

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MODÉLISATION DE L'ENLÈVEMENT DE L'AZOTE AMMONIACAL EN
ÉTANGS AÉRÉS FACULTATIFS

DWIGHT HOUWELING

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

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIÆ DOCTOR
(GÉNIE CIVIL)
DÉCEMBRE 2006



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-24541-5

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-24541-5

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée:

MODÉLISATION DE L'ENLÈVEMENT DE L'AZOTE AMMONIACAL EN
ÉTANGS AÉRÉS FACULTATIFS

présentée par: HOUWELING Dwight

en vue de l'obtention du diplôme de: Philosophiæ Doctor

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

M. BARBEAU Benoit, Ph.D., président

M. COMEAU Yves, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. STUART Paul, Ph.D., membre

M. BELIA Evangelina, Ph.D., membre

La foi est une manière de posséder déjà ce que l'on espère,
un moyen de connaître des réalités que l'on ne voit pas.

- Épitre aux Hébreux

Et lorsque j'aurais la science de tous les mystères et toute
la connaissance... si je n'ai pas l'amour (αγάπη), je ne suis rien.

- Épitre aux Corinthiens

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier Yves Comeau, instigateur de ce projet de modélisation, pour m'avoir toujours permis et aidé, par sa vision, à garder en perspective la pertinence des résultats. Mon intérêt pour la recherche s'est manifesté dès mon arrivée à Polytechnique et c'est grâce aux encouragements d'Yves que j'ai pu découvrir et concrétiser le projet ambitieux de réaliser un doctorat. Merci Yves, de tes encouragements, ta vision, ta générosité et aussi pour avoir su créer un environnement de travail propice à la recherche et au développement professionnel.

De nombreux collaborateurs, par leurs apports et leurs connaissances scientifiques, techniques et culturelles, ont enrichi mon expérience et, ce faisant, contribué à la réalisation de ce projet. Je nomme ainsi Lynda Kharoune, Roland Leduc, Antoni Escalas et Florent Chazarenc qui ont été co-auteurs d'articles et agi comme collaborateurs de recherche. S'ajoutent également Marc-André Desjardins, Gino Bélanger, Alain Rousseau et Julie Cormier de la firme AXOR Experts-Conseils, Jannick Lemay du ministère des Affaires municipales et des Régions (le MAMR) et Jean-François Bergeron de la firme NORDIKeau avec qui nous avons travaillé sur le projet de R&D financé par le MAMR. Je remercie le MAMR d'avoir financé ce projet ainsi qu'une partie de mes études et de m'avoir donné accès aux données des STEP du Québec. Je dois également remercier François Chabot de la STEP de Drummondville qui m'a fourni des données très bien détaillées et documentées de sa station pour la modélisation, ainsi que pour son support technique lors des essais de traçage et qui a par ailleurs été fort sympathique et généreux de son temps.

Je remercie aussi la firme Hydromantis et le CRSNG d'avoir financé une partie de mes études. Merci à Spencer Snowling, John Copp et Lina Belia de m'avoir encadré, encouragé et transmis leurs connaissances et expériences lors de mon séjour

chez Hydromantis.

Je remercie Denis Bouchard pour son aide lors de mes différentes expériences et nombreuses analyses. Merci de ta patience, ton écoute, ta bonne humeur et pour ton rôle pédagogique par rapport à tout ce qui est « laboratoire ».

Dans le groupe de recherche, je remercie Marc-André Labelle, Leiv Rieger, Florent Chazarenc, Nathalie Bellier, Bastien Renault et tous ceux qui ont été de passage pendant mes cinq années passées à Polytechnique. Merci de votre amitié, vous m'avez inspiré par votre passion pour la recherche et pour la vie et je vous souhaite beaucoup de succès dans le futur. Merci aussi à Nathalie et Florent pour avoir relu cette thèse et apporté des corrections.

Où commencer pour remercier mes parents ? D'abord ils m'ont donné la vie, l'amour, l'encouragement, ils m'ont transmis la foi et permis d'avoir une vision au-delà de ce que mes yeux peuvent voir. Merci de m'avoir aimé et soutenu. Merci de m'avoir appris la persévérance et la nécessité de faire des sacrifices pour arriver à mes objectifs. Je me rends compte de plus en plus du privilège que j'ai eu de grandir dans une telle famille. Merci pour tout ce que vous m'avez appris, par vos paroles et surtout par l'exemple de vos vies. Je bâtis sur l'héritage que vous m'avez donné.

Enfin, je remercie mon sauveur Jésus Christ qui m'a donné une direction dans ma vie, un exemple à suivre et un espoir pour mon avenir. Tu es l'alpha et l'oméga, la source de ma joie. Que je puisse marcher chaque jour par le conseil de Ton autorité.

RÉSUMÉ

Les rejets d'azote ammoniacal des STEP d'étangs aérés au Québec ont des effets toxiques dans les milieux aquatiques récepteurs. En effet, le procédé de lagunage n'est pas bien adapté à l'enlèvement de l'azote ammoniacal à cause de la difficulté de nitrifier en eau froide. Ceci constitue un problème d'actualité visé, notamment, par une ligne directrice du gouvernement du Canada et un engagement politique du gouvernement du Québec. Les municipalités s'attendent alors à devoir mettre à jour leurs STEP d'étangs aérés dans les prochaines années pour l'enlèvement de l'azote ammoniacal.

L'enlèvement de l'azote ammoniacal, par nitrification, dans les STEP d'étangs aérés du Québec est généralement limité à une courte période de l'été et de l'automne. La modélisation mécaniste a été entreprise dans le cadre de cette thèse afin d'expliquer ce phénomène. Le modèle mécaniste développé et validé dans le cadre de ces travaux permet de tenir compte de plusieurs processus biologiques dans le milieu liquide de l'étang et dans les boues, le régime hydraulique dans le milieu liquide et les échanges de matière soluble et particulaire entre les boues et le milieu liquide. Ce modèle a servi comme outil de prédiction pour évaluer l'effet sur la durée de la période de nitrification de différents facteurs. Des simulations de l'effet de modifier le régime hydraulique d'un étang a permis de conclure que le régime complètement mélangé est plus favorable à la nitrification que l'écoulement à piston. D'autre part, une étude de sensibilité de l'OD a permis d'identifier lorsque celui-ci était limitant à la nitrification.

À partir des simulations et études de sensibilités réalisées avec le modèle mécaniste, il a été conclu que le potentiel de prolonger la période de nitrification aux STEP d'étangs aérés sans ajout de nouveaux procédés serait limité aux mois de l'été et

l'automne. Ces résultats ont également permis de conclure que l'ajout de bactéries nitrifiantes dans les étangs, c'est-à-dire la bioaugmentation, aurait le potentiel de prolonger la période de nitrification du printemps jusqu'en automne mais ne permettrait pas de nitrifier en hiver.

Le potentiel du procédé à culture fixée « RBLM » pour répondre à la problématique de la nitrification en eau froide a été étudié afin d'évaluer a) si cette technologie permettrait aux STEP d'étangs aérés de nitrifier en hiver et b) où serait le meilleur endroit pour son installation dans une série d'étangs aérés. Des résultats provenant d'un système RBLM installé entre deux étangs aérés ont été analysés par modélisation empirique et numérique. Ces travaux de modélisation ont permis de valider un modèle adapté de la littérature selon lequel l'OD, la charge organique et la température étaient les principaux facteurs déterminant les taux de nitrification du système. Le modèle ainsi validé a par la suite servi comme outil de prédiction de la performance du procédé RBLM à différentes températures, charges organiques et concentrations d'OD. Ces résultats indiquent, notamment, qu'il y a plus d'avantage à minimiser la charge organique que de maximiser la température, du moins pour des températures supérieures à 3 °C .

Les résultats de cette thèse indiquent qu'il y aurait un potentiel de prolonger la période de nitrification en été et en automne à certaines STEP, notamment lorsque l'aération est sous-optimale. Toutefois, il ne serait pas possible d'assurer la nitrification à l'année longue sans ajout d'un procédé adapté à la nitrification en eau froide. Ceci dit, puisque l'activité des bactéries nitrifiantes est très limitée à des températures inférieures à 3 à 5 °C , ces procédés devraient être installés à l'affluent de la STEP dans des cas où la température de l'effluent des étangs tomberait en dessous de cette plage.

ABSTRACT

Ammonia nitrogen discharges from WWTPs comprised of aerated lagoons have toxic effects in receiving waters. The lagoon process is, in fact, not well suited to removing ammonia nitrogen because of the difficulty of nitrifying in cold water. This problem has received a lot of attention recently and has been addressed, most notably, by a guideline published by the government of Canada and in policies published by the government of Quebec. Municipalities are now expecting to be required in the coming years to upgrade their WWTPs for ammonia nitrogen removal.

