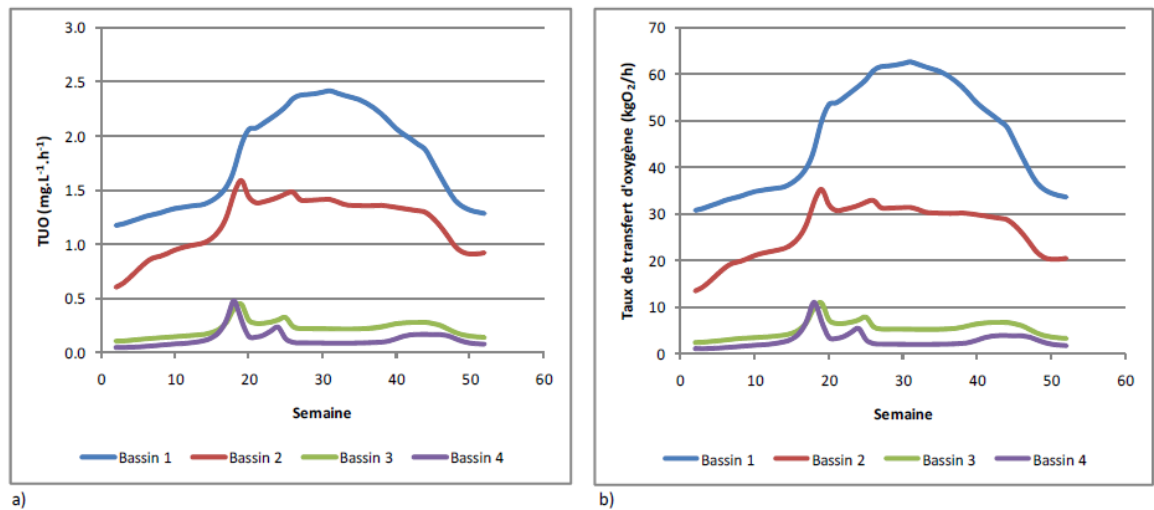


Figure 7.9 : Courbes de TUO a) et taux de transfert d'oxygène b) annuelles pour la STEP de l'Assomption

Les besoins en oxygène pour l'enlèvement de la matière organique dans le 1^{er} étang sont les plus élevés. Cependant, il faut considérer que si les besoins en oxygène ne permettent pas d'assurer le mélange complet, c'est la puissance de mélange qui doit prédominer dans cet étang et donc les besoins peuvent être supérieurs aux valeurs estimées par la simulation. La valeur de la puissance de mélange dépend de l'efficacité de mélange des systèmes d'aération utilisés et de la concentration en MES.

L'estimation des besoins en oxygène n'est presque pas affectée par les taux d'enlèvement des décanteurs à la sortie de la colonne d'eau (décanteur 1). La figure 7.10 montre l'effet de la variation du rendement du décanteur pour le 1^{er} étang de l'Assomption (conditions hivernales) sur le TUO.

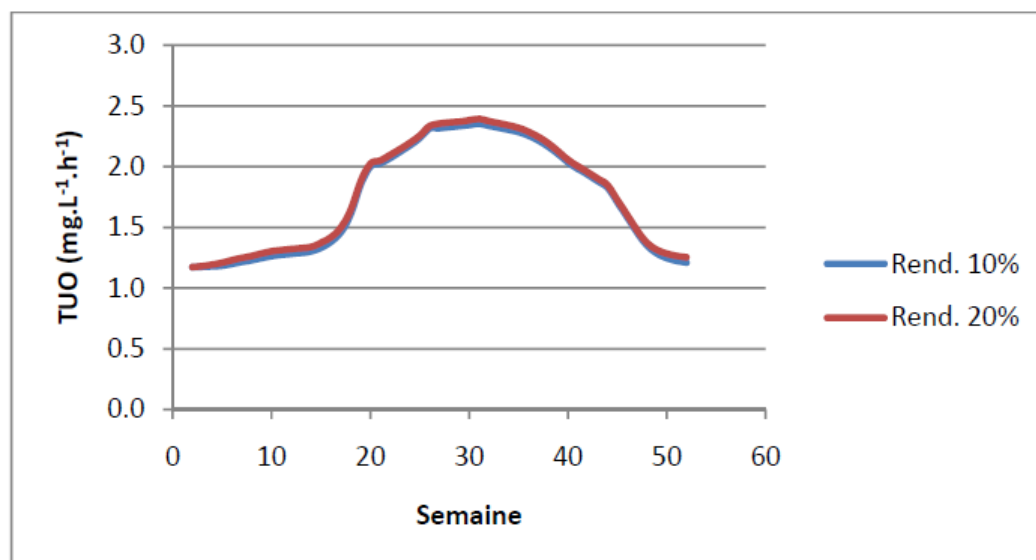


Figure 7.10 : Effet du rendement du décanteur à la sortie de la colonne d'eau sur l'estimation des besoins en oxygène

À la différence de l'approche empirique où la valeur de $K_{e,20}$ estimée a été affectée par la sédimentation, particulièrement au 2^e étang, la simulation permettrait d'estimer les besoins réels pour l'enlèvement de la matière organique.

7.2.4.2 Production de boues

Une simulation a été réalisée afin d'avoir une estimation de l'accumulation de boues annuelle dans chaque étang. Cette simulation a été réalisée avec le modèle calibré de l'Assomption aux conditions hivernales. Les résultats d'accumulation des boues sont présentés à la figure 7.11.

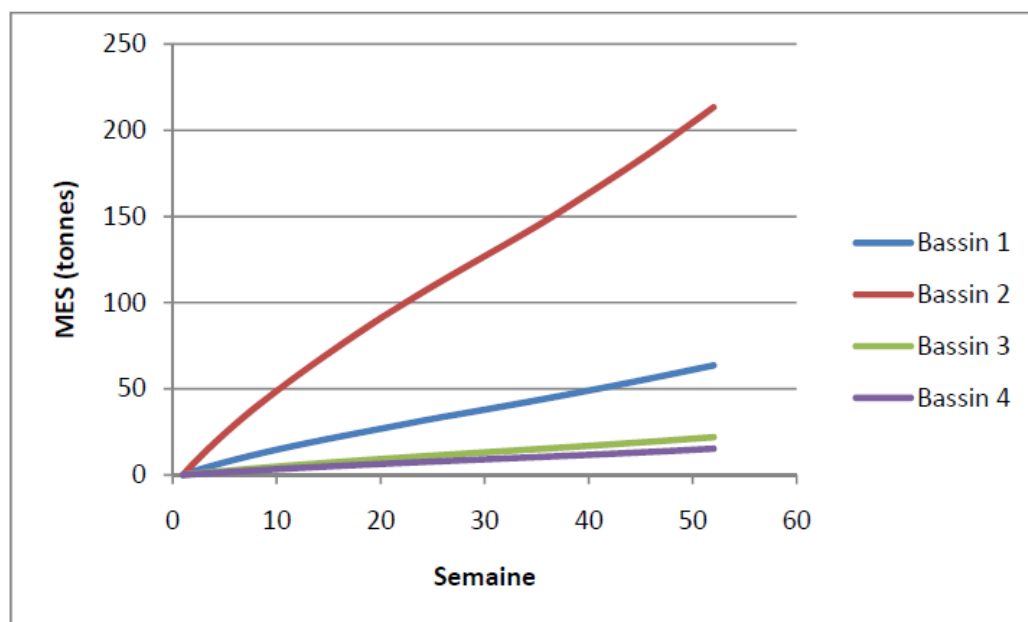


Figure 7.11 : Accumulation annuelle de boues aux étangs de la STEP de l'Assomption

La puissance de mélange dans le 1^{er} étang empêche la sédimentation et favorise la croissance de la biomasse qui est déversée au 2^e étang. Les résultats de la simulation confirment que la sédimentation joue un rôle très important dans l'enlèvement de la matière organique du 2^e étang.

Cela expliquerait pourquoi les valeurs de $K_{e,20}$ estimées au 2^e étang étaient supérieures à celles de l'étang complètement mélangé, même si la plus grande partie de la matière organique est enlevée dans l'étang complètement mélangé.

7.3 Discussion des résultats

La portée des résultats des simulations dans le cadre de la présente étude est relativement limitée. D'abord, l'échantillonnage a été limité à trois campagnes hebdomadaires, une campagne par saison. La calibration et la validation du modèle ont été faites en utilisant les valeurs moyennes hebdomadaires des trois campagnes. Cela ne semblerait pas représentatif de la réalité saisonnière et annuelle des STEP étudiées.

La période de caractérisation de la performance pendant chaque saison est courte par rapport au temps de résidence des étangs. Les TRH présentés au tableau 7.8 sont dans presque tous les cas supérieurs à sept jours. Il apparaît donc questionnable d'établir une corrélation entre les simulations et la performance observée.

L'applicabilité de ces résultats aux autres STEP est aussi questionnable car les conditions de conception et d'opération ont un effet sur la performance des STEP. Il a été démontré que la sédimentation joue un rôle clé en ce qui concerne l'enlèvement de la matière organique dans les STEP avec étang complètement mélangé. De ce fait, la géométrie, la puissance de mélange, le temps entre les vidanges et le système d'aération peuvent avoir un effet sur la fiabilité du modèle de simulation appliqué.

Malgré ces limitations, l'étude a néanmoins permis de développer une approche primaire pour la modélisation de ce type de STEP. Il a été possible de calibrer un modèle avec les résultats observés à la STEP de l'Assomption qui permet de prédire assez correctement la concentration des polluants interétangs et à la sortie de la STEP, sauf pour la DBO₅ soluble. Éventuellement, ce problème pourrait être corrigé par la modification de quelques paramètres biocinétiques et stœchiométriques mais ce projet ne visait pas à estimer ces paramètres.

Le modèle calibré avec les données de l'Assomption a été validé en partie par les résultats observés à la STEP de St-Félix-de-Valois. Les résultats de St-Césaire ont été affectés par des épisodes de surcharge hydraulique, ce qui n'a pas permis de valider le modèle calibré. Considérer le 1^{er} étang comme complètement mélangé ne semble pas totalement correct car les fractions de volume anaérobies ainsi que les taux de court-circuitage du modèle ne sont pas négligeables. Comme on pouvait s'y attendre, les volumes du compartiment anaérobie et les taux d'enlèvement de MES sont plus importants dans les étangs facultatifs, particulièrement dans l'étang 2 qui reçoit la biomasse produite dans le 1^{er} étang complètement mélangé, et dans l'étang 4 où il existe une zone de polissage.

Le modèle obtenu s'avère utile en ce qui concerne quelques aspects de l'opération car il permet d'estimer les besoins saisonniers en oxygène ainsi que l'accumulation de boues.

8. ANALYSE DES RÉSULTATS

Cette section est divisée en deux parties. La section 8.1 présente l'analyse des résultats des essais de respirométrie pour la détermination de la concentration de biomasse de l'étang complètement mélangé (X_H) et du taux maximal de croissance (μ_{max}). La section 8.2 présente l'analyse des différentes approches pour la conception de l'étang complètement mélangé et des étangs aérés facultatifs en aval.

8.1 Analyse des résultats des essais de respirométrie

8.1.1 Synthèse des résultats de respirométrie

Le tableau 8.1 résume les résultats obtenus lors des campagnes de caractérisation des effluents de l'étang complètement mélangé pour les STEP de l'Assomption, St-Césaire-Rougemont et East Angus.

Le tableau 8.2 présente les résultats obtenus avec l'effluent de l'étang complètement mélangé de l'Assomption lors des essais d'optimisation n°1 et n°2.

Le tableau 8.3 présente les résultats obtenus lors de campagnes de caractérisation de l'affluent des STEP de l'Assomption, St-Césaire-Rougemont et East Angus.

Tableau 8.1 : Synthèse des résultats obtenus pour l'effluent des étangs pendant les campagnes d'échantillonnage

STEP	Échantillonnage	Méthode	Jour	MVES (mg/L)	Substrat (affluent)	Rapport DCO/MVES avant respiro	Paramètres estimés (à 20°C)				Moyennes				Commentaires
							$\mu_{\max}$ (d ⁻¹)	b_H (d ⁻¹)	X_H (mg MVES/L)	X_H /MVES (g/g)	$\mu_{\max}$ (d ⁻¹)	b_H (d ⁻¹)	X_H (mg MVES/L)	X_H /MVE S (g/g)	
St-Césaire	Hiver (17-19 février 2009)	W95	1	68	STEP	<3,8	x	-	x	x	x	-	x	x	Pas de croissance exponentielle
			2	81	STEP	<3,8	x	-	x	x					
	Printemps (24-25 mars 2009)	W95	1	58	SH + B	99	5,9	-	3,7	0,06	6,6	-	7,0	0,11	X_H très faible
			2	61	SH + B	91	7,3	-	10	0,16					
		H98	1	58	-	18	-	0,21	48	0,82	-	0,24	48	0,80	
			2	61	-	17	-	0,27	48	0,79					
	Été (4-5 août 2009)	H98	1	53	-	1,7	-	0,32	21	0,39	-	0,29	24	0,4	$b_H > 0,24d^{-1}$
			2	68	-	1,4	-	0,27	28	0,41					
East Angus	Hiver (17-19 février 2009)	W95	1	556	STEP	<10,5	x	-	x	x	x	-	x	x	Pas de croissance exponentielle
			2	433	STEP	<10,5	x	-	x	x					
	Printemps (24-25 mars 2009)	W95	1	280	STEP+B	38	9,8	-	0,5	0,002	9,0	-	1,4	0,005	X_H très faible
			2	332	STEP+B	29	8,2	-	2,4	0,007					
		H98	1	280	-	5,6	-	0,19	130	0,47	-	0,18	171	0,55	
			2	332	-	5,2	-	0,16	213	0,64					
	Été (4-5 août 2009)	H98	1	465	-	2,5	-	0,09	346	0,73	-	0,09	292	0,58	b_H faible
			2	561	-	1,6	-	0,09	238	0,43					
L'Assomption	Hiver (17-19 février 2009)	W95	1	88	STEP	<2,6	x	-	x	x	x	-	x	x	Pas de croissance exponentielle
			2	90	STEP	<2,6	x	-	x	x					
	Printemps (24-25 mars 2009)	W95	1	145	SH + B	40	5,9	-	23	0,16	5,2	-	46	0,20	X_H faible
			2	307	SH + B	20	4,6	-	70	0,23					Pas de croissance exponentielle
		H98	1	145	-	7,7	-	0,36	114	0,79	-	0,37	178	0,78	$b_H > 0,24d^{-1}$
			2	307	-	4,8	-	0,38	241	0,78					Rapport X_H /MVES élevé
	Été (4-5 août 2009)	H98	1	95	-	1,9	-	0,31	83	0,87	-	0,28	70	0,67	$b_H > 0,24d^{-1}$
			2	112	-	1,9	-	0,25	57	0,51					

Tableau 8.2 : Synthèse des résultats obtenus pour l'effluent de l'Assomption lors des essais d'optimisation

										Moyennes					
Échantillonnage	Méthode	Jour	MVES (mg/L)	Substrat (affluent)	Rapport DCO/MVES avant respiro	$\mu_{\max}$ (d ⁻¹)	b_H (d ⁻¹)	X_H (mg MVES/L)	X_H /MVES (g/g)	$\mu_{\max}$ (d ⁻¹)	b_H (d ⁻¹)	X_H (mg MVES/L)	X_H /MVES (g/g)	Commentaires	
Optimisation n°1 (10 mars 2009)	W95	1	105	SH	22	8,6	-	6,4	0,06	8,6	-	6,4	0,06	X_H très faible	
			105	STEP	10	x	-	x	x	x	-	x	x	Pas de croissance exponentielle	
	H98		105	-	3,4	-	0,10	297	2,8	-	0,10	297	2,8	X_H >MVES, illogique	
			791 ec	-	1,9	-	0,27	698	0,88	-	0,27	696	0,88	Rapport X_H /MVES élevé	
Optimisation n°2 (26 mai 2009)	H98	1	2045 ec (428)	-	2,1	-	0,31	1069 (223)	0,52	-	0,31	1069 (223)	0,52	b_H >0,24d ⁻¹	

Tableau 8.3 : Synthèse des résultats pour les affluents par la méthode de Wentzel et al. (1995)

Échantillonnage	Affluent brut	Jour	MVES (mg/L)	Substrat (affluent)	Rapport DCO/MVES avant respiro	Paramètres estimés (à 20°C)			Moyennes		
						$\mu_{\max}$ (d ⁻¹)	X_H (mg MVES/L)	$X_H/MVES$ (g/g)	$\mu_{\max}$ (d ⁻¹)	X_H (mg MVES/L)	$X_H/MVES$ (g/g)
Été (4-5 août 2009)	L'Assomption	1	68	STEP+B2	11,6	9,7	16	0,11	10,0	18	0,12
		2	81	STEP+B2	10,9	10,4	20	0,13			
	St-Césaire	1	556	STEP+B2	18,3	9,0	23	0,28	9,9	23	0,15
		2	433	STEP+B2	8,4	10,8	24	0,12			
	East Angus	1	280	STEP+B2	6,3	5,4	24	0,05	6,7	15	0,03
		2	332	STEP+B2	7,2	8,0	6	0,012			
Effet du boost (24 août 2009)	St-Hyacinthe	1	288	STEP	5,5	5,1	49	0,17	5,1	49	0,17
				STEP+B2	10,2	4,9	51	0,18	4,9	51	0,18

ec : Effluent concentré

W95 : Wentzel et al. (1195)

H98 : van Haandel et al. (1998)

SH : Affluent de St-Hyacinthe

() : Valeurs estimées pour l'effluent brut en considérant un ratio $X_H/MVES$ constant

B1 : solution nutritive de glucose et acide glutaminique de Standard Methods (boost)

B2 : solution nutritive d'acétate de sodium

- : Sans objet

x : Non détectable

< : Valeur maximale atteinte dans tous les mélanges préparés

8.1.2 Discussion générale des résultats de respirométrie

8.1.2.1 Campagne hivernale

La concentration de la biomasse hétérotrophe n'a pas pu être mesurée à cause du manque de substrat dans l'affluent des STEP de l'Assomption et de St-Césaire, ce qui n'a pas permis une croissance exponentielle observable par le TUO et nécessaire pour utiliser la méthode de Wentzel et al. (1995). Autrement dit, le rapport DCO/MVES était trop faible.

Même si la concentration de substrat pour la STEP d'East Angus était plus élevée, une carence en nutriments (N et P) n'a pas permis non plus la croissance exponentielle.

La floculation faite sur l'affluent pour enlever les boues (et possiblement la biomasse) semble avoir nui aux essais respirométriques parce qu'elle a réduit le pH, l'alcalinité et la concentration en P qui sont nécessaires pour favoriser le développement de la biomasse.

À partir des résultats obtenus pendant cette campagne, les mesures correctives suivantes ont été apportées pour les campagnes ultérieures :

- Afin d'utiliser la méthode de Wentzel et al. (1995), le rapport DCO/MVES a dû être augmenté;
- Des nutriments ont été ajoutés aux échantillons de la STEP d'East Angus;
- La floculation-filtration a été remplacée par la centrifugation-filtration.

8.1.2.2 Campagne d'optimisation n°1

Pour la méthode de croissance exponentielle (Wentzel et al., 1995), afin de corriger la carence en substrat observée lors de la première campagne, des tests respirométriques ont été réalisés avec l'effluent du premier étang de la STEP de l'Assomption avec de l'affluent centrifugé-filtré de cette STEP, suppléé par de l'affluent centrifugé-filtré de la STEP de St-Hyacinthe qui était plus concentré en substrat.

La méthode de respiration endogène pour la détermination du X_H (van Haandel et al., 1998) a été réalisée en utilisant de l'effluent brut (de l'étang 1) et de l'effluent concentré par décantation.

Même s'il a été possible de déterminer la concentration de la biomasse par la méthode de Wentzel et al. (1995), la valeur obtenue a semblé très faible.

La méthode de van Haandel et al. (1998) semble donner de résultats plus représentatifs, lorsque les MVES sont concentrées. Cela permet de détecter la décroissance exponentielle du TUO en fonction du temps et ainsi estimer la concentration de la biomasse. Toutefois, le rapport $X_H/MVES$ est élevé (0,88).

Afin d'empêcher la consommation d'oxygène par nitrification pour des essais de respiration endogène qui durent environ cinq jours, de l'inhibiteur allylthiourée a été ajouté pour la méthode de van Haandel et al. (1998) lors des campagnes ultérieures.

8.1.2.3 Campagne printanière

À la suite des résultats obtenus lors des campagnes hivernales et d'optimisation n°1, les modifications suivantes ont été apportées pour la détermination de la concentration de biomasse active dans l'effluent de l'étang 1 :

- Pour les STEP de l'Assomption et St-Césaire, l'affluent de la STEP a été remplacé par l'affluent de St-Hyacinthe centrifugé et filtré. Afin d'assurer la présence de substrat rapidement biodégradable, une solution étalon de DBO_5 a été ajoutée pour toutes les STEP;
- Pour la STEP d'East Angus, il a été considéré que l'affluent avait une concentration en DCO assez élevée pour réaliser les essais respirométriques. L'affluent brut, centrifugé et filtré de la STEP a donc été utilisé. Pour compenser la carence en nutriments, une solution d'azote et phosphore a été ajoutée;
- De l'inhibiteur de nitrification, l'allylthiourée, a été ajoutée pour les essais de respiration endogène de cinq jours (méthode de van Haandel et al., 1998).

Les valeurs de concentration de la biomasse obtenues par la méthode de Wentzel et al. (1995) sont demeurées faibles.

La méthode de van Haandel et al. (1998) a donné des résultats de concentration plus élevés et plus proches des valeurs estimées théoriquement selon l'approche de Metcalf & Eddy (2003). Néanmoins, les valeurs de b_H obtenues pour la STEP de l'Assomption ont été plus élevées que $0,24 \text{ d}^{-1}$.

L'inhibiteur ATU a empêché la nitrification mais il semble qu'il a pu avoir un effet sur le TUO à partir de 120 h de respiration endogène.

Dans tous les cas, le TUO était faible ($4,5 \text{ mg O}_2/\text{L.h}$ comme valeur maximale). Les courbes de TUO en fonction du temps montrent des points très dispersés autour des valeurs attendues (signal avec « bruit »). La cause de ce problème a été attribuée à la faible concentration en MVES des échantillons.

Pour les campagnes ultérieures, afin d'utiliser la méthode de van Haandel et al. (1998), l'essai a dû être réalisé avec une concentration élevée de MVES. La concentration de l'inhibiteur ne doit par ailleurs pas dépasser 10 mg/L d'allylthiourée.

8.1.2.4 Campagne d'optimisation n°2

L'effluent de l'étang complètement mélangé de la STEP de L'Assomption a été concentré par centrifugation et la concentration de l'inhibiteur d'allylthiourée a été de 10 mg/L.

Avec une concentration plus élevée en MVES, les TUO mesurés ont été plus élevés (20 mg O₂/L.h comme valeur maximale), ce qui a rendu les courbes plus lisses (moins « bruitées ») par rapport aux essais avec une faible concentration en MVES. L'intérêt de concentrer l'échantillon pour utiliser la méthode de van Haandel et al. (1998) a ainsi été confirmé.

Les valeurs estimées pour le coefficient de respiration endogène b_H , ont été dans une plage considérée raisonnable, mais ont été plus élevées que la valeur attendue de 0,24 d⁻¹.

8.1.2.5 Campagne estivale

À cause d'une panne du système d'alimentation de substrat du bioréacteur du laboratoire, il n'a pas été possible d'obtenir une boue en condition pour faire les essais suggérés lors de la campagne d'optimisation n°2.

La biomasse contenue dans les effluents a été mesurée par la méthode de Wentzel et al. (1995). Afin d'assurer la détection de la croissance exponentielle, la concentration de DCO rapidement biodégradable (DCO_{rb}) a été augmentée de façon artificielle, en ajoutant de l'acétate de sodium.

La concentration de la biomasse dans les étangs a été estimée à partir de la méthode de van Haandel et al. (1998), après avoir concentré l'effluent par centrifugation.

Également, la concentration de la DCO biodégradable (DCO_b) à l'affluent et l'effluent du premier étang a été estimée à partir de la DBO_u.

La méthode de Wentzel et al. (1995), utilisée pour mesurer la concentration de la biomasse à l'affluent, a donné des valeurs de concentrations appréciables, particulièrement pour les STEP de l'Assomption et St-Césaire. Soit l'utilisation d'acétate de sodium comme substrat artificiel ou une biomasse plus adaptée à sa biodégradation à l'affluent ont été en cause.

Les valeurs de μ_{max} obtenues sont élevées mais restent dans la plage de valeurs acceptables.

Même si les effluents ont été concentrés entre quatre et sept fois, pour les STEP de l'Assomption et St-Césaire, les concentrations de MVES n'ont pas atteint 1000 mg/L.

Malgré cela, les rapports X_H /MVES obtenus sont dans la plage de valeurs prévisibles, particulièrement pour la journée 2 d'échantillonnage.

Pour les STEP de l'Assomption et St-Césaire, les valeurs estimées du coefficient de respiration endogène b_H , ont été un peu supérieures à la valeur attendue de $0,24 \text{ d}^{-1}$ ($0,25$ à $0,32 \text{ d}^{-1}$) bien que ces valeurs sont plus proches que celles obtenues lors de la caractérisation printanière. Toutefois la valeur de b_H obtenue pour la STEP d'East Angus est particulièrement faible ($0,09 \text{ d}^{-1}$).

Les résultats de concentration de la biomasse à l'affluent montrent que l'inoculum apporté par l'affluent n'est pas négligeable par rapport à la biomasse présente dans l'étang complètement mélangé.

L'effet de l'ajout de substrat artificiel (acétate de sodium) sur les valeurs de X_H et $\mu_{\max}$ a été étudié par la suite.

8.1.2.6 Effet de l'ajout substrat artificiel (boost) sur la croissance exponentielle

L'objectif de ces essais était de déterminer l'effet de l'ajout de substrat artificiel (boost) sur les résultats de concentration de la biomasse ainsi que les résultats de $\mu_{\max}$ à l'affluent, lors des essais de croissance exponentielle soit la méthode de Wentzel et al. (1995).

La biomasse contenue dans l'affluent de St-Hyacinthe a été mesurée par la méthode de Wentzel et al. (1995). Deux bouteilles avec l'affluent brut et deux bouteilles avec l'affluent brut plus boost d'acétate de sodium ont été préparées afin de quantifier l'effet.

Il semble que l'ajout de substrat n'a pas affecté les résultats de concentration en biomasse ainsi que la valeur de $\mu_{\max}$. Les résultats obtenus avec l'affluent brut et l'affluent stimulé avec boost ont été similaires.

Les concentrations de biomasse mesurées sont appréciables (environ 17 % de la MVES).