Removal of ammonia nitrogen in Quebec, by nitrification, in WWTPs comprised of aerated lagoons is generally limited to a short period in summer and fall. Mechanistic modelling was undertaken in this work to explain this phenomenon. A mechanistic model developed and validated in this work accounts for several biochemical processes which take place in the water column and sludge deposits, the hydraulic regime in the water column and exchanges of soluble and particulate material between the sludge deposits and the water column. The model has served as a tool for making predictions to evaluate the effect of different factors on the duration of the nitrification period. Simulations of the effect of modifying the hydraulic regime of a lagoon made it possible to conclude that completely-mixed conditions are more favourable to nitrification than plug-flow. Also, a sensitivity analysis of DO made it possible to identify when this parameter was limiting to nitrification.

Based on the simulations and sensitivity analyses performed with the mechanistic model, it was concluded that the potential for extending the nitrification period without the addition of new processes was limited to the summer-fall period. Based on these results, it was also concluded that adding nitrifying bacteria to a lagoon,

or bioaugmentation, would have the potential to extend the nitrification period from spring to fall but would not permit nitrification in winter.

The potential for the fixed film process “MBBR” as a solution to the problem of nitrification in cold water was studied in order to evaluate a) whether or not this technology would allow aerated lagoon WWTPs to nitrify in winter and b) where in a series of lagoons would be the best installation location. Results from an MBBR system installed between two lagoons were analysed by empirical and numerical modelling. This made it possible to validate a model taken from the literature in which DO, organic load and temperature were the principal factors determining nitrification rates in the system. Thus validated, the model was used as a tool to predict the performance of the MBBR system at different temperatures, organic loads and DO concentrations. The results indicate that there is greater advantage to minimizing organic loads than to maximizing temperatures, at least for temperatures above 3 °C .

The results of this work indicate that there is a potential to extend the nitrification period in summer and fall at certain WWTPs, especially when aeration is sub-optimal. However, it would not be possible to ensure year-round nitrification without adding a process adapted to nitrification in cold water. Moreover since the activity of nitrifying bacteria themselves is limited at temperatures below 3 to 5 °C , these systems would need to be installed at the plant influent in cases where lagoon effluent temperatures drop below this range.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	iv
REMERCIEMENTS	v
RÉSUMÉ	vii
ABSTRACT	ix
TABLE DES MATIÈRES	xi
LISTE DES FIGURES	xvii
LISTE DES TABLEAUX	xxi
LISTE DES ANNEXES	.xxiii
LISTE DES NOTATIONS ET DES SYMBOLES	.xxiv
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Historique de l'épuration des eaux usées au Québec	1
1.2 Problématique	2
1.2.1 Toxicité de l'azote ammoniacal	2
1.2.2 Dégradation des eaux d'approvisionnement	2
1.2.3 L'azote ammoniacal et la réglementation	3
1.2.4 Nitrification dans les étangs aérés	4
1.3 Objectifs du projet	7
1.3.1 But du projet	7
1.3.2 Hypothèses scientifiques originales	8
1.3.3 Objectifs spécifiques	12
1.4 Organisation de la thèse	12

CHAPITRE 2	REVUE DE LITTÉRATURE	14
2.1	Lagunage	14
2.1.1	Étangs facultatifs	15
2.1.2	Étangs anaérobies	16
2.1.3	Étangs aérés	17
2.1.4	Lagunage au Québec	19
2.1.4.1	Dimensionnement des étangs	19
2.1.4.2	Agencement des bassins	20
2.1.4.3	Aération	22
2.1.4.4	Accumulation des boues	23
2.1.4.5	Performance du traitement	24
2.1.5	Innovation du procédé de lagunage	24
2.2	Caractérisation hydraulique des étangs	25
2.2.1	Essai de traçage	25
2.2.2	Études lagrangiennes	30
2.2.3	Modélisation	30
2.3	Modélisation de la température	33
2.3.1	Bilan thermique	33
2.3.2	Simulation du bilan thermique	34
2.4	Modèles biocinétiques	35
2.4.1	Premier ordre	36
2.4.2	Nitrification	37
2.4.3	Processus en parallèle	41
2.5	Modèles de lagunes	43
2.5.1	Biocinétique simple / Hydraulique simple	43
2.5.2	Biocinétique complexe / Hydraulique simple	44
2.6	Modèle de biofilm	45
2.6.1	Modèle analytique	46

2.6.2	Modèle numérique	50
CHAPITRE 3 EFFET DU RÉGIME HYDRAULIQUE SUR LA NITRIFI-		
	CATION	52
3.1	Mise en contexte	52
3.2	Article 1 : Effect of baffles on nitrification in aerated facultative lagoons in a cold climate	53
3.2.1	Introduction	54
3.2.1.1	Upgrading lagoon installations with baffles	55
3.2.1.2	Effects of baffle installations on nitrification	55
3.2.2	Methods	56
3.2.2.1	Description of the Drummondville WWTP	56
3.2.2.2	Tracer studies	57
3.2.2.3	Hydraulic Models	58
3.2.2.4	Biokinetic Model	58
3.2.3	Results and discussion	59
3.2.3.1	Tracer studies and hydraulic model	59
3.2.3.2	Modelling nitrification	62
3.2.3.3	Modelling assumptions	64
3.2.4	Conclusions	65
3.2.5	Acknowledgements	65
3.3	Méthodologie des études de traçage	66
3.3.1	Calcul de la masse à injecter	66
3.3.2	Injection du traceur et prélèvement des échantillons	67
3.3.3	Analyse des échantillons	68
3.3.4	Calcul de la limite de quantification	70
3.3.5	Taux de récupération du traceur	72

CHAPITRE 4	MODÉLISATION DE LA NITRIFICATION PAR BIOMASSE EN SUSPENSION	74
4.1	Mise en contexte	74
4.2	Article 2 : Modeling ammonia removal in aerated facultative lagoons	75
4.2.1	Introduction	76
4.2.2	Methods	77
4.2.3	Results and discussion	78
4.2.4	Conclusions	80
4.2.5	Acknowledgements	81
4.3	Article 3 : Dynamic modelling of nitrification in an aerated facultative lagoon	82
4.3.1	Introduction	83
4.3.2	Material and methods	84
4.3.2.1	Study site	84
4.3.2.2	Model development	85
4.3.2.3	Nitrifying bacteria concentrations	86
4.3.3	Results	89
4.3.3.1	Model calibration	89
4.3.3.2	Model validation	94
4.3.3.3	Scenarios	98
4.3.4	Discussion	101
4.3.4.1	Model evaluation	101
4.3.4.2	Model scenarios	102
4.3.5	Conclusions	103
4.3.6	Acknowledgements	104
CHAPITRE 5	MODÉLISATION DE LA NITRIFICATION PAR BIOMASSE EN CULTURE FIXÉE	105

5.1	Mise en contexte	105
5.2	Article 4 : Modelling nitrification of a lagoon effluent in Moving Bed TM bioreactors	106
5.2.1	Introduction	107
5.2.2	Modelling biofilms	110
5.2.2.1	Empirical and analytical models	110
5.2.2.2	Numerical model	114
5.2.3	Material and Methods	115
5.2.3.1	Pilot-study	115
5.2.3.2	Empirical models	117
5.2.3.3	Numerical 1D model	118
5.2.3.4	Nitrogen mass balances	120
5.2.4	Results and discussion	120
5.2.4.1	Empirical model predictions	124
5.2.4.2	Numerical 1D model predictions	128
5.2.4.3	Nitrogen mass balances	133
5.2.4.4	MBBRs for lagoon upgrades	133
5.2.5	Conclusions	136
5.2.6	Acknowledgements	139
CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE ET SYNTHÈSE		140
6.1	Contributions originales de la thèse	140
6.1.1	Nitrification en étangs par biomasse en suspension	141
6.1.2	Effet du régime hydraulique sur la nitrification	142
6.1.3	Nitrification par biomasse en culture fixée	143
6.2	Validité des hypothèses scientifiques originales	145
6.2.1	Nitrification saisonnière	145
6.2.2	Relargage d'azote ammoniacal des boues	146

6.2.3	Effet des chicanes sur la nitrification	147
6.2.4	Effet de l'aération sur la nitrification saisonnière	148
6.2.5	Emplacement d'un RBLM	148
6.3	Pertinence des résultats de la thèse	149
6.3.1	Optimisation des étangs aérés	149
6.3.2	Bioaugmentation	150
6.3.3	Modifications hydrauliques	150
6.3.4	Procédés à culture fixée	151
6.4	Intégration des résultats	151
6.4.1	Exigence de rejet imposée pour la période estivale	152
6.4.2	Exigence de rejet imposée à l'année longue	152
6.4.3	Rôle de la modélisation	154
CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS		155
7.1	Nitrification dans les étangs aérés au Québec	155
7.2	Recommandations pour travaux futurs de recherche	157
7.2.1	Conversion du début du premier étang en procédé de boues activées	157
7.2.2	Caractérisation de l'effet des boues sur la qualité de l'effluent	157
7.2.3	Calage du modèle mécaniste pour l'enlèvement de la DBO_5	158
7.2.4	Caractériser le degré de court-circuitage dans les STEP d'étangs aérés	158
7.2.5	Caractérisation des cinétiques de nitrification à températures faibles	159
RÉFÉRENCES		160
ANNEXES		169