La biomasse présente à l'affluent est probablement plus adaptée à la dégradation de substrat rapidement biodégradable que la biomasse de l'étang. De ce fait, l'ajout d'acétate de sodium ne semble pas avoir eu un effet appréciable sur les résultats obtenus à l'affluent.

Cela validerait les résultats de X_H et $\mu_{\max}$ mesurés aux affluents des STEP, lors de la 3^e campagne d'échantillonnage (campagne estivale).

8.2 Analyse des approches pour la conception des étangs

8.2.1 Analyse des approches étudiées

Pour la conception de l'étang complètement mélangé, parmi les références étudiées dans le cadre de cette étude, les approches de Metcalf & Eddy (2003) et de Rich (1999) ont semblé prédire le mieux les résultats observés. L'ouvrage de Rich « High Performance Aerated Lagoon Systems » est spécifique pour la conception de ces systèmes, dénommés en anglais « Dual Powered Aerated Lagoons ». Metcalf & Eddy (2003) propose des critères de conception d'étangs facultatifs, d'étangs mélangés sans recirculation de boues (Aerobic flow-through) et d'étangs complètement mélangés avec recirculation de boues (Aerated with solids recycling) de façon séparée. En ce qui concerne la conception de systèmes combinés comme ceux étudiés au cours de ce projet, on y recommande d'utiliser l'approche de Rich (1999).

Metcalf & Eddy (2003) estime qu'un étang avec une puissance de mélange entre cinq et huit W/m^3 est complètement mélangé. Cependant, pour concevoir cet étang, ces auteurs suggèrent l'approche d'ordre mixte avec un TRB égal au TRH. Selon Rich (1999) et Grady et al. (1999), cette puissance de mélange serait suffisante pour assurer le mélange complet et c'est cette recommandation qui a été adoptée par les approches gouvernementales.

Malgré cela, utiliser la valeur de puissance par volume (W/m^3) comme unique critère pour déterminer si les étangs sont partiellement ou complètement mélangés s'avère risqué car cela dépend de l'efficacité du système d'aération. En effet, le système Biolac® de Parkson utilisé aux STEP de l'Assomption, St-Césaire et St-Félix-de-Valois semble permettre d'atteindre un mélange complet avec une puissance de seulement $1,6 \text{ W/m}^3$. En effet, plutôt que la puissance, Parkson considère le débit d'air comme critère de mélange ($4,0 \text{ L/m}^3$ ou $4 \text{ SCFM}/1000 \text{ ft}^3$).

En ce qui concerne les approches gouvernementales, tant l'AEP (2006) que le MDDEP (2008) proposent la conception de systèmes combinés (étangs aérés avec un premier étang complètement mélangé). Toutefois, l'approche pour la conception de l'étang complètement mélangé est différente. L'AEP suggère d'utiliser une approche d'ordre 1 avec un $K_{e,20}$ de $1,5 \text{ d}^{-1}$, tandis que le MDDEP (2008) recommande l'approche d'ordre mixte proposée par Metcalf & Eddy (2003) pour des fortes charges ou un TRH minimal de trois jours pour des faibles charges.

L'U.S.EPA (1983) ne considère pas la conception de systèmes combinés tels que ceux étudiés. La conception des étangs complètement et partiellement mélangés est réalisée en suivant l'approche d'ordre 1, sans correction saisonnière ($FC=1$). La valeur de $K_{e,20}$ de $2,5 \text{ d}^{-1}$ pour la conception des étangs complètement mélangé s'avère trop élevée par rapport aux résultats obtenus au cours de cette étude.

La géométrie des étangs de la STEP de St-Félix-de-Valois et la profondeur des étangs de la STEP d'East Angus sembleraient avoir eu un effet sur la plus faible réduction de la température interétangs en hiver.

Pour les étangs partiellement mélangés, la demande en oxygène benthique n'est considérée que par Rich (1999), particulièrement pour la saison estivale. Elle est indirectement considérée par le MENV (2001) en utilisant le facteur de correction (FC) de 1,2 pour l'été. Pour la conception des STEP de l'Assomption, St-Césaire et St-Félix-de-Valois (Parkson), une demande en oxygène supplémentaire de 0,4 kg O₂/ kg DBO₅ enlevée du 1^{er} étang a été distribuée entre tous les étangs facultatifs afin de tenir compte de cette demande benthique.

Le temps de rétention hydraulique (TRH) recommandé par le MDDEP (2008) pour l'ensemble des étangs facultatifs est de douze jours. Cette valeur est basée sur des données de terrain. Elle est bien supérieure à la valeur de trois jours recommandée par Rich (1999). Un inconvénient d'un TRH court serait qu'il faudrait procéder plus régulièrement à la vidange des étangs, tandis qu'un TRH très long risque de réduire l'efficacité des étangs en hiver (à cause de la baisse de température). Dans ce cas, la valeur de 32 jours proposée par l'AEP (2006) semble excessive.

La zone de polissage ne devrait pas dépasser trois jours de TRH pour ne pas trop favoriser la formation d'algues et d'odeurs ainsi que d'autres produits d'hydrolyse provenant de la zone anaérobie du fond de l'étang.

8.2.2 Synthèse des résultats et recommandations pour la conception des étangs

Pour l'étang complètement mélangé, l'enlèvement de la DBO₅ a été mieux modélisé par une approche d'ordre mixte (de type Metcalf & Eddy, 2003 ou Rich, 1999) que par une approche d'ordre 1 (de type Eckenfelder). Les valeurs des paramètres cinétiques recommandés par Metcalf & Eddy (2003) ont permis de prédire correctement l'enlèvement de la DBO₅ (tableau 2.1). Cette approche a aussi permis de bien modéliser l'étang complètement mélangé de la STEP d'East Angus, dont 70 % de l'affluent est constituée d'un effluent papetier.

Néanmoins, si on souhaitait utiliser une approche de modélisation d'ordre 1 pour le premier étang, une valeur sécuritaire de $K_{e,20}$ qui pourrait être recommandée serait de 1,0 d⁻¹ pour un affluent de type municipal. Toutefois, cette valeur ne semble pas bien modéliser les résultats à la STEP de St-Félix-de-Valois. Dans le cas de la STEP d'East Angus, la constante $K_{e,20}$ a été de 0,6 d⁻¹, valeur inférieure aux autres STEP.

L'approche d'ordre mixte proposée par Metcalf & Eddy (2003) et Rich (1999) semble donc plus appropriée pour la modélisation et la conception d'un étang complètement mélangé.

Des mesures préventives pourraient être considérées afin de réduire le risque le lessivage de la biomasse de l'étang complètement mélangé, particulièrement au printemps. Ainsi, pour retenir une plus grande partie de la biomasse en période de débit élevé, les conduites d'aération en aval pourraient être fermées et le niveau de la conduite de sortie de l'étang pourrait être rehaussé en ajoutant un coude vers le haut. La mise en place de systèmes permettant la recirculation d'une partie de la biomasse en tête du premier étang pourrait aussi être considérée.

Pour le 2^e étang (étang aéré facultatif en aval de l'étang complètement mélangé), la valeur de $K_{e,20}$ proposée par le MENV (2001) de $0,37 \text{ d}^{-1}$ s'est révélée trop faible. Toutefois, les valeurs de $K_{e,20}$ estimées lors de cette étude, pour l'étang 2, seraient plutôt des valeurs « apparentes » car le phénomène physique de sédimentation masque la contribution biologique. La valeur minimale estimée pendant les campagnes d'échantillonnage a été de $1,0 \text{ d}^{-1}$. Par ailleurs, Metcalf & Eddy (2003) recommandent une valeur comprise entre $0,5$ et $0,8 \text{ d}^{-1}$. Les étangs n°2 conçus avec une valeur de $K_{e,20}$ trop élevée seraient sous-dimensionnés, se révélant moins efficaces pour enlever la DBO_5 et les MES. Une valeur de $K_{e,20}$ de $0,8 \text{ d}^{-1}$ semblerait appropriée pour cet étang.

Pour les étangs facultatifs 3 et 4, la valeur de $K_{e,20}$ de $0,37 \text{ d}^{-1}$, correspondant à celle recommandée par le MENV (2001), semble appropriée.

Pour les étangs dans lesquels il y a accumulation de boues, il serait important de maintenir un niveau suffisant d'aération pour assurer une concentration en oxygène dissous supérieure à $2 \text{ mg O}_2/\text{L}$ dans la phase liquide superficielle (colonne d'eau). Une concentration en oxygène entre 0 et $0,5 \text{ mg O}_2/\text{L}$ serait favorable à la dénitrification partielle qui est propice à la production de protoxyde d'azote (N_2O), un puissant gaz à effet de serre (310 équivalents CO_2). Des conditions anaérobies résulteraient en la production de méthane, qui est un aussi un gaz à effet serre (21 équivalents CO_2).

Dans les étangs aérés facultatifs, la sédimentation devrait être considérée parmi les critères de conception, tel que proposé par Metcalf & Eddy (2003) et Rich (1999). La puissance de mélange et l'accumulation des boues devront être considérées à cette fin.

Pour mieux bénéficier de la température élevée des eaux usées, il pourrait être bénéfique d'utiliser des TRH plus courts pour l'étang complètement mélangé. À cet effet, Rich (1999) recommande des TRH entre un jour et demi et trois jours pour l'étang complètement mélangé.

La température supérieure dans l'étang complètement mélangé augmenterait les cinétiques d'abattement de la DBO₅ et favoriserait la nitrification. En général, un TRH de dix jours pour l'ensemble des étangs (étang complètement mélangé inclus) a permis d'avoir un taux d'enlèvement d'environ 80 % de la DBO₅ et des valeurs de concentration inférieures à 30 mg DBO₅/L pour tous les sites et toutes les saisons. Cependant, pour éviter les problèmes causés par d'éventuelles surcharges hydrauliques, un temps de séjour total de quinze jours semble prudent.

Maintenir la température de l'étang complètement mélangé la plus élevée possible pour favoriser l'activité bactérienne est un objectif à viser. Tel que mesuré à la sortie de l'étang 1 au cours de cette étude, la température minimale a été entre 3,5 et 7°C (11°C à East Angus). Ces valeurs sont bien supérieures à la valeur de 0,5°C recommandée par MENV (2001) et le MDDEP (2008) pour la conception des étangs. L'utilisation d'une valeur de température trop basse pour l'étang 1 pourrait résulter en la construction d'étangs trop grands, ce qui occasionnerait des pertes de chaleur plus importantes. La température de conception de l'étang 1 pourrait être basée sur des données réelles de mesures de température à l'affluent et d'un modèle de perte de chaleur dans l'étang.

Pour la zone de polissage du dernier étang, des valeurs de TRH inférieures à trois jours ont permis un taux d'enlèvement des MES important, particulièrement à la STEP de l'Assomption.

Pour le coefficient de température, il semblerait prudent de continuer à utiliser une valeur θ de 1,07, pour réduire le risque de sous-estimer l'importance de la température sur la performance de la STEP.

Le tableau 8.4 présente les critères suggérés pour la conception d'étangs aérés avec un premier étang complètement mélangé.

Tableau 8.4 : Critères suggérés pour la conception d'étangs aérés avec un premier étang complètement mélangé pour le traitement d'affluents principalement domestiques

Paramètre	Unité	Étang complètement mélangé	Étangs aérés facultatifs	Commentaires
TRH	d	1,5 – 3 (2 valeur typique)	10 – 12 (au total)	$TRH > t_c$ estimé par l'équation (15) pour l'étang complètement mélangé
$K_{e,20}$	d^{-1}	N/A	0,8 pour 2 ^e étang 0,37 pour étangs suivants	Approche d'ordre mixte pour la conception de l'étang complètement mélangé
θ	-	Voir tableau 2.1	1,07	
F.C. saisonnier	-	N/A	--	Pas de facteur de correction saisonnier (FC = 1)
Demande en oxygène	kg O ₂ /h	Éq. (10)	Éq. (35)	Une concentration minimale de 2 mg O ₂ /L doit être assurée dans tous les étangs
Puissance d'aération	W/m ³	5 – 8 6 (valeur typique) Voir aussi les équations (29) et (30)	1 - 2	De façon générale, c'est le mélange qui dicte la puissance d'aération de l'étang CM. Cette valeur dépend de l'efficacité de mélange des systèmes d'aération utilisés. Toutefois, dans le cas particulier d'un étang complètement mélangé de petit volume, il est possible que ce soit la demande en oxygène qui dicte la puissance d'aération. Pour les étangs aérés facultatifs, la demande en oxygène dicte la puissance nécessaire. Il est toutefois recommandé de prévoir pour ces étangs une puissance d'au moins 1,0 W/m ³ .

Il est recommandé de concevoir les volumes des étangs en vérifiant les conditions les plus défavorables, soit la température froide de l'hiver et les débits élevés du printemps. Pour la conception du système d'aération, les besoins d'oxygène devront être estimés pendant les conditions estivales en supposant que se produit la nitrification.

9. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les conclusions de cette étude sont présentées en trois sections. La section 9.1 résume les conclusions relatives à la détermination de la concentration de biomasse de l'étang complètement mélangé (X_H) et du taux maximal de croissance (μ_{max}) par essais de respirométrie. La section 9.2 présente les conclusions de la partie conceptuelle de l'étude, soit l'évaluation des différentes approches pour la conception de l'étang complètement mélangé et, dans une moindre mesure, des étangs aérés facultatifs en aval. La section 9.3 fournit les conclusions des différentes simulations BioWin.

9.1 Conclusions des essais de respirométrie

La détermination de la concentration de biomasse hétérotrophe (X_H) dans l'affluent et dans l'effluent de l'étang complètement mélangé requiert deux méthodes respirométriques distinctes. Pour l'affluent, avec une faible concentration de biomasse dans l'échantillon, la méthode de Wentzel et al. (1995) avec croissance exponentielle, semble convenir bien que la disponibilité de DCO biodégradable puisse être limitante.

Les résultats de la 3^e campagne de caractérisation (campagne estivale) montrent que la méthode de Wentzel et al. (1995) semble appropriée pour mesurer la concentration de la biomasse à l'affluent lorsque la croissance est stimulée par l'ajout d'acétate de sodium.

Pour l'effluent de l'étang complètement mélangé, avec une concentration en biomasse un peu plus élevée (mais pas autant que souhaité), la méthode de respiration endogène de van Haandel et al. (1998) s'est révélée préférable. L'ajout d'inhibiteur de nitrification (ATU) et la pré-concentration des matières en suspension de l'échantillon à environ 1 000 mg MVES/L ont permis d'améliorer la qualité des résultats. Les résultats de la campagne estivale ont montré qu'il est nécessaire d'avoir plus de 20 L d'échantillon pour concentrer par centrifugation les MVES à 1000 mg/L pour les effluents de l'Assomption et St-Césaire.

Concernant les résultats obtenus par la méthode de respiration endogène (van Haandel et al., 1998), les valeurs de concentration sont dans une plage qui peut être considérée comme acceptable, en comparaison avec les valeurs théoriques attendues (rapport X_H /MVES entre 0,4 et 0,7).

Les valeurs de b_H ont été différentes de la valeur de référence de $0,24 \text{ d}^{-1}$. Cet écart est probablement dû à l'effet de l'ATU (allylthiourée). Même si l'ATU est utilisé en Europe et a été couramment utilisé par plusieurs auteurs tels que Spanjers et Vanrolleghem (1995), ses effets sur la biomasse hétérotrophe ne sont pas clairement établis (Benes et al., 2002).

Il faut mentionner que la méthode de van Haandel et al. (1998) a été développée pour des STEP à boues activées. Si la nitrification est complète, la concentration de NH_4 est faible et l'ajout d'inhibiteur n'est pas nécessaire. Seule la nitrification de l'azote provenant du résidu endogène de la biomasse doit alors être considérée, tel que décrit dans l'équation (39). Malheureusement, la concentration de NH_4 est assez élevée dans l'effluent de l'étang complètement mélangé et l'ajout d'un inhibiteur de nitrification s'est révélé utile pour éviter de fausser les résultats de la respirométrie.

En général, la bonne qualité des bilans DCO suggère que des problèmes d'étanchéité du système sont peu probables. Toutefois, lorsque les valeurs de TUO sont faibles (au dessous de $6 \text{ mg O}_2/\text{L.h}$) le respiromètre donne de courbes « bruitées » ce qui rendrait moins fiables les résultats. Dans ce cas, il semble préférable de mesurer la concentration d'oxygène de façon continue par sondes.

9.2 Conclusions des approches pour la conception des étangs

L'augmentation de la capacité de traitement d'une STEP par la conversion de l'étang 1 en étang complètement mélangé se révèle être une solution potentiellement intéressante. Dans certains cas, seule une partie de ce premier étang pourrait être convertie afin notamment de bénéficier d'une température plus élevée en hiver.

En ce qui concerne l'étang complètement mélangé, cette étude a permis de montrer que la conception de l'étang complètement mélangé peut être réalisée avec un modèle d'ordre mixte du type Metcalf & Eddy (2003) en utilisant les paramètres par défaut pour des affluent faiblement et fortement chargés. Par ailleurs, le calcul du temps critique en dessous duquel il y a risque de lessivage de la biomasse doit être effectué.

Pour l'étang aéré facultatif directement en aval d'un étang complètement mélangé, une constante « apparente » d'enlèvement de la DBO_5 de $0,8 \text{ d}^{-1}$ peut être utilisée avec un modèle d'ordre 1 de type Eckenfelder. Toutefois, le fonctionnement de cet étang est plus complexe qu'il n'y paraît puisque l'enlèvement de la DBO_5 serait plutôt attribuable à un phénomène de sédimentation de la biomasse produite dans l'étang complètement mélangé.

9.3 Conclusions de la modélisation BioWin

Ce projet a permis d'avoir un aperçu de la modélisation des STEP d'étangs aérés avec un 1^{er} étang complètement mélangé, malgré les limitations du projet en ce qui concerne la quantité et durée des campagnes d'échantillonnage. Le modèle a été calibré avec les résultats de la STEP de l'Assomption, pour prédire le mieux possible les valeurs observées de DCO (totale et soluble), DBO₅ (totale et soluble), MES et MVES à chaque point interétangs ainsi qu'à l'effluent. Les valeurs calibrées ont été généralement acceptables sauf pour la DBO₅ soluble qui a été sous-estimée par le modèle.

Une validation de ce modèle a ensuite été réalisée à partir des résultats obtenus des STEP de St-Félix-de-Valois et de St-Césaire. Les résultats de DCO (totale et soluble), MES et MVES prédits ont été acceptables pour la STEP de St-Félix-de-Valois mais moins bons pour celle de St-Césaire. Pour la DBO₅ (totale et soluble) les résultats obtenus par modélisation ont été sous-estimés par rapport à ceux mesurés.

Pour améliorer la validité du modèle développé, il serait utile de mieux caractériser les paramètres physiques d'écoulement par la réalisation d'essais de traçage lors de diverses conditions d'aération (hiver et été, notamment) et de vidange de boues (si applicable). Il serait aussi utile de prolonger la durée des campagnes d'échantillonnage, idéalement sur une période d'une année.

9.4 Recommandations

La détermination du $K_{e,20}$ biologique du 2^e étang serait fort utile. Bien que Rich (1999) et Grady et al. (1999) proposent une équation pour estimer la demande en oxygène des étangs facultatifs, la situation pour cet étang par rapport aux étangs en aval demeure particulière. Une grande partie de la charge organique entrant dans cet étang est sous forme de biomasse (particulaire) et l'abattement de la DBO₅ serait causé par une combinaison de phénomènes de décantation physique et de dégradation biologique. La détermination de la portion « biologique » de la valeur de la constante « apparente » de cet étang serait importante pour mieux estimer le volume de l'étang et surtout les besoins en oxygène.

En plus du cas d'un étang aéré facultatif en aval d'un étang complètement mélangé, il existe d'autres cas où un 2^e étang reçoit de la biomasse produite en amont. Il s'agit du cas d'une unité à biofilm (e.g. réacteur biologique à support fluidisé, type MBBR ou SMBR) installée entre les étangs 1 et 2 et encore d'une unité à biofilm en amont du premier étang (dans ce cas le premier étang aéré facultatif devient un "étang 2" avec une fonction importante de décantation). La réalisation d'une étude visant particulièrement le 2^e étang serait donc aussi utile pour ces applications.

Par ailleurs, il faut rappeler que le taux d'accumulation des boues au fond d'un étang influence l'importance de l'hydrolyse et de la méthanisation (et de la sulfatoréduction). Alors que la proportion de matière organique biodégradable de "boues jeunes" devrait être comparable à celle des matières particulaires de l'affluent d'un étang, cette proportion diminuera avec l'augmentation du "temps de résidence des boues" suite aux processus d'hydrolyse et méthanisation de la matière biodégradable. La production de gaz à effet de serre d'un "étang 2" résultant de la perte de méthane à l'atmosphère mériterait également d'être caractérisée en fonction de la quantité de boues déposées au fond de l'étang et de l'intensité d'aération.

10. RÉFÉRENCES

- AEP. 2006, Standards and Guidelines for Municipal Waterworks, Wastewater and Storm Drainage Systems. Alberta Environmental Protection, Rapport, janvier.
- Benes, H.O., Spanjers, H., Holba, M. 2002. Respirometry techniques and activated sludge models. *Water Science and Technology*, 46(4-5): 1-6.
- Corominas, Ll., Rieger, L., Takács, I., Ekama, G., Hauduc, H., Vanrolleghem, P.A., Oehmen, A., Gernaey, K.V., van Loosdrecht, M.C.M., Comeau, Y. 2009. New framework for standardized notation in wastewater treatment modelling. Submitted for publication to *Water Science and Technology*.
- Cronje, G. L., Beeharry, A. O., Wentzel M. C., Ekama G. A. 2002. Active biomass in activated sludge mixed liquor. *Water Research*, 36(2), 439-444.
- Ekama G.A., Dold P.L. and Marais G.v.R. (1986) Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Sci. Technol.*, 18(6), 91
- EnviroSim. 2009. « User Manual for BioWin 3.1 ». EnviroSim Associates, Flamborough, Ontario.
- Grady C.P.L. Jr, Daigger, G.T., Lim, H.C. 1999. *Biological Wastewater Treatment*, 2e éd.: Marcel Dekker, New York.
- Henze, M., Grady, C. P. L. J., Gujer, W., Marais, G. v. R., Matsuo, T. 1987. Activated sludge model no.1. IAWPRC (International Association for Water Pollution Research and Control), Scientific and Technical Report no.1., 33 pp.
- Houweling, D. 2006. Modélisation de l'enlèvement de l'azote ammoniacal en étangs aérés facultatifs. Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal.
- Kappeler, J., Gujer, W. 1992. Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. *Water Science and Technology*, 25(6): 125-139.
- MAMROT. 2008. Ouvrages de surverse et stations d'épuration - Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2008. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, Direction générale des infrastructures. Rapport, mai.

MENV. 2001 Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique, chapitre 6 « Lagunage ». Ministère de l'Environnement, Rapport.

Metcalf & Eddy. 1991. Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse, 3e éd.: McGraw-Hill, New York.

Metcalf & Eddy. 2003. Wastewater Engineering - Treatment and Reuse, 4e éd.: McGraw-Hill, New York.

Parkson Corporation Inc. 2009. Communication personnelle avec Jean Grenier.

Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M., Vanrolleghem, P.A. 2008. Calibration of activated sludge models: A critical review of experimental designs. In: Biotechnology for the Environment: Wastewater Treatment and Modeling, Waste Gas Handling. Eds. Agathos S.N. and Reineke W., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 101-186.

Rich, L. 1982. Design Approach to Dual-Power Aerated Lagoons. Journal ASCE, 108(E3): 532-548.

Rich, L. 1999. High Performance Aerated Lagoons, 1^{ère} éd. American Academy of Environmental Engineers. Annapolis, Maryland.

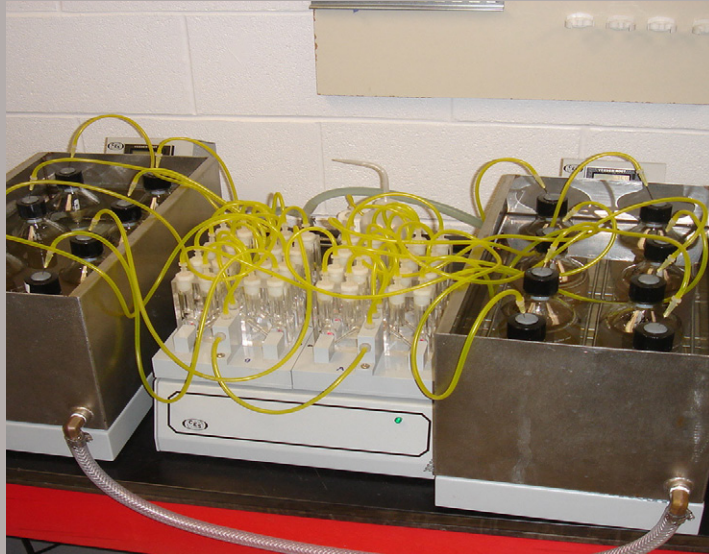
Sollfrank U. and Gujer W. (1991) Characterisation of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process. Water Sci. Technol., 23, 1057 – 1066.

Spanjers, H., Vanrolleghem, P.A. 1995. Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge. Water Science and Technology, 31(2): 105-114.

U.S. Environmental Protection Agency. 1983. Design Manual – Municipal Stabilisation Ponds Wastewater. Rapport, octobre

van Haandel, A.C.C., Paula, F.C., Araujo, L.S. 1998. Biological sludge stabilisation Part 1: kinetics of aerobic sludge digestion. Water S.A., 24(3): 223-230.

Wentzel, M.C., Mbewe, A., Ekama, G.A. 1995. Batch test for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentration in municipal waste waters. Water S.A., 21(2): 117-124.