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Toxicité aiguë de l'azote ammoniacal en fonction du pH (tiré de Environnement Canada, 2004)	4
Figure 1.2	Statistiques des taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal mesurés à 36 stations d'étangs aérés facultatifs au Québec pour les années 1999 et 2000 (tiré de Desjardins et al., 2005)	5
Figure 1.3	Relation entre la nitrification et la variation de la température mesurée aux étangs de la station de Drummondville	6
Figure 2.1	Schéma des mécanismes d'enlèvement de la matière organique dans un étang facultatif (tiré de Metcalf & Eddy, 1991)	16
Figure 2.2	Vue en plan d'étangs aérés facultatifs conventionnels (tiré de MENV, 2001b)	21
Figure 2.3	Caractérisation de la dispersion dans un réacteur (adapté de Levenspiel, 1962)	28
Figure 2.4	Schéma d'une lagune	32
Figure 2.5	Schéma idéalisé d'un biofilm qui montre a) propriétés physiques et b) profils de concentration typiques (tiré de Rittmann et McCarty (2001))	46
Figure 3.1	Conceptual model of flow in the lagoons (box A) as well as hydraulic models calibrated to simulate the lagoons without baffles (HM1), with baffle installed to cut off the bypass flow (HM2) and with baffles installed to create plug-flow conditions (HM3)	60
Figure 3.2	Measured and simulated C-curves for the high and low aeration intensity, A and B respectively	61
Figure 3.3	Simulation of ammonia removal (A) in lagoon over 12 month period as well as simulated biomass concentrations (B) . . .	63

Figure 3.4	Courbe d'étalonnage développé à partir de solutions standard préparées avec de l'eau du premier étang témoin prélevé le 30 novembre 2005	69
Figure 3.5	Comparaison de des résultats d'analyse des deux étangs en parallèle menant au calcul de la concentration de rhodamine WT dans le premier étang de Drummondville	70
Figure 4.1	Model layout of four aerated facultative lagoons in series including water column, sludge layer and solids separator . . .	78
Figure 4.2	Ammonia effluent concentrations in the final lagoon at Drummondville	79
Figure 4.3	Relationship between ammonia effluent concentrations and modeled nitrifying biomass concentrations in the first lagoon	79
Figure 4.4	Solids accumulation in the first lagoon over five years	80
Figure 4.5	1-CSTR and 2-CSTR models of an aerated facultative lagoons including water column and bottom sludge layer . . .	86
Figure 4.6	Recycle fraction simulated as a linear function of air flow to lagoon	87
Figure 4.7	Calibration of the constant "ki" for degradation of inert organic material using solids accumulation data in the 2-CSTR model	90
Figure 4.8	Calibration of 1- and 2-CSTR models with lagoon effluent data from 2001	92
Figure 4.9	Validation of 1- and 2-CSTR models with lagoon effluent data from 2002	95
Figure 4.10	Validation of 1- and 2-CSTR models using lagoon effluent data from 2003	96
Figure 4.11	Simulated effect of increased lagoon DO concentrations on effluent NH ₄ for 2001	99

Figure 4.12	Simulated effect of bioaugmentation on effluent NH_4 for 2001	100
Figure 5.1	Layout of the Sainte-Julie WWTP	116
Figure 5.2	Layout of the pilot-plant located between the first and second lagoon at Sainte-Julie WWTP	117
Figure 5.3	Performance of the MBBR system over 133 days of pilot-study	123
Figure 5.4	DO-limited model predictions of treatment performance in the first MBBR	125
Figure 5.5	DO-limited model predictions of treatment performance in the first MBBR	127
Figure 5.6	Sensitivity analysis of liquid layer on TAN flux at different dissolved oxygen concentrations	129
Figure 5.7	Calibrated numerical model predictions for the first MBBR	131
Figure 5.8	Calibrated numerical model predictions for the second MBBR	132
Figure 5.9	Analysis of nitrogen stoichiometry in MBBR1 and 2	134
Figure II.1	Balise de 75 mm	174
Figure II.2	Placement de la balise de 75 mm	175
Figure II.3	Dérive de la balise de 75 mm	176
Figure II.4	Suivi de balise dans le quatrième étang de la série nord-ouest entre le 31 octobre 10 :00 et le 1 novembre 03 :00 2005. Les axes indiquent la distance en mètres du point d'origine (choisi de façon arbitraire).	177

Figure II.5 Suivis de balise dans le premier étang de la série sud-est. Les lettres majuscules indiquent les points de relâchement des balises. A : Suivi du 16 novembre 07 :00 au 17 novembre 09 :30 2005 ; B : Suivi du 18 novembre 16 :00 au 20 novembre 14 :45 2005 ; C : Suivi du 24 novembre 09 :00 au 25 novembre 13h00 2005 ; D : Suivi du 2 décembre 10 :30 au 3 décembre 20 :00 2005. Les axes indiquent la distance en mètres du point d'origine (choisi de façon arbitraire). 178

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1	Objectifs du projet de modélisation des étangs aérés	13
Tableau 2.1	Critères de conception d'étangs aérés (tiré de Metcalf et Eddy, 2003)	18
Tableau 2.2	Critères de conception de la demande en oxygène dans un étang aéré facultatif (MENV, 2001b)	22
Tableau 2.3	Ajout de technologies à l'intérieur d'étangs aérés existants (adapté de AXOR, 2005)	26
Tableau 2.4	Matrice Petersen pour un modèle simple de la nitrification .	39
Tableau 2.5	Paramètres cinétiques et stoechiométriques pour la nitrification	40
Tableau 2.6	Résumé de processus et composants inclus dans les modèles biocinétiques de l'IWA	42
Tableau 3.1	Design parameters for lagoons studied at the Drummondville WWTP	57
Tableau 3.2	Death-regeneration biokinetic model for nitrifying biomass .	58
Tableau 3.3	Hydraulic parameters measured for lagoons of the Drummondville WWTP	60
Tableau 3.4	Limites de quantification calculées pour les eaux du premier et du dernier étang	71
Tableau 3.5	Estimation de la dégradabilité du traceur dans l'eau du premier étang	72
Tableau 4.1	Design criteria for the lagoons of Drummondville	77
Tableau 4.2	Design parameters of Drummondville municipal WWTP lagoons	85
Tableau 4.3	Biological model used to simulate aerated facultative lagoon	88
Tableau 4.4	Range of values for simulation parameters	91
Tableau 5.1	Numerical model parameters adjusted for MBBR1 and 2 . .	119

Tableau 5.2	Wastewater characteristics for the pilot-plant	122
Tableau 5.3	Comparison of MBBR system performance in winter conditions before and after first lagoon based on predictions with the empirical DO-limited model	137

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE I	RÉSULTATS BRUTS DES ÉTUDES DE TRAÇAGE . . .	169
ANNEXE II	RÉSULTATS DE SUIVI DE BALISE DÉRIVANTE . . .	173
ANNEXE III	TESTS DE NITRIFICATION	179
ANNEXE IV	ARTICLE DANS VECTEUR ENVIRONNEMENT	203

LISTE DES NOTATIONS ET DES SYMBOLES

CSTR :	Continuous stirred-tank reactor
d :	Nombre de dispersion (Pe^{-1})
BOD :	Biochemical oxygen demand (DBO)
BOD_5 :	5-day biochemical oxygen demand (DBO_5)
BOD_u :	Ultimate (21-day) biochemical oxygen demand (DBO_u)
DBO :	Demande biochimique en oxygène (BOD)
DBO_5 :	Demande biochimique en oxygène en cinq jours (BOD_5)
DBO_u :	Demande biochimique en oxygène ultime (21 jours) (BOD_u)
DO :	Dissolved oxygen (OD)
COD :	Chemical oxygen demand (DCO)
CODnb :	Non-biodegradable chemical oxygen demand
CSTS :	Continuous stirred tanks-in-series
DCO :	Demande chimique en oxygène (COD)
HRT :	Hydraulic retention time (TRH)
MBBR :	Moving Bed TM biofilm reactor ($RBLM$)
MENV :	Ministère de l'environnement du Québec
MES :	Matières en suspension (TSS)
MVES :	Matières volatiles en suspension (VSS)
$N-NH_{3+4}$:	Azote ammoniacal incluant les formes non-ionique NH_3 et ionique NH_4^+
NO_{2+3} :	Nitrites et nitrates
OD :	Oxygène dissous (DO)
PADEM :	Programme d'assainissement des eaux municipales
PAEQ :	Programme d'assainissement des eaux du Québec
Pe :	Nombre de Péclet (d^{-1})

RBLM :	Réacteur à biofilm avec lit en mouvement (<i>MBBR</i>)
SRT :	Solids retention time (<i>TRB</i>)
STEP :	Station d'épuration (<i>WWTP</i>)
TRH :	Temps de rétention hydraulique (<i>HRT</i>)
TRB :	Temps de rétention des boues (<i>SRT</i>)
TSS :	Total suspended solids (<i>MES</i>)
VSS :	Volatile suspended solids (<i>MVES</i>)
WWTP :	Wastewater treatment plant (<i>STEP</i>)

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Historique de l'épuration des eaux usées au Québec

Le monde occidental s'est éveillé à la dégradation de la qualité de ses ressources hydriques causée par les rejets d'eaux usées. Les grandes métropoles européennes ont été les premières à adresser ce problème au 19^e siècle, souvent suite à des épidémies de choléra ou typhoïde, en construisant des réseaux d'égouts et des ouvrages pour traiter les eaux collectées. La collecte et le traitement des eaux usées sont devenus pratique courante au 20^e siècle pour des grandes et petites municipalités soucieuses de la santé publique et de la qualité de l'environnement.