ANNEXE **A**

RÉSULTATS DÉTAILLÉS DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE

Résultats des campagnes d'échantillonnage

Résultats de l'affluent pour la STEP de l'Assomption (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Affluent (composé 24h)	Hiver	16/02/09	10 224	117	18	300	78	203	150	30	15	0,56	7,7	11,2
		17/02/09	8 900	158	16	490	51	293	240	38	16	0,27	-	-
		18/02/09	8 586	147	15	330	83	298	-	-	-	-	-	-
		19/02/09	9 207	233	16	350	58	272	-	-	-	-	7,2	11,2
		20/02/09	8 415	103	27	170	43	176	130	29	15	0,33	-	-
		21/02/09	8 335	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	8 415	136	12	290	34	198	-	-	-	-	7,4	10,4
	Printemps	23/03/09	10 418	73	7	310	17	137	92	28	11	1,1	7,7	7,5
		24/03/09	13 452	81	11	200	69	115	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	16 315	73	15	160	29	129	73	22	9,2	0,72	-	-
		26/03/09	17 435	58	13	170	32	71	-	-	-	-	7,4	7,5
		27/03/09	21 325	37	11	140	21	134	55	20	7	1	-	-
		28/03/09	26 566	18	9	210	36	302	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	23 303	56	7	250	31	334	-	-	-	-	7,7	7,7
	Été	03/08/09	14 283	76	14	240	38	282	150	27	9,1	-	6,8	19,8
		04/08/09	14 144	91	8	290	38	245	150	26	11	-	6,8	-
		05/08/09	9 477	102	3	350	-	240	-	-	-	-	-	-
		06/08/09	10 891	125	17	340	39	244	180	25	16	0,15	6,8	19,7
		07/08/09	11 101	67	7	250	34	161	-	-	-	-	6,8	-
		08/08/09	10 658	62	14	190	36	168	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	10 797	67	22	270	49	223	-	-	-	-	7,2	18,5

Résultats de l'inter-étang 1-2 pour la STEP de l'Assomption (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Inter-étang 1-2	Hiver	16/02/09	10 224	77	6	210	47	171	100	30	14	0,85	7,3	5,6
		17/02/09	8 900	51	7	190	71	109	-	-	-	-	-	-
		18/02/09	8 586	71	5	200	57	135	99	31	14	0,62	-	-
		19/02/09	9 207	86	8	190	53	168	-	-	-	-	7,3	3,5
		20/02/09	8 415	52	4	210	53	107	85	27	14	0,64	-	-
		21/02/09	8 335	43	8	130	45	158	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	8 415	54	7	190	42	115	-	-	-	-	7,3	5,6
	Printemps	23/03/09	10 418	426	19	520	35	708	470	210	12	0,45	7,2	8,3
		24/03/09	13 452	49	5	160	38	140	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	16 315	40	12	220	28	44	37	29	9,9	0,97	-	-
		26/03/09	17 435	240	7	300	42	306	-	-	-	-	7,3	8,3
		27/03/09	21 325	208	6	210	47	292	200	28	9,8	0,98	-	-
		28/03/09	26 566	47	13	140	25	101	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	23 303	18	9	150	29	53	-	-	-	-	7,2	8,3
	Été	03/08/09	14 283	26	4	85	36	78	41	25	11	0,09	7,2	21,3
		04/08/09	14 144	33	6	140	-	170	-	-	-	-	-	-
		05/08/09	9 477	84	10	240	43	222	103	28	13	-	-	-
		06/08/09	10 891	43	9	130	24	162	86	18	13	0,42	7	21,8
		07/08/09	11 101	25	4	150	-	131	-	-	-	-	-	-
		08/08/09	10 658	6	6	140	39	109	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	10 797	26	6	100	41	185	-	-	-	-	6,9	20,4

Résultats de l'inter-étang 2-3 pour la STEP de l'Assomption (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Inter-étang 2-3	Hiver	16/02/09	10 224	22	8	89	57	42	26	24	14	0,75	7,2	1,5
		17/02/09	8 900	18	5	110	54	29	-	-	-	-	-	-
		18/02/09	8 586	18	7	120	45	28	24	30	13	0,78	-	-
		19/02/09	9 207	15	5	80	53	25	-	-	-	-	7,3	4,8
		20/02/09	8 415	13	6	45	53	22	18	29	14	0,83	-	-
		21/02/09	8 335	13	6	70	40	24	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	8 415	19	4	76	45	27	-	-	-	-	7,3	3,2
	Printemps	23/03/09	10 418	19	4	88	47	38	23	33	11	0,55	7,4	7,8
		24/03/09	13 452	18	5	81	33	37	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	16 315	20	7	80	38	40	28	26	11	0,77	-	-
		26/03/09	17 435	20	8	110	42	29	-	-	-	-	7,6	7,8
		27/03/09	21 325	24	8	91	44	101	82	29	11	0,74	-	-
		28/03/09	26 566	15	6	84	42	34	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	23 303	13	5	78	34	33	-	-	-	-*	7,4	7,8
	Été	03/08/09	14 283	16	-	95	50	88	46	20	14	0,10	7,2	20,2
		04/08/09	14 144	9	4	79	33	76	-	-	-	-	-	-
		05/08/09	9 477	18	5	82	36	69	31	22	15	-	-	-
		06/08/09	10 891	11	4	120	-	82	36	18	15	0,58	7,1	22,6
		07/08/09	11 101	14	4	81	-	76	-	-	-	-	-	-
		08/08/09	10 658	2	3	52	39	64	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	10 797	6	2	73	39	62	-	-	-	-	7,1	21,2

Résultats de l'inter-étang 3-4 pour la STEP de l'Assomption (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Inter-étang 3-4	Hiver	16/02/09	10 224	14	5	71	59	27	16	26	16	0,34	7,3	1,4
		17/02/09	8 900	14	6	54	52	18	-	-	-	-	-	-
		18/02/09	8 586	15	7	67	47	12	12	31	15	0,43	-	-
		19/02/09	9 207	13	5	55	47	19	-	-	-	-	7,5	2,3
		20/02/09	8 415	9	5	64	53	15	13	26	15	0,57	-	-
		21/02/09	8 335	8	7	62	75	18	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	8 415	10	8	58	37	16	-	-	-	-	7,4	1,3
	Printemps	23/03/09	10 418	15	7	57	35	18	11	30	12	0,33	7,6	7,3
		24/03/09	13 452	15	6	67	51	19	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	16 315	14	8	63	38	62	36	21	12	0,54	-	-
		26/03/09	17 435	16	9	64	39	23	-	-	-	-	7,7	7,3
		27/03/09	21 325	5	7	54	47	22	15	16	12	0,61	-	-
		28/03/09	26 566	12	5	67	34	24	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	23 303	13	4	70	47	20	-	-	-	-	7,6	7,3
	Été	03/08/09	14 283	6	-	60	28	35	19	18	14	0,31	7,0	20,0
		04/08/09	14 144	6	-	58	36	33	-	-	-	-	-	-
		05/08/09	9 477	4	4	42	-	35	19	18	17	0,20	-	-
		06/08/09	10 891	8	4	53	-	32	17	20	15	0,26	7,1	23,1
		07/08/09	11 101	5	4	60	41	33	-	-	-	-	-	-
		08/08/09	10 658	6	-	43	40	23	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	10 797	4	3	47	34	25	-	-	-	-	7,2	21,8

Résultats de l'effluent pour la STEP de l'Assomption (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Effluent	Hiver	16/02/09	10 224	10	8	60	47	16	6	27	17	0,29	7,2	1,1
		17/02/09	8 900	12	6	58	42	12	-	-	-	-	-	-
		18/02/09	8 586	10	5	63	59	8	8	28	17	0,41	-	-
		19/02/09	9 207	6	5	60	51	12	-	-	-	-	7,5	1,0
		20/02/09	8 415	6	6	57	40	9	9	20	15	0,69	-	-
		21/02/09	8 335	8	5	94	81	11	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	8 415	8	6	47	34	9	-	-	-	-	7,4	0,6
	Printemps	23/03/09	10 418	12	6	52	28	10	6	29	14	0,28	7,7	8,3
		24/03/09	13 452	13	8	53	25	9	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	16 315	11	8	51	44	11	8	19	13	0,44	-	-
		26/03/09	17 435	8	8	87	39	11	-	-	-	-	7,8	7,3
		27/03/09	21 325	13	8	54	54	11	7	25	13	0,47	-	-
		28/03/09	26 566	9	4	56	34	11	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	23 303	10	2	58	34	9	-	-	-	-	7,7	7,3
	Été	03/08/09	14 283	6	-	51	33	6	4	17	8,3	1,1	7,1	19,9
		04/08/09	14 144	3	-	35	28	6	-	-	-	-	-	-
		05/08/09	9 477	2	2	22	-	6	4	20	14	1,6	-	-
		06/08/09	10 891	4	4	37	-	6	5	15	13	7,2	6,8	23,6
		07/08/09	11 101	6	4	42	-	6	-	-	-	-	-	-
		08/08/09	10 658	2	-	33	32	4	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	10 797	4	5	33	27	3	-	-	-	-	7,2	21,8

Résultats de l'affluent pour la STEP de St-Césaire-Rougemont (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Affluent (composé 24h)	Hiver	16/02/09	4 098	127	51	370	78	122	110	35	16	0,3	8,1	16,9
		17/02/09	3 883	121	75	490	91	161	-	-	-	-	8,0	15,6
		18/02/09	4 537	137	57	320	100	136	130	36	14	0,3	8,1	17,3
		19/02/09	3 971	178	140	380	110	156	-	-	-	-	10,9	-
		20/02/09	3 040	118	89	370	78	189	140	20	12	0,5	7,7	17,4
		21/02/09	2 649	78	15	100	60	100	-	-	-	-	7,7	15,1
		22/02/09	3 727	62	14	190	95	126	-	-	-	-	7,8	16,2
	Printemps	23/03/09	4 393	90	32	390	71	128	100	42	19	0,03	-	-
		24/03/09	4 377	111	17	160	52	166	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	4 619	104	21	350	42	114	62	39	14	-	-	-
		26/03/09	4 768	88	35	310	31	138	-	-	-	-	-	-
		27/03/09	5 940	70	22	1300	26	121	100	21	8,1	-	-	-
		28/03/09	4 999	34	10	190	24	65	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	5 062	32	4	200	26	81	-	-	-	-	-	-
	Été	03/08/09	4 652	27	-	100	28	123	71	5,1	-	17	7,8	20,7
		04/08/09	4 836	62	14	200	50	124	-	-	-	-	7,6	19,4
		05/08/09	5 914	87	20	370	43	232	190	18	9,5	0,87	7,6	19,7
		06/08/09	4 670	71	30	230	34	140	-	-	-	-	7,5	21,7
		07/08/09	4 511	82	29	250	54	213	160	16	8,6	0,13	7,4	20,9
		08/08/09	3 495	102	28	240	49	142	-	-	-	-	7,4	20,9
		09/08/09	2 949	67	13	210	32	102	-	-	-	-	7,5	19,9

Résultats de l'inter-étang 1-2 pour la STEP de St-Césaire-Rougemont (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Inter-étang 1-2	Hiver	16/02/09	4 098	41	5	190	52	84	72	26	8,6	0,69	8,0	7,8
		17/02/09	3 883	39	4	170	40	69	-	-	-	-	8,0	8,2
		18/02/09	4 537	49	5	170	26	72	72	27	9,7	0,51	7,9	7,7
		19/02/09	3 971	50	3	180	41	75	-	-	-	-	8,3	-
		20/02/09	3 040	33	9	200	34	123	110	27	8,6	0,54	7,9	7,5
		21/02/09	2 649	37	6	190	52	108	-	-	-	-	8,0	7,5
		22/02/09	3 727	43	9	170	45	115	-	-	-	-	7,8	7,6
	Printemps	23/03/09	4 393	31	3	130	33	257	200	32	11	1,3	7,3	7,2
		24/03/09	4 377	29	5	180	33	70	-	-	-	-	7,1	6,8
		25/03/09	4 619	25	6	160	39	62	56	25	12	-	7,7	7,0
		26/03/09	4 768	33	8	150	32	63	-	-	-	-	7,4	-
		27/03/09	5 940	30	10	180	25	87	75	33	12	-	7,4	7,2
		28/03/09	4 999	13	11	210	42	71	-	-	-	-	7,5	8,3
		29/03/09	5 062	23	6	130	39	58	-	-	-	-	7,1	8,9
	Été	03/08/09	4 652	102	5	170	38	99	86	17	9	0,06	7,7	22,8
		04/08/09	4 836	35	6	91	21	77	-	-	-	-	7,8	22,6
		05/08/09	5 914	40	7	97	-	108	77	4,8	0,2	17	7,7	22,9
		06/08/09	4 670	37	9	39	-	28	-	-*	-	-	7,6	23,1
		07/08/09	4 511	26	7	120	39	76	56	5,4	1,7	9,1	7,7	22,9
		08/08/09	3 495	15	4	120	34	107	-	-	-	-	7,8	23,0
		09/08/09	2 949	6	2	96	18	63	-	-	-	-	7,6	23,2

Résultats de l'inter-étang 2-3 pour la STEP de St-Césaire-Rougemont (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Inter-étang 2-3	Hiver	16/02/09	4 098	11	3	54	38	13	13	20	8,6	3,4	8,3	0,9
		17/02/09	3 883	40	5	170	120	73	-	-	-	-	8,4	0,7
		18/02/09	4 537	60	3	60	36	22	5	17	8,1	2,8	8,4	0,9
		19/02/09	3 971	25	2	60	43	25	-	-	-	-	4,9	-
		20/02/09	3 040	11	2	65	19	116	37	19	8,6	2,9	8,4	0,7
		21/02/09	2 649	12	6	68	34	47	-	-	-	-	8,2	0,4
		22/02/09	3 727	9	5	62	45	43	-	-	-	-	8,4	0,6
	Printemps	23/03/09	4 393	72	3	240	32	186	100	44	10	1,7	8,0	3,4
		24/03/09	4 377	82	-	270	25	195	-	-	-	-	8,0	3,5
		25/03/09	4 619	47	4	180	22	142	62	21	10	1,8	7,9	3,5
		26/03/09	4 768	40	3	180	32	144	-	-	-	-	5,7	-
		27/03/09	5 940	14	-	270	12	166	100	25	9,4	1,7	7,9	3,7
		28/03/09	4 999	11	2	270	21	203	-	-	-	-	7,9	4,0
		29/03/09	5 062	27	-	250	16	255	-	-	-	-	7,9	3,9
	Été	03/08/09	4 652	-	-	35	28	33	15	5,9	-	16	8,4	28,5
		04/08/09	4 836	8	2	36	24	41	-	-	-	-	8,4	29,1
		05/08/09	5 914	18	6	120	-	95	54	5,8	-	20	8,5	28,7
		06/08/09	4 670	8	2	33	-	43	-	-	-	-	8,4	28,9
		07/08/09	4 511	3	-	29	19	29	20	7,1	-	11	8,4	28,3
		08/08/09	3 495	-	-	150	24	60	-	-	-	-	8,4	29,0
		09/08/09	2 949	-	-	37	15	18	-	-	-	-	8,4	28,8