La construction de stations d'épuration (STEP) a pris son envol au Québec en 1978 avec l'instauration du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ). Le gouvernement du Québec a investi environ sept milliards de dollars dans le cadre de ce programme et son successeur, le Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM), pour la construction d'ouvrages d'épuration. Grâce à ces deux programmes, le pourcentage de la population québécoise raccordée à un réseau d'égout dont les eaux usées sont traitées est passé de 2 à 98 % pendant la période de 1978 à 2000 (MENV, 2000).

À l'issue des programmes d'assainissement, la qualité des eaux de surface au Québec s'est considérablement améliorée, notamment pour les contaminations fécales, la demande biochimique en oxygène (DBO_5), les matières en suspension (MES) et le phosphore total. Cependant, la pollution azotée et celle due à l'azote ammoniacal

n'étaient pas abordées par ces programmes puisqu'aucune exigence de rejet pour l'azote n'était en vigueur. Ainsi on admet qu'à ce jour plus de 75 % des ouvrages d'épuration municipaux au Québec consistent en des procédés de lagunage qui sont peu adaptés à l'enlèvement de l'azote (MAMR, 2005).

1.2 Problématique

1.2.1 Toxicité de l'azote ammoniacal

Les rejets d'azote ammoniacal dans les effluents municipaux sont problématiques de par la toxicité de la forme non-ionisée NH_3 à l'endroit des poissons et des invertébrés. En effet, le programme Saint-Laurent Vision 2000 a identifié l'azote ammoniacal comme étant la principale substance responsable de la toxicité dans les cours d'eau au Québec (MENV et Environnement Canada, 2001). Le rapport final mentionne également que des concentrations plus élevées étaient mesurées en saison froide lorsque le taux de nitrification, processus biologique d'enlèvement de l'azote ammoniacal, est réduit dans les étangs aérés. Peu après, le gouvernement du Québec a pris l'engagement de diminuer la toxicité de ces effluents en soutenant les efforts à la recherche de nouvelles technologies permettant de diminuer les rejets d'azote ammoniacal dans les étangs aérés (engagement 40 de la Politique nationale de l'eau, MENV, 2002).

1.2.2 Dégradation des eaux d'approvisionnement

Outre sa toxicité pour la faune aquatique, les rejets d'azote ammoniacal dans les cours d'eau peuvent également constituer une nuisance à la chloration lors de la production de l'eau potable. Une concentration maximale de 0,5 mg N/L d'azote

ammoniacal est imposée pour une eau brute destinée à l’approvisionnement en eau potable. Au-delà de cette concentration il devient difficile de traiter l’eau de façon adéquate (MENV, 2001a). La concentration d’azote ammoniacal dans les cours d’eau au Québec reste généralement en deçà de cette valeur maximale (MENV, 2004). Cependant, la situation peut devenir précaire en périodes d’étiage où la proportion du débit des cours d’eau provenant des effluents municipaux devient plus importante. Ce fut le cas pour la rivière des Mille Îles qui a subi des étiages critiques durant les périodes estivales de 2001 et 2002 (CEHQ, 2005)

1.2.3 L’azote ammoniacal et la réglementation

Le premier pas vers une exigence de rejet de l’azote ammoniacal a été pris lorsque l’azote ammoniacal a été ajouté à la liste des substances toxiques régies par la Loi canadienne sur la protection de l’environnement (LCPE) de 1999. Conforme aux exigences de la LCPE par rapport aux substances toxiques, une ligne directrice a par la suite été publiée pour les rejets d’azote ammoniacal contenus dans les effluents de plus de 5000 m³/d (Environnement Canada, 2004).

La ligne directrice établit une distinction entre les toxicités chronique et aiguë. La limite pour la toxicité chronique spécifie qu’un effluent ne doit pas contenir une charge en azote ammoniacal qui entraînerait une concentration de la forme non-ionique NH₃ supérieure à 0,019 mg/L dans le milieu aquatique récepteur. La limite pour la toxicité aiguë spécifie qu’un effluent ne doit pas contenir une concentration d’azote ammoniacal NH₃-NH₄ au-dessus de la valeur maximale, présentée à la Figure 1.1, qui varie en fonction du pH. La limite tient ainsi compte du rôle du pH dans l’équilibre acide-base entre les formes NH₃ et NH₄ (pK_a = 9.2). On note toutefois que la capacité de dilution du milieu aquatique récepteur n’est pas considérée dans le calcul de la toxicité aiguë.

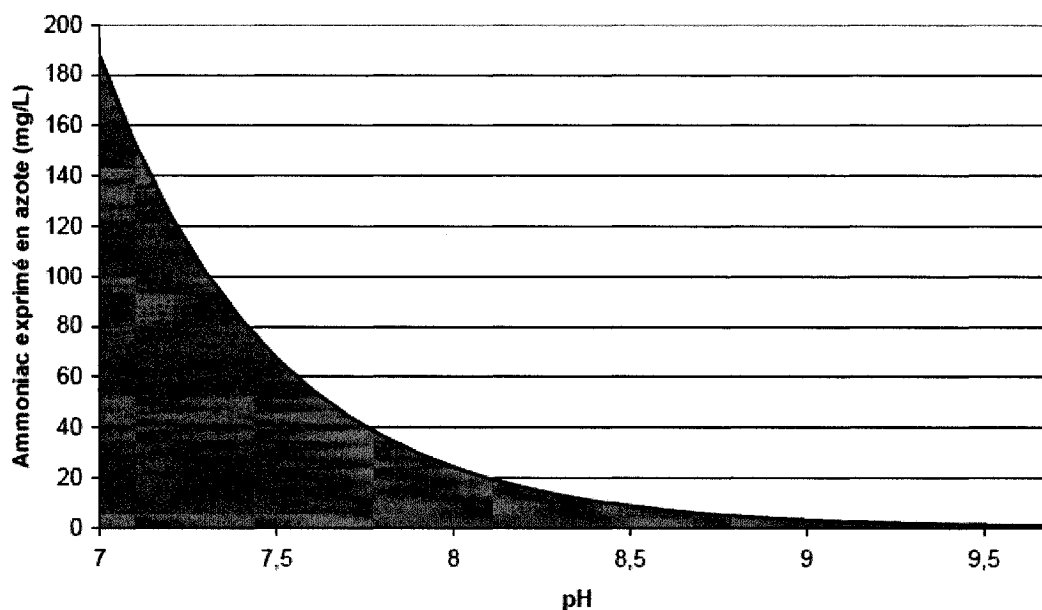


Figure 1.1 Toxicité aiguë de l'azote ammoniacal en fonction du pH (tiré de Environnement Canada, 2004)

1.2.4 Nitrification dans les étangs aérés

L'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les STEP d'étangs aérés au Québec est un phénomène saisonnier qui dépend fortement de la température. Les statistiques d'enlèvement de l'azote ammoniacal pour 36 stations d'étangs aérés au Québec sont présentées à la figure 1.2. Cette figure démontre que les taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal sont en moyenne plus faibles pendant la saison froide, de novembre à avril, et ce pour toutes les 36 stations recensées. Cependant, une grande variabilité parmi les 36 stations (indiquée par les plages 25%-75% et Min-Max) démontre que d'autres facteurs non corrélés à la période de l'année jouent aussi un rôle important.