Résultats de l'inter-étang 3-4 pour la STEP de St-Césaire-Rougemont (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Inter-étang 3-4	Hiver	16/02/09	4 098	44	5	130	54	63	52	25	9,7	0,78	8,2	3,4
		17/02/09	3 883	46	6	140	18	72	-	-	-	-	8,3	4,2
		18/02/09	4 537	54	9	150	61	62	37	18	11	11	8,2	3,3
		19/02/09	3 971	33	4	160	53	95	-	-	-	-	6,7	-
		20/02/09	3 040	44	6	120	32	80	72	20	11	0,70	8,4	2,6
		21/02/09	2 649	53	12	160	40	68	-	-	-	-	8,4	3,1
		22/02/09	3 727	19	6	160	53	109	-	-	-	0,3	8,1	3,4
	Printemps	23/03/09	4 393	41	27	250	25	79	51	33	11	-	7,7	4,9
		24/03/09	4 377	40	6	120	28	58	-	-	-	0,13	7,9	5,0
		25/03/09	4 619	34	3	100	49	62	42	23	12	-	7,7	4,8
		26/03/09	4 768	36	7	120	42	48	-	-	-	-	6,4	-
		27/03/09	5 940	19	5	120	20	156	61	26	12	-	7,7	5,0
		28/03/09	4 999	22	4	77	31	53	-	-	-	-	7,7	5,2
		29/03/09	5 062	15	4	110	44	26	-	-	-	-	7,4	5,1
	Été	03/08/09	4 652	28	7	110	19	106	71	9,8	-	23	7,3	24,0
		04/08/09	4 836	26	2	130	21	145	-	-	-	-	7,4	24,1
		05/08/09	5 914	8	3	18	-	22	12	3	0,4	21	7,4	24,1
		06/08/09	4 670	15	4	110	-	23	-	-	-	-	7,5	24,2
		07/08/09	4 511	16	2	120	29	216	150	-	-	11	7,6	24,1
		08/08/09	3 495	3	2	200	32	144	-	-	-	-	7,5	23,9
		09/08/09	2 949	6	-	130	-	104	-	-	-	-	7,3	24,0

Résultats de l'effluent pour la STEP de St-Césaire-Rougemont (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Effluent	Hiver	16/02/09	4 098	6	5	120	49	48	44	27	11	0,75	7,9	3,5
		17/02/09	3 883	26	5	130	30	26	-	-	-	-	7,8	3,2
		18/02/09	4 537	30	11	80	51	24	17	20	11	0,86	7,8	2,7
		19/02/09	3 971	19	3	76	46	38	-	-	-	-	5,6	-
		20/02/09	3 040	16	4	89	32	48	37	22	11	1,2	7,8	2,3
		21/02/09	2 649	21	6	77	36	45	-	-	-	-	7,5	3,7
		22/02/09	3 727	16	6	79	73	47	-	-	-	-	7,7	3,6
	Printemps	23/03/09	4 393	2	3	77	25	37	24	31	12	0,33	7,7	5,7
		24/03/09	4 377	23	-	74	25	30	-	-	-	-	7,6	5,5
		25/03/09	4 619	16	3	62	32	23	16	22	13	0,22	7,6	5,4
		26/03/09	4 768	14	4	58	58	22	-	-	-	-	6,6	-
		27/03/09	5 940	8	3	79	12	22	19	23	15	0,15	7,6	5,5
		28/03/09	4 999	7	3	82	39	27	-	-	-	-	7,8	5,5
		29/03/09	5 062	9	-	78	38	24	-	-	-	-	7,5	5,6
	Été	03/08/09	4 652	7	-	33	14	17	10	6,9	0,3	25	7,7	22,8
		04/08/09	4 836	-	-	31	-	14	-	-	-	-	7,7	22,5
		05/08/09	5 914	11	4	16	-	10	7	4,2	0,4	19	7,6	22,6
		06/08/09	4 670	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,6	22,9
		07/08/09	4 511	-	-	33	19	16	14	-	0,8	11	7,7	22,8
		08/08/09	3 495	3	-	33	24	12	-	-	-	-	7,6	23,1
		09/08/09	2 949	6	-	28	11	12	-	-	-	-	7,8	22,9

Résultats de l'affluent pour la STEP d'East Angus (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Affluent (composé 24h)	Hiver	16/02/09	7 680	439	405	1200	640	164	140	18	1,9	0,09	7,5	14
		17/02/09	9 231	566	476	1300	730	143	-	-	-	-	-	-
		18/02/09	9 087	480	340	2800	510	88	88	25	5,7	0,13	-	-
		19/02/09	9 251	286	194	1200	780	155	-	-	-	-	7,5	16
		20/02/09	8 698	284	231	1400	730	245	210	21	5,3	0,06	-	-
		21/02/09	8 188	370	287	930	630	135	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	8 518	341	314	870	610	86	-	-	-	-	7,4	16
	Printemps	23/03/09	10 729	405	301	1300	780	314	180	9,4	-	-	8,4	8
		24/03/09	9 230	313	251	990	690	111	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	12 107	466	440	1200	810	178	110	13	2,6	-	-	-
		26/03/09	14 578	380	341	1100	610	122	-	-	-	-	8,5	11
		27/03/09	11 674	347	234	1100	590	92	76	13	1,3	0,05	-	-
		28/03/09	12 034	389	341	1100	590	197	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	14 094	314	251	790	500	131	-	-	-	-	8,5	11
	Été	03/08/09	9 173	628	512	1800	930	263	240	-	-	0,04	9,3	17
		04/08/09	9 859	574	314	1800	1300	508	-	-	-	-	-	-
		05/08/09	10 560	386	264	1000	560	374	300	15	0,4	0,12	-	-
		06/08/09	10 993	252	208	980	490	332	-	-	-	-	6,8	18
		07/08/09	12 363	178	137	680	380	181	160	3,7	-	0,04	-	-
		08/08/09	11 820	526	218	1200	600	461	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	6 019	281	242	840	570	118	-	-	-	-	6,8	18

Résultats de l'inter-étang 1-2 pour la STEP d'East Angus (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m³/d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Inter-étang 1-2	Hiver	16/02/09	7 680	67	4	870	130	640	600	23	1,5	0,14	7,1	20
		17/02/09	9 231	74	5	710	130	485	-	-	-	-	-	-
		18/02/09	9 087	144	5	460	130	520	480	23	-	0,11	-	-
		19/02/09	9 251	180	5	1200	160	590	-	-	-	-	7	22
		20/02/09	8 698	83	20	780	120	740	630	-	-	0,11	-	-
		21/02/09	8 188	82	18	850	160	655	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	8 518	47	8	770	100	445	-	-	-	-	7,2	17
	Printemps	23/03/09	10 729	90	23	770	130	158	76	26	-	-	7,4	11
		24/03/09	9 230	92	30	710	170	407	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	12 107	98	51	790	250	442	370	17	-	-	-	-
		26/03/09	14 578	145	90	1100	270	435	-	-	-	-	7,2	17
		27/03/09	11 674	152	60	1300	240	565	470	15	-	-	-	-
		28/03/09	12 034	110	17	1100	220	530	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	14 094	95	47	930	190	375	-	-	-	-	7,1	18
	Été	03/08/09	9 173	79	18	640	150	482	350	15	1,3	0,06	7,2	25
		04/08/09	9 859	88	12	610	150	615	-	-	-	-	-	-
		05/08/09	10 560	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		06/08/09	10 993	152	56	720	150	608	-	-	-	-	7,1	26
		07/08/09	12 363	55	11	210	170	405	330	11	-	0,08	-	-
		08/08/09	11 820	56	9	780	120	590	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	6 019	48	6	770	140	566	-	-	-	-	7,4	26

Résultats de l'inter-étang 2-3 pour la STEP d'East Angus (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Inter-étang 2-3	Hiver	16/02/09	7 680	27	12	280	150	90	78	20	-	0,23	7,7	13
		17/02/09	9 231	12	12	280	130	77	-	-	-	-	-	-
		18/02/09	9 087	40	8	290	130	59	59	7,1	-	-	-	-
		19/02/09	9 251	36	9	290	140	109	-	-	-	-	7,4	15
		20/02/09	8 698	39	18	310	140	148	100	8,4	-	-	-	-
		21/02/09	8 188	37	15	300	140	118	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	8 518	29	15	440	150	112	-	-	-	-	7,1	15
	Printemps	23/03/09	10 729	35	5	460	130	322	220	28	-	-	7,5	8
		24/03/09	9 230	33	4	400	130	283	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	12 107	30	12	450	140	226	180	11	-	-	-	-
		26/03/09	14 578	41	21	450	160	217	-	-	-	-	7,5	16
		27/03/09	11 674	45	19	480	150	490	200	7,8	-	-	-	-
		28/03/09	12 034	20	13	580	180	238	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	14 094	45	15	440	170	255	-	-	-	-	7,6	16
	Été	03/08/09	9 173	21	6	370	82	285	210	10	-	0,02	7,4	24
		04/08/09	9 859	42	3	340	82	210	-	-	-2	-	-	-
		05/08/09	10 560	61	4	380	53	260	200	14	-	0,03	-	-
		06/08/09	10 993	19	5	210	60	84	-	-	-	-	6,9	24
		07/08/09	12 363	12	8	310	110	345	260	-	-	0,05	-	-
		08/08/09	11 820	15	2	330	93	176	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	6 019	19	5	260	100	116	-	-	-	-	7,1	23

Résultats de l'effluent pour la STEP d'East Angus (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Effluent	Hiver	16/02/09	7 680	16	10	240	140	50	44	9,2	-	0,33	8	8
		17/02/09	9 231	21	-	210	130	42	-	-	-	-	-	-
		18/02/09	9 087	19	5	160	110	46	31	13	0,4	0,07	-	-
		19/02/09	9 251	12	8	230	130	80	-	-	-	-	7,4	12
		20/02/09	8 698	19	8	230	120	94	77	0,9	0,7	0,42	-	-
		21/02/09	8 188	27	8	240	120	86	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	8 518	18	12	250	130	77	-	-	-	-	7,7	16
	Printemps	23/03/09	10 729	39	2	370	120	197	150	17	0,5	0,25	7,8	8
		24/03/09	9 230	30	6	370	130	152	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	12 107	32	8	410	180	96	73	12	0,3	-	-	-
		26/03/09	14 578	30	25	270	140	109	-	-	-	-	7,5	7
		27/03/09	11 674	26	12	410	140	138	120	10	-	-	-	-
		28/03/09	12 034	51	16	410	160	68	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	14 094	46	8	380	160	150	-	-	-	-	7,6	14
	Été	03/08/09	9 173	13	8	140	99	47	39	11	3,8	0,14	7,3	22
		04/08/09	9 859	15	2	130	87	87	-	-	-	-	-	-
		05/08/09	10 560	33	2	120	38	52	45	11	5,4	0,46	-	-
		06/08/09	10 993	14	7	120	29	41	-	-	-	-	7,6	23
		07/08/09	12 363	12	2	130	85	131	110	8	3,7	0,09	-	-
		08/08/09	11 820	4	-	150	67	28	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	6 019	4	2	150	93	45	-	-	-	-	7,1	22

Résultats de l'affluent pour la STEP de St-Félix-de-Valois (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Affluent (composé 24h)	Hiver	16/02/09	1085	128	57	440	57	147	130	32	12	0,84	7,7	2,1
		17/02/09	1094	120	45	270	26	41	-	-	-	-	-	-
		18/02/09	1051	77	20	150	49	120	120	32	12	1,1	-	-
		19/02/09	1071	101	36	270	73	131	-	-	-	-	7,7	6,6
		20/02/09	1043	66	35	210	47	115	110	29	13	1,2	-	-
		21/02/09	994	79	32	480	24	160	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	1028	60	12	200	27	101	-	-	-	-	7,4	4,4
	Printemps	23/03/09	1717	84	32	200	52	79	75	29	7,1	1,4	7,6	6,7
		24/03/09	1708	93	18	280	25	86	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	1826	95	30	260	42	73	66	34	8,7	1,6	-	-
		26/03/09	2266	90	20	160	34	106	-	-	-	-	7,4	7,4
		27/03/09	2618	45	17	130	24	86	65	15	4,8	1,4	-	-
		28/03/09	2687	53	19	76	31	76	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	3245	13	5	110	18	46	-	-	-	-	7,0	6,4
	Été	03/08/09	2454	21	8	68	28	107	49	16	2,1	0,88	6,4	20
		04/08/09	2180	24	2	87	26	105	-	-	-	-	-	-
		05/08/09	2013	30	6	110	-	56	40	13	4,2	4,3	-	-
		06/08/09	2076	37	10	91	15	86	-	-	-	-	6,3	19,4
		07/08/09	1890	70	10	350	24	199	120	13	3,3	2,5	-	-
		08/08/09	1729	43	13	140	19	97	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	1761	24	10	82	27	30	-	-	-	-	6,4	17,3

Résultats de l'inter-étang 1-2 pour la STEP de St-Félix-de-Valois (données brutes)

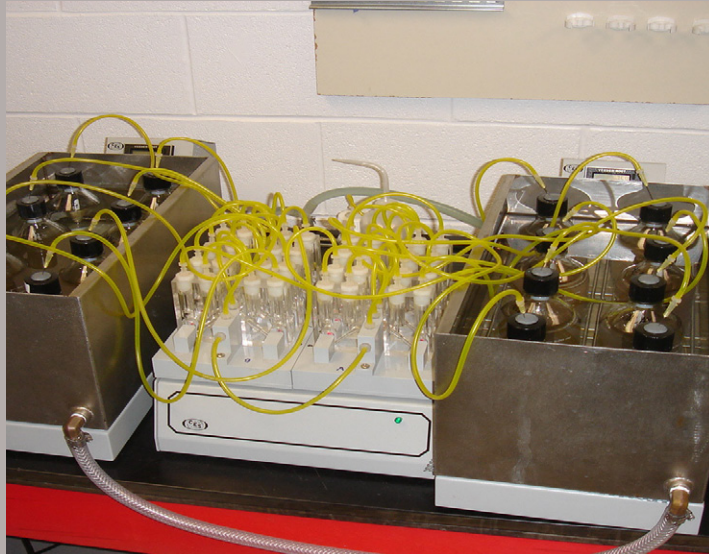
Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Inter-étang 1-2	Hiver	16/02/09	1085	30	5	150	42	74	66	25	12	0,93	7,1	5,6
		17/02/09	1094	52	7	150	28	67	-	-	-	-	-	-
		18/02/09	1051	44	6	200	40	74	71	23	12	1	-	-
		19/02/09	1071	47	5	68	46	70	-	-	-	-	7,6	3,6
		20/02/09	1043	82	7	380	38	66	64	32	13	0,91	-	-
		21/02/09	994	61	12	150	24	82	-	-	-	-	-	-
		22/02/09	1028	25	4	180	29	83	-	-	-	-	7,2	6,2
	Printemps	23/03/09	1717	399	46	320	48	159	120	32	7,2	0,91	6,2	5,5
		24/03/09	1708	35	5	110	25	47	-	-	-	-	-	-
		25/03/09	1826	42	6	110	28	49	45	19	8,4	1,1	-	-
		26/03/09	2266	39	5	100	19	58	-	-	-	-	7,5	7,4
		27/03/09	2618	32	6	98	32	65	53	24	6,7	1,2	-	-
		28/03/09	2687	20	11	110	16	53	-	-	-	-	-	-
		29/03/09	3245	18	6	88	34	50	-	-	-	-	7,1	6,7
	Été	03/08/09	2454	106	-	170	-	202	110	23	5	0,69	6,3	17,7
		04/08/09	2180	21	-	53	11	62	-	-	-	-	-	-
		05/08/09	2013	9	-	62	-	68	36	12	3	0,67	-	-
		06/08/09	2076	17	2	90	-	71	-	-	-	-	6,1	19
		07/08/09	1890	21	9	70	-	66	28	10	1,9	1	-	-
		08/08/09	1729	9	8	110	29	90	-	-	-	-	-	-
		09/08/09	1761	7	5	65	24	65	-	-	-	-	6,6	17,4

Résultats de l'inter-étang 2-3 pour la STEP de St-Félix-de-Valois (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Inter-étang 2-3	Hiver	16/02/09	1085	9	6	49	18	12	11	27	15	1,2	-	-
		17/02/09	1094	14	3	57	61	21	-	-	-	-	7,6	1,2
		18/02/09	1051	15	13	55	46	15	13	25	16	1,3	-	-
		19/02/09	1071	9	5	41	27	24	-	-	-	-	-	-
		20/02/09	1043	9	7	39	29	15	-	-	-	-	7,3	0,5
		21/02/09	994	11	7	49	17	19	14	28	14	0,5	6,5	1,4
		22/02/09	1028	11	3	49	20	16	-	-	-	-	-	-
	Printemps	23/03/09	1717	9	3	58	33	19	13	21	13	0,77	-	-
		24/03/09	1708	12	4	80	12	20	-	-	-	-	7,3	5,7
		25/03/09	1826	10	4	58	12	30	17	25	12	0,76	-	-
		26/03/09	2266	8	4	61	36	24	-	-	-	-	-	-
		27/03/09	2618	9	3	62	24	31	-	-	-	-	7,2	6,4
		28/03/09	2687	13	-	42	14	41	27	16	8,4	1	7	2,7
		29/03/09	3245	8	-	32	14	22	-	-	-	-	-	-
	Été	03/08/09	2454	11	-	30	11	24	18	12	8,1	0,88	-	-
		04/08/09	2180	8	2	34	-	25	-	-	-	-	6,4	19
		05/08/09	2013	6	2	31	-	19	11	20	9,1	3,2	-	-
		06/08/09	2076	5	-	44	15	19	-	-	-	-	-	-
		07/08/09	1890	2	-	27	12	20	-	-	-	-	6,6	18,4
		08/08/09	1729	8	5	54	57	16	8	26	17	1,1	7,5	19,8
		09/08/09	1761	9	6	52	28	12	-	-	-	-	-	-

Résultats de l'effluent pour la STEP de St-Félix-de-Valois (données brutes)

Point	Saison	Date	Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (mg/L)	DBO _{5,sol} (mg/L)	DCO (mg/L)	DCO _{sol} (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	NTK (mg/L)	NH ₄ (mg N/L)	NO _x (mg N/L)	pH	T (°C)
Effluent	Hiver	16/02/09	1085	8	5	49	35	5	5	23	17	1,1	-	-
		17/02/09	1094	6	4	43	32	17	-	-	-	-	7,3	0,8
		18/02/09	1051	8	5	52	53	13	12	21	16	1,2	-	-
		19/02/09	1071	9	5	41	9	13	-	-	-	-	-	-
		20/02/09	1043	8	5	45	32	18	-	-	-	-	7,3	0,5
		21/02/09	994	12	4	46	22	19	13	27	13	0,72	6,7	1,2
		22/02/09	1028	11	3	47	22	14	-	-	-	-	-	-
	Printemps	23/03/09	1717	9	4	51	28	18	11	23	13	0,74	-	-
		24/03/09	1708	9	4	52	32	18	-	-	-	-	7,6	5,4
		25/03/09	1826	8	3	54	37	19	12	27	12	0,77	-	-
		26/03/09	2266	7	4	64	21	20	-	-	-	-	-	-
		27/03/09	2618	6	4	66	39	23	-	-	-	-	7,3	6,8
		28/03/09	2687	12	-	31	11	21	13	12	8,3	1,1	7	4,1
		29/03/09	3245	11	-	28	11	19	-	-	-	-	-	-
	Été	03/08/09	2454	11	4	18	11	22	12	17	8	0,95	-	-
		04/08/09	2180	8	2	45	-	20	-	-	-	-	6	19,1
		05/08/09	2013	11	-	38	-	19	10	12	8,9	2,2	-	-
		06/08/09	2076	-	2	43	10	21	-	-	-	-	-	-
		07/08/09	1890	2	-	30	10	19	-	-	-	-	6,6	18,1
		08/08/09	1729	9	6	49	18	12	11	27	15	1,2	-	-
		09/08/09	1761	14	3	57	61	21	-	-	-	-	7,6	19,9



ANNEXE *B*

VALIDATION DES RÉSULTATS DE DBO₅

Validation des résultats de DBO₅

STEP de l'Assomption

Saison	Date	Étang complètement mélangé			Étang n°2			Étang n°3			Étang n°4		
		S ₀ (mg/L)	S ₁₋₂ (mg/L)	Raison	S ₁₋₂ (mg/L)	S ₂₋₃ (mg/L)	Raison	S ₂₋₃ (mg/L)	S ₃₋₄ (mg/L)	Raison	S ₃₋₄ (mg/L)	S _{eff} (mg/L)	Raison
Hiver	16/02/09	117	77	-	77	22	-	22	14	-	14	10	-
	17/02/09	158	51	-	51	18	-	18	14	-	14	12	-
	18/02/09	147	71	-	71	18	-	18	15	-	15	10	-
	19/02/09	233	86	S ₀ élevé	86	15	-	15	13	-	13	6	-
	20/02/09	103	52	-	52	13	-	13	9	-	9	6	-
	21/02/09	-	43	Manque S ₀	43	13	-	13	8	-	8	8	-
	22/02/09	136	54	-	54	19	-	19	10	-	10	8	-
Printemps	23/03/09	73	426	S ₁₋₂ >S ₀	426	19	S ₁₋₂ élevé	19	15	-	15	12	-
	24/03/09	81	49	-	49	18	-	18	15	-	15	13	-
	25/03/09	73	40	-	40	20	-	20	14	-	14	11	-
	26/03/09	58	240	S ₁₋₂ >S ₀	240	20	S ₁₋₂ élevé	20	16	-	16	8	-
	27/03/09	37	208	S ₁₋₂ >S ₀	208	24	S ₁₋₂ élevé	24	5	-	5	13	-
	28/03/09	18	47	S ₁₋₂ >S ₀	47	15	-	15	12	-	12	9	-
	29/03/09	56	18	-	18	13	-	13	13	-	13	10	-
Été	03/08/09	76	26	-	26	16	-	16	6	-	6	6	-
	04/08/09	91	33	-	33	9	-	9	6	-	6	3	-
	05/08/09	102	84	-	84	18	-	18	4	-	4	2	-
	06/08/09	125	43	-	43	11	-	11	8	-	8	4	-
	07/08/09	67	25	-	25	14	-	14	5	-	5	6	S _{eff} >S ₃₋₄
	08/08/09	62	6	-	6	2	-	2	6	S ₃₋₄ >S ₂₋₃	6	2	-
	09/08/09	67	26	-	26	6	-	6	4	-	4	4	-

XX : Valeurs non considérées

STEP de St-Césaire-Rougemont

Saison	Date	Étang complètement mélangé			Étang n°2			Étang n°3			Étang n°4		
		S ₀ (mg/L)	S ₁₋₂ (mg/L)	Raison	S ₁₋₂ (mg/L)	S ₂₋₃ (mg/L)	Raison	S ₂₋₃ (mg/L)	S ₃₋₄ (mg/L)	Raison	S ₃₋₄ (mg/L)	S _{eff} (mg/L)	Raison
Hiver	16/02/09	127	41	-	41	11	-	11	44	S ₃₋₄ >S ₂₋₃	44	6	-
	17/02/09	121	39	-	39	40	S ₂₋₃ >S ₁₋₂	40	46	S ₃₋₄ >S ₂₋	46	26	-
	18/02/09	137	49	-	49	60	S ₂₋₃ >S ₁₋₂	60	54	-	54	30	-
	19/02/09	178	50	-	50	25	-	25	33	S ₃₋₄ >S ₂₋	33	19	-
	20/02/09	118	33	-	33	11	-	11	44	S ₃₋₄ >S ₂₋	44	16	-
	21/02/09	78	37	-	37	12	-	12	53	S ₃₋₄ >S ₂₋	53	21	-
	22/02/09	62	43	-	43	9	-	9	19	S ₃₋₄ >S ₂₋	19	16	-
Printemps	23/03/09	90	31	-	31	72	S ₂₋₃ >S ₁₋₂	72	41	-	41	2	-
	24/03/09	111	29	-	29	82	S ₂₋₃ >S ₁₋₂	82	40	-	40	23	-
	25/03/09	104	25	-	25	47	S ₂₋₃ >S ₁₋₂	47	34	-	34	16	-
	26/03/09	88	33	-	33	40	S ₂₋₃ >S ₁₋₂	40	36	-	36	14	-
	27/03/09	70	30	-	30	14	-	14	19	S ₃₋₄ >S ₂₋	19	8	-
	28/03/09	34	13	-	13	11	-	11	22	S ₃₋₄ >S ₂₋	22	7	-
	29/03/09	32	23	-	23	27	S ₂₋₃ >S ₁₋₂	27	15	-	15	9	-
Été	03/08/09	27	102	S ₁₋₂ >S ₀	102	-	Manque S ₂₋₃	-	28	Manque S ₂₋₃	28	7	-
	04/08/09	62	35	-	35	8	-	8	26	S ₃₋₄ >S ₂₋	26	-	Manque S _{eff}
	05/08/09	87	40	-	40	18	-	18	8	-	8	11	S _{eff} >S ₃₋₄
	06/08/09	71	37	-	37	8	-	8	15	S ₃₋₄ >S ₂₋	15	-	Manque S _{eff}
	07/08/09	82	26	-	26	3	-	3	16	S ₃₋₄ >S ₂₋	16	-	Manque S _{eff}
	08/08/09	102	15	-	15	-	Manque S ₂₋₃	-	3	Manque S ₂₋₃	3	3	-
	09/08/09	67	6	-	6	-	Manque S ₂₋₃	-	6	Manque S ₂₋₃	6	6	-