Les étangs aérés sont plus sensibles aux variations de la température ambiante que d'autres procédés biologiques, tels que les boues activées, en raison de leurs longs temps de rétention hydraulique (TRH) qui permettent beaucoup d'échanges thermiques à l'atmosphère. Alors que la température moyenne ambiante varie dans

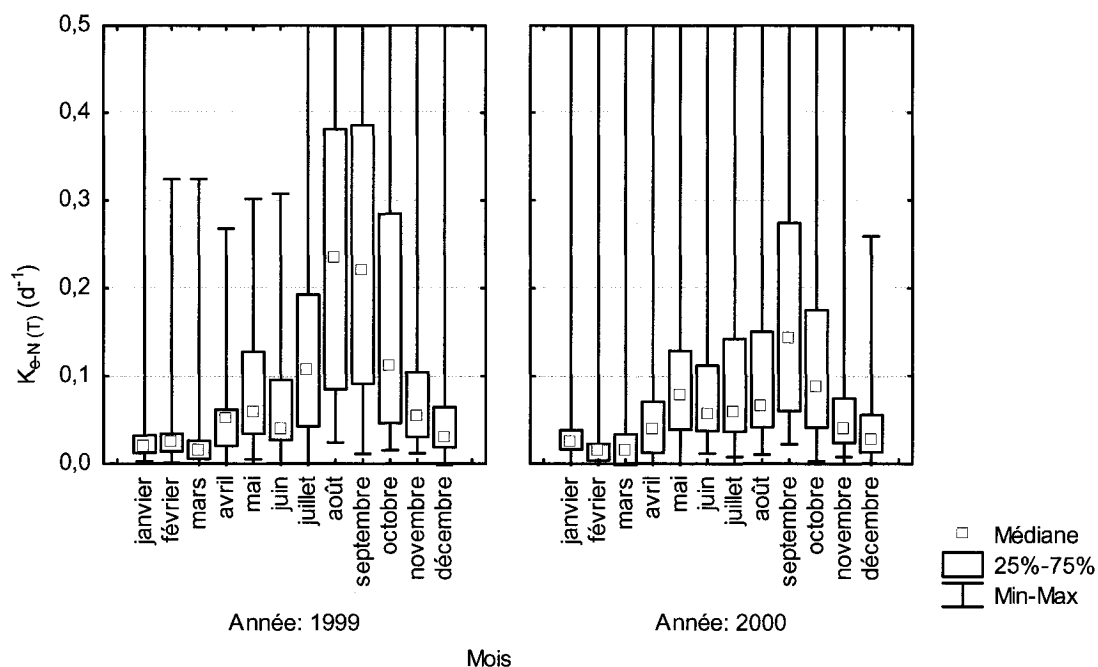


Figure 1.2 Statistiques des taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal mesurés à 36 stations d'étangs aérés facultatifs au Québec pour les années 1999 et 2000 (tiré de Desjardins et al., 2005)

les régions du sud du Québec de -13 à $26^{\circ}C$, selon la saison, des températures variant typiquement entre 0 et $24^{\circ}C$ sont mesurées dans les étangs aérés.

Cette même tendance saisonnière d'enlèvement de l'azote ammoniacal est illustrée à la Figure 1.3, ceci sur une période de trois années consécutives à la STEP de Drummondville. Ce phénomène est aussi appelé la nitrification saisonnière dont la période de nitrification est entendue pour être celle où on observe un enlèvement d'azote ammoniacal accompagné d'une production de nitrites ou nitrates. Cette période correspond grosso-modo aux saisons chaudes ce qui témoigne de l'effet important de la température sur la nitrification.

En général, il est dit que le taux de croissance des bactéries nitrifiantes diminue d'un facteur de deux pour chaque diminution de $10^{\circ}C$, du moins pour une plage

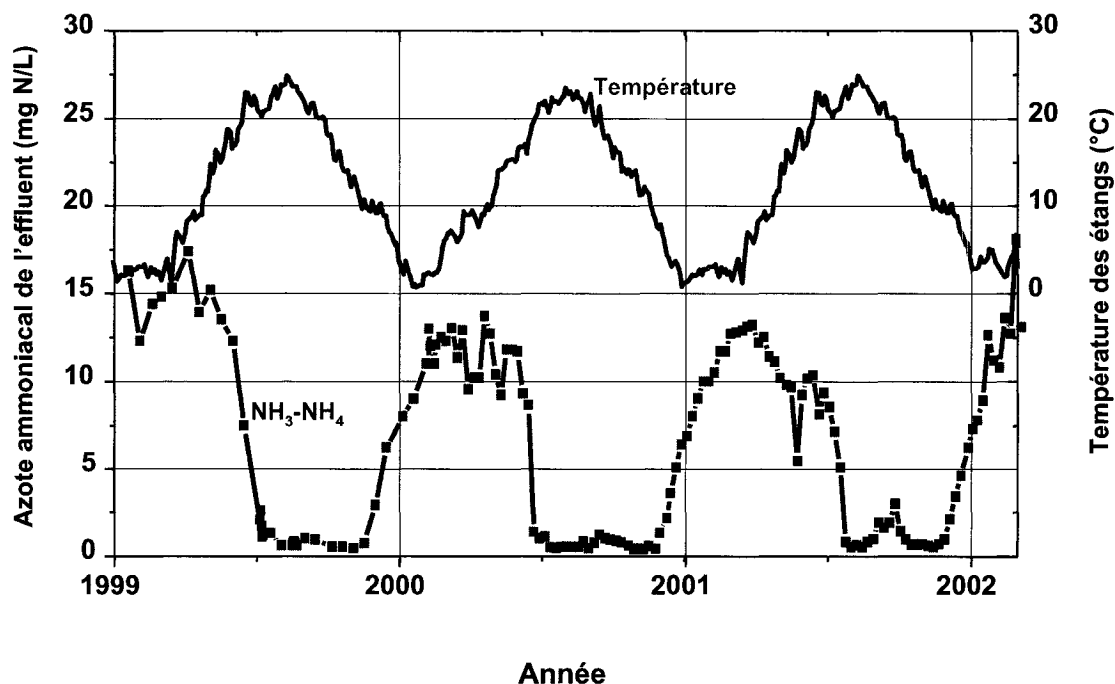


Figure 1.3 Relation entre la nitrification et la variation de la température mesurée aux étangs de la station de Drummondville

de températures de 5 à 25 °C (IWA, 2000). À des températures inférieures à 5 °C, il devient difficile d'assurer la nitrification en raison des taux de croissance très faibles, voire insignifiants (Painter, 1970). Cependant, il semblerait un peu plus favorable de nitrifier en eau froide dans des procédés à culture fixée où des taux intéressants ont été mesurés à des températures aussi faibles que 3 à 4 °C (Rittmann et Snoeyink, 1984 ; Andersson et al., 2001 ; Plais, 2006). Néanmoins, des températures de 0,5 °C mesurées dans les étangs en hiver démontrent clairement que la problématique des rejets d'azote ammoniacal est en grande partie associé à un problème de nitrification en eau froide.

1.3 Objectifs du projet

1.3.1 But du projet

La finalité de ce projet de recherche est d'arriver à une meilleure compréhension des mécanismes qui régissent l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés facultatifs, notamment de la nitrification, afin de pouvoir :

1. expliquer pourquoi la nitrification est observée de façon saisonnière à certaines STEP d'étangs aérés au Québec alors qu'elle ne l'est pas du tout à d'autres ;
2. déterminer quels sont les facteurs qui limitent la nitrification en saison froide ;
3. déterminer quel est le potentiel d'améliorer la nitrification dans les étangs sans ajout de technologies ;
4. évaluer des scénarios d'ajout de technologies dans les étangs visant l'amélioration de la nitrification.

L'outil de préférence pour ce projet est le modèle mécaniste qui permet d'organiser les divers processus connus du traitement, soient-ils physiques, biochimiques ou autres, sous forme d'équations mathématiques. Il devient alors possible de quantifier l'importance de facteurs d'intérêt par le moyen d'analyses de sensibilité simulées avec le modèle. Par exemple, l'importance de l'alcalinité pourrait être évaluée en comparant les résultats de simulations réalisées avec des valeurs maximale et minimale de ce paramètre.

Une fois validé, le modèle mécaniste servirait également servir comme outil de prédiction des effets de modifications apportées aux étangs. Il deviendra ainsi possible de prédire les conséquences de plusieurs approches d'optimisation des étangs et d'en identifier les meilleures.

Dernièrement, les résultats de simulation peuvent permettre de valider ou invalider les hypothèses sous-jacentes du modèle utilisé. Ceci peut mener à l'identification de processus manquants au modèle ou de paramètres qui ne sont pas suffisamment bien caractérisés. Le modèle mécaniste peut donc servir comme cadre pour tester des hypothèses et pour la planification d'expériences.

1.3.2 Hypothèses scientifiques originales

L'originalité scientifique de cette thèse est d'abord d'identifier les processus qui déterminent la nitrification dans un étang aéré facultatif en climat froid. Les connaissances existantes du domaine du génie de l'environnement ont par la suite été puisées afin d'élaborer des modèles mathématiques intégrant ces processus. Ces connaissances peuvent être catégorisées soit par rapport au modèle biocinétique soit au modèle hydraulique. Une comparaison des résultats de simulations des modèles mathématiques aux résultats observés aux STEP d'étangs aérés a finalement permis de valider les processus du modèle, dans certains cas, et de suggérer des améliorations dans d'autres.