XX : Valeurs non considérées

STEP d'East Angus

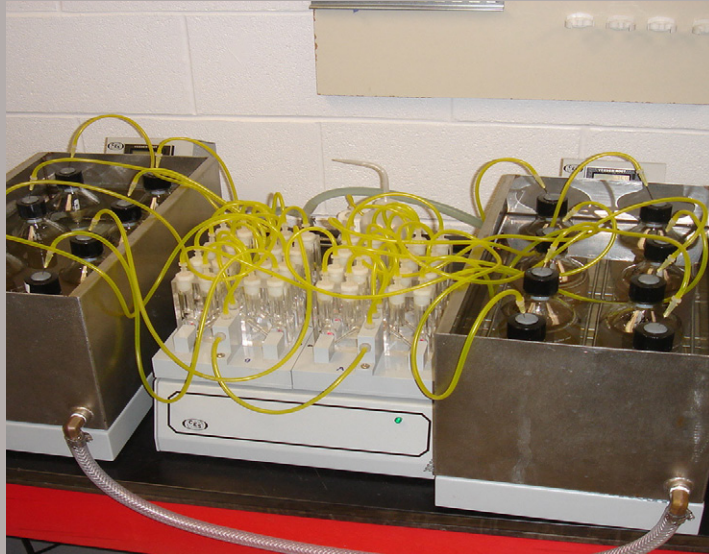
Saison	Date	Étang complètement mélangé			Étang n°2			Étang n°3		
		S ₀ (mg/L)	S ₁₋₂ (mg/L)	Raison	S ₁₋₂ (mg/L)	S ₂₋₃ (mg/L)	Raison	S ₂₋₃ (mg/L)	S _{eff} (mg/L)	Raison
Hiver	16/02/09	439	67	-	67	27	-	27	16	-
	17/02/09	566	74	-	74	12	-	12	21	S ₃₋₄ >S ₂₋₃
	18/02/09	480	144	-	144	40	-	40	19	-
	19/02/09	286	180	-	180	36	-	36	12	-
	20/02/09	284	83	-	83	39	-	39	19	-
	21/02/09	370	82	-	82	37	-	37	27	-
	22/02/09	341	47	-	47	29	-	29	18	-
Printemps	23/03/09	405	90	-	90	35	-	35	39	S ₃₋₄ >S ₂₋₃
	24/03/09	313	92	-	92	33	-	33	30	-
	25/03/09	466	98	-	98	30	-	30	32	S ₃₋₄ >S ₂₋₃
	26/03/09	380	145	-	145	41	-	41	30	-
	27/03/09	347	152	-	152	45	-	45	26	-
	28/03/09	389	110	-	110	20	-	20	51	S ₃₋₄ >S ₂₋₃
	29/03/09	314	95	-	95	45	-	45	46	S ₃₋₄ >S ₂₋₃
Été	03/08/09	628	79	-	79	21	-	21	13	-
	04/08/09	574	88	-	88	42	-	42	15	-
	05/08/09	386	-	Manque S ₁₋₂	-	61	Manque S ₁₋₂	61	33	-
	06/08/09	252	152	-	152	19	-	19	14	-
	07/08/09	178	55	-	55	12	-	12	12	-
	08/08/09	526	56	-	56	15	-	15	4	-
	09/08/09	281	48	-	48	19	-	19	4	-

XX : Valeurs non considérées

STEP de St-Félix-de-Valois

Saison	Date	Étang complètement mélangé			Étang n°2			Étang n°3		
		S ₀	S ₁₋₂	Raison	S ₁₋₂	S ₂₋₃	Raison	S ₂₋₃	S _{eff}	Raison
		(mg/L)	(mg/L)		(mg/L)	(mg/L)		(mg/L)	(mg/L)	
Hiver	16/02/09	128	30	-	30	9	-	9	8	-
	17/02/09	120	52	-	52	14	-	14	6	-
	18/02/09	77	44	-	44	15	-	15	8	-
	19/02/09	101	47	-	47	9	-	9	9	-
	20/02/09	66	82	S ₁₋₂ >S ₀	82	9	-	9	8	-
	21/02/09	79	61	-	61	11	-	11	12	S _{eff} >S ₂₋₃
	22/02/09	60	25	-	25	11	-	11	11	-
Printemps	23/03/09	84	399	S ₁₋₂ >S ₀	399	9	S ₁₋₂ élevé	9	9	-
	24/03/09	93	35	-	35	12	-	12	9	-
	25/03/09	95	42	-	42	10	-	10	8	-
	26/03/09	90	39	-	39	8	-	8	7	-
	27/03/09	45	32	-	32	9	-	9	6	-
	28/03/09	53	20	-	20	13	-	13	12	-
	29/03/09	13	18	S ₁₋₂ >S ₀	18	8	-	8	11	S _{eff} >S ₂₋₃
Été	03/08/09	21	106	S ₁₋₂ >S ₀	106	11	S ₁₋₂ élevé	11	11	-
	04/08/09	24	21	-	21	8	-	8	8	-
	05/08/09	30	9	-	9	6	-	6	11	S _{eff} >S ₂₋₃
	06/08/09	37	17	-	17	5	-	5	-	Manque S _{eff}
	07/08/09	70	21	-	21	2	-	2	2	-
	08/08/09	43	9	-	9	8	-	8	9	-
	09/08/09	24	7	-	7	9	-	9	14	-

XX : Valeurs non considérées



C
DONNÉES DE
INFLUENT SPECIFIER
DE BOWIN

ANNEXE C

DONNÉES D'ENTRÉE DE « INFLUENT SPECIFIER » DE BOWIN

Données d'entrée de « Influent Specifier » de BioWin

STEP de l'Assomption

Measurements	Unit	Value	Value	Value
Main influent concentrations				
Flow	mgd or m3/d	8655.8	18402.0	11622.0
Total COD	mgCOD/L	317.5	188.3	276.0
Total Kjeldahl Nitrogen	mgN/L	32.3	23.3	0.0
Total P	mgP/L	5.0	5.0	5.0
Other influent concentrations				
Nitrate N	mgN/L	0.4	0.9	0.2
pH		7.3	7.6	6.9
Alkalinity (CaCO3 equivalent)	mgCaCO3/L	115.0	115.0	115.0
Calcium	mg/L	80.0	80.0	80.0
Magnesium	mg/L	15.0	15.0	15.0
Dissolved oxygen	mgO2/L	0.0	0.0	0.0
Other measurements				
Effluent filtered COD	mgCOD/L	56.0	34.9	37.0
Influent filtered COD (GFC)	mgCOD/L	57.5	33.6	38.0
Influent FF COD	mgCOD/L	57.5	33.6	38.0
Influent acetate	mgCOD/L	0.0	0.0	0.0
Influent ammonia	mgN/L	15.3	9.1	12.0
Influent ortho-phosphate	mgP/L	1.0	1.0	1.0
Influent carbonaceous BOD5	mgO2/L	139.5	63.0	84.0
Influent filtered cBOD5	mgO2/L	16.3	10.4	12.0
Influent VSS	mgVSS/L	173.3	81.8	160.0
Influent TSS	mgTSS/L	252.8	174.6	223.0

Données de l'onglet «COD fractions » pour l'affluent de l'Assomption

Hiver			
Influent COD fractions	Default	Estimate	Notes
Fbs	0.160	0.009	from Step 1
Fus	0.050	0.172	from Step 1
Fup	0.130	0.250	affects BOD, VSS
Fzbh	0.000	0.000	from separate method
Fxs	0.660	0.569	by difference (must be > 0!!)
Fxsp	0.750	0.880	affects VSS, scale: 0 to 1
Printemps			
Influent COD fractions	Default	Estimate	Notes
Fbs	0.160	0.001	from Step 1
Fus	0.050	0.177	from Step 1
Fup	0.130	0.150	affects BOD, VSS
Fzbh	0.000	0.000	from separate method
Fxs	0.660	0.672	by difference (must be > 0!!)
Fxsp	0.750	0.890	affects VSS, scale: 0 to 1
Été			
Influent COD fractions	Default	Estimate	Notes
Fbs	0.160	0.009	from Step 1
Fus	0.050	0.129	from Step 1
Fup	0.130	0.300	affects BOD, VSS
Fzbh	0.000	0.000	from separate method
Fxs	0.660	0.562	by difference (must be > 0!!)
Fxsp	0.750	0.880	affects VSS, scale: 0 to 1

STEP de St-Césaire-Rougemont

Measurements	Unit	Hiver Value	Printemps Value	Été Value
Main influent concentrations				
Flow	mgd or m3/d	3701.0	4880.0	4432.0
Total COD	mgCOD/L	317.0	267.0	250.0
Total Kjeldahl Nitrogen	mgN/L	30.0	34.0	13.0
Total P	mgP/L	5.0	5.0	5.0
Other influent concentrations				
Nitrate N	mgN/L	0.4	0.0	6.0
pH		8.3	7.7	7.5
Alkalinity (CaCO ₃ equivalent)	mgCaCO ₃ /L	132.0	132.0	132.0
Calcium	mg/L	80.0	80.0	80.0
Magnesium	mg/L	15.0	15.0	15.0
Dissolved oxygen	mgO ₂ /L	0.0	0.0	0.0
Other measurements				
Effluent filtered COD	mgCOD/L	41.0	23.0	30.0
Influent filtered COD (GFC)	mgCOD/L	87.0	39.0	41.0
Influent FF COD	mgCOD/L	87.0	39.0	41.0
Influent acetate	mgCOD/L	0.0	0.0	0.0
Influent ammonia	mgN/L	14.0	14.0	9.1
Influent ortho-phosphate	mgP/L	1.0	1.0	1.0
Influent carbonaceous BOD ₅	mgO ₂ /L	117.0	76.0	79.0
Influent filtered cBOD ₅	mgO ₂ /L	63.0	20.0	22.0
Influent VSS	mgVSS/L	127.0	101.0	140.0
Influent TSS	mgTSS/L	141.0	116.0	154.0

Données de l'onglet «COD fractions » pour l'affluent de St-Césaire-Rougemont

Hiver			
Influent COD fractions	Default	Estimate	Notes
Fbs	0.160	0.150	from Step 1
Fus	0.050	0.125	from Step 1
Fup	0.130	0.250	affects BOD, VSS
Fzbh	0.000	0.000	from separate method
Fxs	0.660	0.476	by difference (must be > 0!!)
Fxsp	0.750	0.900	affects VSS, scale: 0 to 1
Printemps			
Influent COD fractions	Default	Estimate	Notes
Fbs	0.160	0.066	from Step 1
Fus	0.050	0.081	from Step 1
Fup	0.130	0.200	affects BOD, VSS
Fzbh	0.000	0.000	from separate method
Fxs	0.660	0.654	by difference (must be > 0!!)
Fxsp	0.750	0.930	affects VSS, scale: 0 to 1
Été			
Influent COD fractions	Default	Estimate	Notes
Fbs	0.160	0.050	from Step 1
Fus	0.050	0.114	from Step 1
Fup	0.130	0.230	affects BOD, VSS
Fzbh	0.000	0.000	from separate method
Fxs	0.660	0.606	by difference (must be > 0!!)
Fxsp	0.750	0.880	affects VSS, scale: 0 to 1

STEP de St-Félix-de-Valois

Measurements	Unit	Hiver Value	Printemps Value	Été Value
Main influent concentrations				
Flow	mgd or m3/d	1052.3	2295.6	2015.0
Total COD	mgCOD/L	288.6	173.7	133.0
Total Kjeldahl Nitrogen	mgN/L	31.0	26.0	14.0
Total P	mgP/L	5.0	5.0	17.0
Other influent concentrations				
Nitrate N	mgN/L	1.0	1.5	2.6
pH		7.6	7.3	6.4
Alkalinity (CaCO3 equivalent)	mgCaCO3/L	115.0	115.0	115.0
Calcium	mg/L	80.0	80.0	80.0
Magnesium	mg/L	15.0	15.0	15.0
Dissolved oxygen	mgO2/L	0.0	0.0	0.0
Other measurements				
Effluent filtered COD	mgCOD/L	35.3	28.9	21.3
Influent filtered COD (GFC)	mgCOD/L	43.3	32.3	23.2
Influent FF COD	mgCOD/L	43.3	32.3	23.2
Influent acetate	mgCOD/L	0.0	0.0	0.0
Influent ammonia	mgN/L	12.3	6.9	3.2
Influent ortho-phosphate	mgP/L	1.0	1.0	1.0
Influent carbonaceous BOD5	mgO2/L	90.1	67.6	36.0
Influent filtered cBOD5	mgO2/L	33.9	20.1	8.0
Influent VSS	mgVSS/L	120.0	68.7	70.0
Influent TSS	mgTSS/L	129.0	78.9	97.0

Données de l'onglet «COD fractions » pour l'affluent de St-Félix-de-Valois

Hiver			
Influent COD fractions	Default	Estimate	Notes
Fbs	0.160	0.033	from Step 1
Fus	0.050	0.117	from Step 1
Fup	0.130	0.300	affects BOD, VSS
Fzbh	0.000	0.000	from separate method
Fxs	0.660	0.550	by difference (must be > 0!!)
Fxsp	0.750	0.880	affects VSS, scale: 0 to 1
Printemps			
Influent COD fractions	Default	Estimate	Notes
Fbs	0.160	0.028	from Step 1
Fus	0.050	0.157	from Step 1
Fup	0.130	0.200	affects BOD, VSS
Fzbh	0.000	0.000	from separate method
Fxs	0.660	0.614	by difference (must be > 0!!)
Fxsp	0.750	0.880	affects VSS, scale: 0 to 1
Été			
Influent COD fractions	Default	Estimate	Notes
Fbs	0.160	0.025	from Step 1
Fus	0.050	0.149	from Step 1
Fup	0.130	0.300	affects BOD, VSS
Fzbh	0.000	0.000	from separate method
Fxs	0.660	0.526	by difference (must be > 0!!)
Fxsp	0.750	0.880	affects VSS, scale: 0 to 1