L'approche de modélisation biocinétique est basée sur celle développée et validée pour les procédés de boues activées. Bien que semblable dans le sens que les deux procédés sont conçus pour traiter les eaux usées, les étangs aérés et les boues activées diffèrent de façon significative par rapport au temps de rétention employés pour les matières solides et solubles. Cette approche présume notamment que l'activité des algues et la digestion des boues, qui ne font pas partie des modèles de boues activées, n'influencent pas de façon significative la nitrification dans les étangs aérés.

L'approche de modélisation hydraulique est basée sur la théorie de la distribu-

tion des temps de résidence développée par Danckwerts (1953). Cette théorie a été développée initialement pour calculer les taux de réactions dans les réacteurs continus. Des faiblesses de cette approche sont qu'elle ne tient pas compte du degré de contact entre les composants dans l'étang à l'échelle microscopique (*micro-mixing*) et qu'elle ne permet pas de tenir compte du processus de décantation des matières solides.

Les modèles élaborés dans le cadre de ce projet de doctorat permettent de prédire le phénomène de nitrification saisonnière observé dans les étangs aérés facultatifs du Québec. Ceci a permis de réaliser certaines prédictions quant au potentiel de nitrification des STEP d'étangs aérés existantes et de proposer la meilleure façon d'intégrer dans ces STEP les nouveaux procédés adaptés à la nitrification en eau froide.

Les hypothèses scientifiques originales concernant les modèles mécanistes développés dans le cadre de ce projet sont présentées ci-dessous :

1. La nitrification saisonnière dans les étangs et plus spécifiquement a) la nitrification en été et en automne mais pas en hiver ni au printemps et b) le démarrage rapide de la nitrification en été et la perte graduelle de la nitrification en automne sont des phénomènes dynamiques déterminés par un régime hydraulique complètement mélangé dans le milieu liquide et des réactions biochimiques semblables à celles d'un procédé de boues activées.

Cette hypothèse peut être vérifiée en simulant sur une année un modèle d'un réacteur complètement mélangé avec un modèle biocinétique de type boues activées. L'hypothèse serait réfutée si les résultats de simulation, en tenant compte du TRH de l'étang et la variation de la température, ne prédisait pas le phénomène de nitrification saisonnière tel que décrit ci-dessus.

2. Le taux d'accumulation des boues décroissant observé au cours des années d'opération des STEP d'étangs aérés est attribuable à la digestion des boues selon un processus de premier ordre.

Cette hypothèse peut être vérifiée à partir d'un bilan de masse tenant compte des matières solides mesurées dans l'affluent et l'effluent de l'étang et une estimation des matières solides produites et enlevées par croissance de la biomasse. L'hypothèse serait réfutée si l'accumulation des boues, telle que simulée avec un modèle qui inclut un taux de digestion de premier ordre, ne permettait pas de simuler le taux d'accumulation des boues observé dans les étangs.

3. La digestion des boues résulte en un relargage d'azote ammoniacal dans le milieu liquide et a un effet significatif sur l'évolution d'azote ammoniacal à l'effluent d'un étang.

Cette hypothèse peut être vérifiée en comparant les résultats de simulation d'un modèle qui tient compte des échanges entre les boues et le milieu liquide (modèle A), un modèle qui tient compte seulement du milieu liquide (modèle B) et le résultats mesurés à la STEP. L'hypothèse serait réfutée si le modèle A ne donnait pas une bonne prédiction des résultats mesurés ou bien si le modèle A ne donnait pas des résultats sensiblement différents que le modèle B.

Une fois que la validité de ces hypothèses a été établie, il a été possible de se servir des modèles mécanistes afin d'évaluer différentes approches à améliorer la nitrification dans les STEP d'étangs aérés. Les hypothèses scientifiques originales

concernant l'amélioration de la nitrification dans les STEP d'étangs aérés sont présentées ci-dessous :

1. L'installation de chicanes visant a) l'élimination de court-circuitage et b) l'établissement d'un régime d'écoulement de type piston favorise la nitrification saisonnière.

Cette hypothèse peut être vérifiée en comparant les résultats de simulation d'un modèle d'étang simulé avec un régime hydraulique représentant les conditions avec chicanes (modèle A) et sans chicanes (modèle B). L'hypothèse serait réfutée si le modèle A ne prédisait pas une période de nitrification plus longue que le modèle B ou si les résultats de simulation des deux modèles n'étaient pas sensiblement différents.

2. L'augmentation de l'aération dans les étangs permet d'assurer la nitrification à l'année longue.

Cette hypothèse peut être vérifiée en comparant les résultats de simulation d'un modèle qui calcule les taux cinétiques basés sur les concentration d'OD mesurées dans l'étang (modèle A) avec les résultats de simulation d'un modèle dans lequel l'OD est non-limitant (modèle B). L'hypothèse serait réfutée si le modèle B ne prédisait pas une nitrification à l'année longue. Par ailleurs, l'hypothèse serait réfutée en démontrant que l'augmentation de l'aération aurait d'autres effets que d'augmenter les concentration d'OD dans l'étang. Par exemple, l'augmentation de l'aération pourrait augmenter le brassage des boues et ainsi augmenter le relargage d'azote ammoniacal et de DBO_5 des boues.

3. L'emplacement optimal d'un RBLM pour nitrifier dans une série d'étang est entre le premier et le deuxième étang

Cette hypothèse peut être vérifiée en comparant les prédictions d'un modèle du procédé RBLM validé pour les conditions d'opération dans une série d'étangs aérés. L'hypothèse serait réfutée si un taux de nitrification comparable ou supérieur était prédit ailleurs qu'entre le premier et le deuxième étang.

1.3.3 Objectifs spécifiques

À partir du but global énoncé dans la section 1.3.1, trois objectifs spécifiques ont été identifiés afin de mieux cibler les activités de recherche du projet. Ces objectifs sont présentés dans le Tableau 1.1. Pour chaque objectif, son atteinte est démontrée par les titres des articles qui lui correspondent et le chapitre de la thèse dans lequel ils se trouvent.

1.4 Organisation de la thèse

La présente thèse est subdivisée en sept parties. Une revue de la littérature pertinente au sujet de recherche est présentée dans le prochain chapitre (Chapitre 2). Ensuite, les Chapitres 3 à 5 présentent les résultats correspondants aux objectifs spécifiques du projet présentés au Tableau 1.1. Ces chapitres présentent les résultats sous forme d'articles soumis ou déjà publiés dans des revues scientifiques. Une mise en contexte est présentée au début de chacun de ces chapitres afin d'établir le lien entre l'article et le but global du projet. Un article qui a été préparé en parallèle

avec cette thèse et dont les résultats sont pertinents est également présenté à l'annexe IV. Le Chapitre 6 présente une discussion générale et synthèse des résultats et finalement le Chapitre 7 conclut la thèse et offre des recommandations quant aux futurs travaux de recherche.

Tableau 1.1 Objectifs du projet de modélisation des étangs aérés

Objectif	Chapitre/ Annexe	Article
Évaluer l'impact du régime hydraulique de l'étang sur la nitrification	3	Effect of baffle installations in aerated facultative lagoons on nitrification in a cold climate
Expliquer le phénomène de la nitrification saisonnière et évaluer le potentiel d'optimisation des infrastructures existantes	4	Modelling ammonia removal in aerated facultative lagoons
	4	Dynamic modelling of ammonia in aerated facultative lagoons
	IV	Modélisation de l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés
Évaluer le potentiel de procédé à culture fixée pour favoriser la nitrification dans les étangs	5	Modelling nitrification of a lagoon effluent in moving bed biofilm reactors

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Lagunage

Le lagunage est un procédé d'épuration qui est employé partout dans le monde en raison de sa simplicité et de ses faibles coûts d'exploitation. Employant des grands plans d'eau, les processus d'enlèvement de la matière organique sont biologiques et par décantation. Le TRH dans les étangs est typiquement de l'ordre de plusieurs jours, comparé à quelques heures dans un procédé de boues activées, ce qui lui confère un grand pouvoir tampon face aux variations horaires de charges organique et hydraulique.

Les lagunes ou « étangs » peuvent être aérobies, anaérobies ou stratifiés entre des zones aérobie et anaérobie, ce qu'on appelle les étangs facultatifs. En raison de cette variation de conditions, les longs TRH et l'accumulation de boues au fonds des étangs, l'écologie dans les étangs est très diversifiée.

La grande surface nécessaire pour l'installation des étangs les confinent généralement à des endroits ruraux ou dans des municipalités de petites tailles. Parmi les critères de conception qui permettent d'augmenter la performance et de réduire la taille des étangs se trouvent : l'ajout d'air par insufflation ou l'aération mécanique, l'installation de rideaux flottants pour modifier l'écoulement hydraulique ou dans certains cas comme support pour une biomasse à culture fixée et les systèmes de recirculation de boues ou de liqueur mixte, semblable à ce qui est employé dans les procédés de boues activées.

2.1.1 Étangs facultatifs

L'apport d'oxygène dissous se fait de façon naturelle dans les étangs facultatifs par l'action du vent à la surface et par l'activité photosynthétique des algues. Cet oxygène est par la suite utilisé comme accepteur d'électrons par les bactéries hétérotrophes qui dégradent la matière organique. Lorsque la présence des algues devient suffisamment importante, une variation des concentrations d'OD suivant un cycle diurnal peut être observée en raison de l'activité photosynthétique qui produit l'OD le jour et le consomme la nuit. De la même façon, une variation du pH peut être observée puisque les algues dissocient le bicarbonate (HCO_3^-) le jour comme source de carbone (CO_2) en relargant de l'hydroxyle (OH^-) (Tadesse et al., 2004).

L'activité des algues est limitée aux couches supérieures de l'étang où la lumière peut pénétrer (Heaven et al., 2005 ; Curtis et al., 1994). Par conséquent, la disponibilité d'OD est généralement limitée aux couches supérieures d'un étang facultatif tandis que la partie inférieure de l'étang, incluant les sédiments, est sous conditions anaérobies. Une digestion anaérobie de la matière organique particulaire se réalise dans les sédiments menant à un relargage de matière organique dissoute et de nutriments dans le surnageant (Chabir et al., 2000 ; Namèche et al., 1997 ; Fillos et Molof, 1972). La Figure 2.1 présente de façon schématique la stratification d'un étang facultatif ainsi que les principaux processus affectant la qualité du traitement.

Outre l'enlèvement de la DBO_5 , les étangs facultatifs sont également efficaces pour l'enlèvement des coliformes fécaux. Quoique difficile à caractériser, il est généralement admis que l'enlèvement des coliformes fécaux se réalise sous l'effet du pH élevé, la haute teneur en OD, le rayonnement ultra-violet, la prédation, la famine et d'autres facteurs (Von Sperling, 2005 ; Curtis et al., 1992).

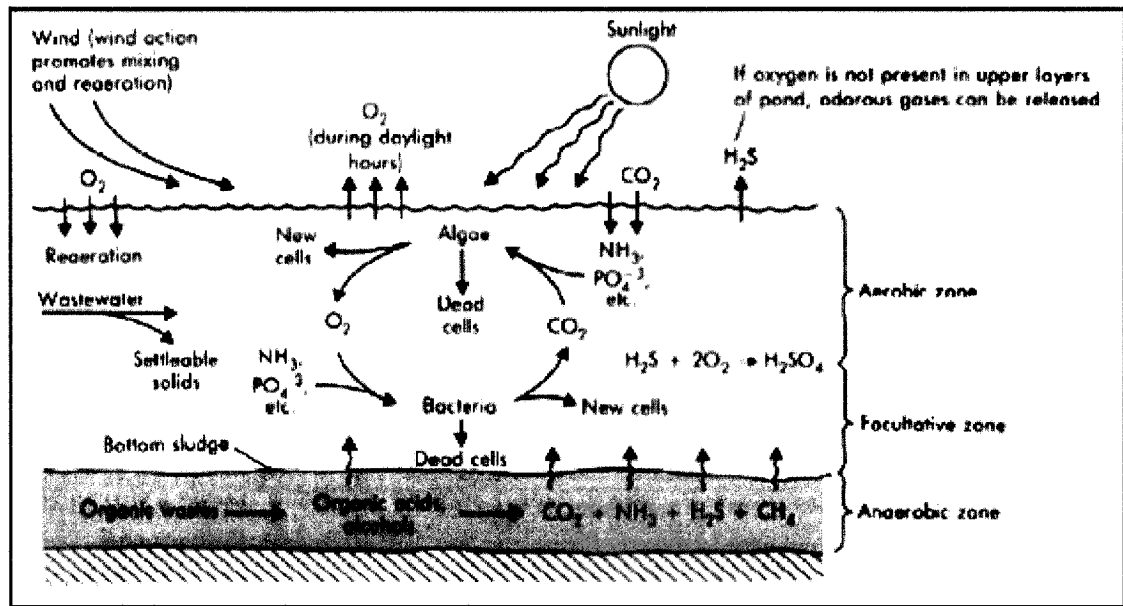


Figure 2.1 Schéma des mécanismes d'enlèvement de la matière organique dans un étang facultatif (tiré de Metcalf & Eddy, 1991)

Les étangs facultatifs sont les étangs les plus largement utilisés pour le traitement des eaux usées à travers le monde (Shilton, 2001). Ces étangs sont peu profonds (1-2 m) afin de favoriser le rapport surface/volume et sont conçus selon la charge surfacique. En zone de climat froid, les étangs facultatifs doivent être opérés avec vidange périodique, de par la formation de glace qui empêche l'aération naturelle, pour éviter tout rejet d'effluents toxiques en raison de leur contenu en sulfure d'hydrogène et en azote ammoniacal créé par les conditions anaérobies (MENV, 2001b).

2.1.2 Étangs anaérobies

Les étangs anaérobies sont plus profonds (2-5 m) que les étangs facultatifs et reçoivent de plus hautes charges en DBO (Shilton, 2001). Généralement, ils sont construits en amont d'un procédé de traitement pour enlever le maximum de charge

organique et sont suivis par des étangs facultatifs. Un inconvénient de ce type de procédé est l'émission d'odeurs désagréables qui est possible sous certaines conditions d'opération (Pearson et al., 1996).

2.1.3 Étangs aérés

L'avantage lié à l'aération des étangs, par insufflation ou par aération mécanique, est que l'oxydation de la matière organique ne dépend plus uniquement de l'énergie du soleil ni du vent. Par conséquent, le taux d'aération et la performance de traitement de l'étang ne dépend plus du rapport surface/volume. La conception des étangs peut donc se faire selon le volume et il devient possible de construire des étangs plus en profondeur (2-6 m) sans que les étangs deviennent complètement anaérobies.

Le terme « étang aéré facultatif » fait référence aux étangs aérés dont l'intensité d'aération est insuffisante pour maintenir toutes les matières en suspension. La sédimentation des MES demeure alors un processus important et les boues qui s'accumulent au fond dans des conditions anaérobies. Les caractéristiques physiques et les processus biologiques dans un étang aéré facultatif sont sensiblement les mêmes que dans un étang facultatif (Figure 2.1), cependant, l'oxygénation ne dépend plus de l'activité des algues ou du vent. L'activité des algues, d'ailleurs, est moins importante puisque le brassage dû à l'aération entraîne une plus haute teneur en MES, ce qui limite la pénétration de la lumière dans le milieu liquide.

Les critères de conception typiques des « étangs aérés facultatifs » sont présentés au Tableau 2.1. Les critères de conception typiques des « étangs aérés avec suspension complète » et les « étangs aérés avec recyclage de boues » y sont également consignés à titre de comparaison.

Tableau 2.1 Critères de conception d'étangs aérés (tiré de Metcalf et Eddy, 2003)

Paramètre	Unités	Étang aéré facultatif	Étang aéré suspension complète	Étang aéré avec recyclage des boues
MES	g/m ³	50-200	100-400	1500-3000
MVES/MES	-	0,5-0,8	0,7-0,8	0,5-0,8
TRH	d	4-10	3-6	10-30
TRB	d	>100	3-6	0,25-2
Taux d'enlèvement de la DBO, k	d ⁻¹	0,5-0,8	0,5-1,5	2-10
Coefficient de température, θ	-	1,04	1,04	1,04
Profondeur	m	2-5	2-5	2-5
Régime hydraulique	-	Mélange partiel	Mélange partiel	Mélange complet (nominal)
Puissance minimale	W m ⁻³	1-1,25	5-8	16-20
Accumulation de boues	-	Boues s'accumulent dans la lagune	Non	Boues s'accumulent dans un décanteur secondaire, une partie est recyclée dans l'étang et l'autre partie est purgée
Nitrification	-	Non	Pas typiquement	Oui

2.1.4 Lagunage au Québec

Plus de 400 STEP d'étangs aérés facultatifs sont exploitées dans les municipalités au Québec pour le traitement de débits allant de 50 m³/d jusqu'à 90 000 m³/d. La conception des étangs, basée sur les consignes du Guide du Ministère de l'environnement (MENV, 2001b), est décrite dans les sections suivantes. Une vingtaine de STEP d'étangs non-aérés avec vidange périodique sont également exploitées dans des petites municipalités.

2.1.4.1 Dimensionnement des étangs

La profondeur des étangs opérés au Québec est généralement de 3 à 5 m. Toutefois, pour de grandes installations nécessitant de grands volumes, la profondeur peut atteindre 6,5 m. Le volume de l'étang est établi sur la base de l'enlèvement de la DBO₅ avec le modèle développé par W.W. Eckenfelder, présenté dans les Équations 2.1 et 2.2. L'Équation 2.1 est basée sur un bilan de masse pour un réacteur complètement mélangé en régime permanent lorsque le taux d'enlèvement est de premier ordre par rapport à la DBO₅. Le facteur de correction FC a été rajouté à l'Équation pour tenir compte du relargage de DBO provenant des boues. L'Équation 2.2 est basée sur une relation de type Arrhenius entre le taux de réaction et la température.

$$\frac{Se}{So} = \frac{1}{1 + K_e t} \times FC \quad (2.1)$$

où :

Se = DBO₅ à l'effluent, mg L⁻¹

So = DBO₅ à l'affluent, mg L⁻¹

K_e = taux d'enlèvement de la DBO₅, d⁻¹

t = temps de rétention, d

FC = facteur de correction pour tenir compte de la DBO_5
provenant des produits de la décomposition anaérobie qui
s'effectue au fond de l'étang

$$K_e(T) = K_e(20^\circ\text{C}) \times \theta^{T-20} \quad (2.2)$$

où :

T = température de l'eau dans l'étang, °C

$K_e(T)$ = valeur de K_e à la température T , d^{-1}

$K_e(20^\circ\text{C})$ = valeur de K_e à 20°C , d^{-1}

θ = coefficient de température, –

2.1.4.2 Agencement des bassins

Le Ministère de l'environnement indique que, pour un TRH total donné, le rendement augmente en répartissant le volume en plusieurs étangs jusqu'à un nombre maximum de quatre étangs en série (MENV, 2001b). Ceci est en accord avec l'hypothèse du modèle Eckenfelder que l'abattement de la DBO_5 est une réaction de premier ordre. Dans le modèle de premier ordre, un étang à écoulement piston a un rendement supérieur qu'un étang complètement mélangé ayant le même volume.

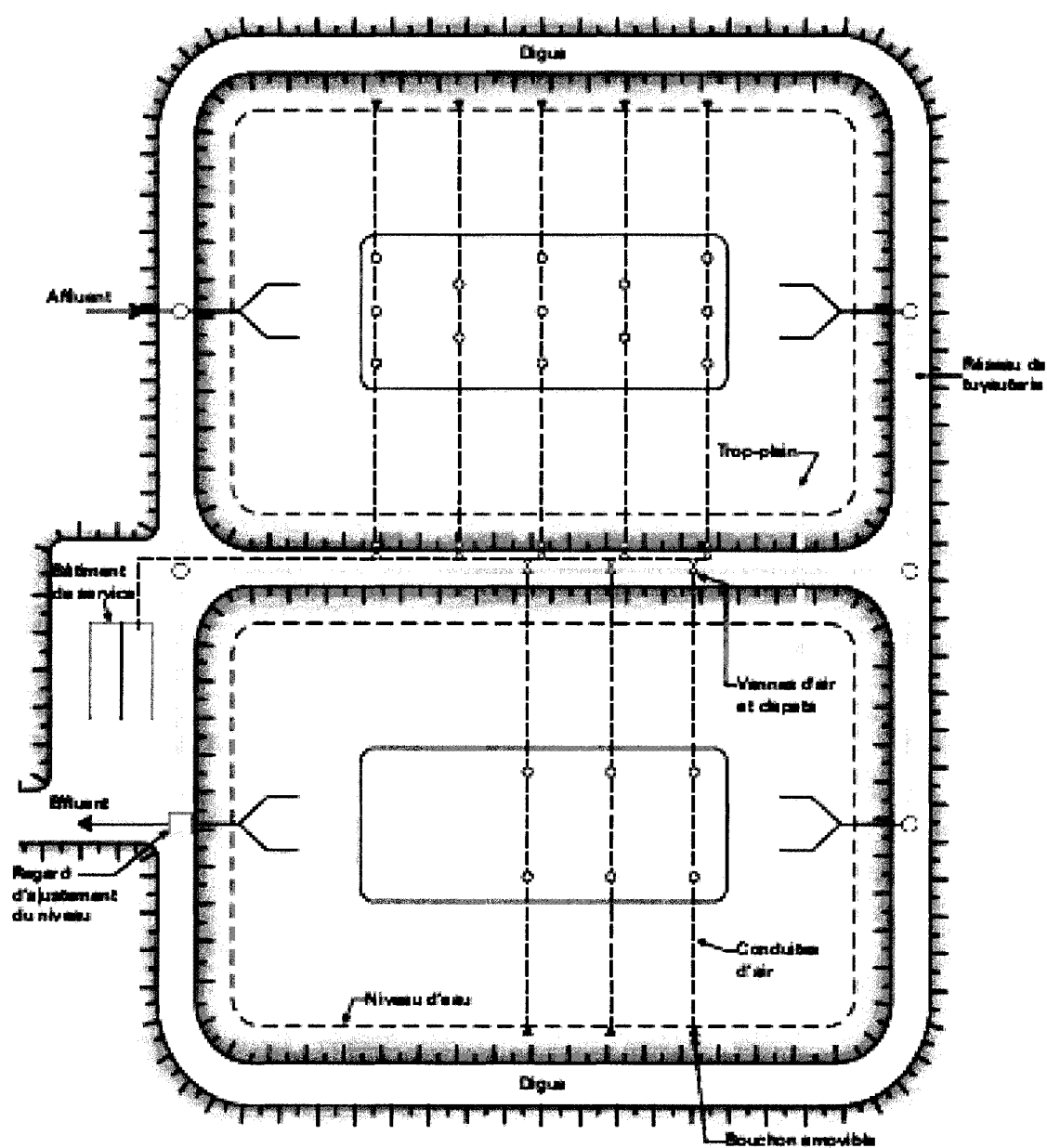


Figure 2.2 Vue en plan d'étangs aérés facultatifs conventionnels (tiré de MENV, 2001b)

Les étangs sont souvent de formes carrées ou rectangulaires et parfois de forme irrégulière. Théoriquement, il serait nécessaire de répartir le volume en un nombre infini d'étang pour atteindre l'écoulement à piston mais le nombre quatre est utilisé pour des raisons pratiques. L'écoulement à piston peut être approché dans un étang lorsque le rapport longueur/largeur de l'étang est très élevé ou bien l'étang est divisé en plusieurs cellules en série. En pratique, il est considéré que les formes rectangulaires favorisent un écoulement hydraulique de type piston et que les formes carrées sont plus représentatives d'un écoulement de type complètement mélangé (Von Sperling, 2005). La Figure 2.2 présente en plan un schéma typique de deux étangs aérés facultatifs en série.

2.1.4.3 Aération

L'aération peut être apportée en surface (aération mécanique) ou introduite par insufflation (système submergé). Les systèmes d'aération submergés avec diffuseurs à grosses bulles sont les plus souvent employés car ils requièrent peu de maintenance et résistent bien aux conditions de gel en hiver. Tel que présenté à la Figure 2.2, les étangs sont conçus avec un plus grand nombre de diffuseurs dans le premier étang que ceux en aval. Généralement, le dernier étang reçoit très peu d'aération afin de permettre la décantation des MES et le polissage de l'effluent avant son rejet au cours d'eau.

Tableau 2.2 Critères de conception de la demande en oxygène dans un étang aéré facultatif (MENV, 2001b)

Demande en oxygène	Unités	Valeur recommandée
ÉTÉ		
Carbonée	kg O ₂ /kg DBO ₅	2,25
Azotée	kg O ₂ /kg N-NH ₃₊₄	6,0
HIVER		
Carbonée	kg O ₂ /kg DBO ₅	1,5

Le Tableau 2.2 présente les critères de conception de la demande en oxygène calculée selon la charge organique et la charge azotée. On note que la demande en oxygène attribuée à la nitrification est tenue en compte seulement en saison estivale. Par ailleurs, la demande en oxygène provenant de la DBO_5 est supposée supérieure en été. La répartition de la demande azotée entre les étangs d'une série est estimée en fonction du rapport DBO_5/NTK .

2.1.4.4 Accumulation des boues

Selon les consignes du Ministère de l'Environnement, les boues devraient être vidangées des étangs après environ 10 ans d'opération ou lorsque les boues occupent 10 % du volume de l'étang mais en pratique le délai peut être beaucoup plus. Des mesures sont prises en automne par l'opérateur pour mesurer la hauteur des boues au fond des étangs et des échantillons sont prélevés pour analyser leur composition à des fins de valorisation. Le suivi de l'accumulation des boues, ce que les opérateurs appellent le « patron de boues », est réalisé à chaque automne.

La siccité des boues est très variable mais est caractérisée par une haute teneur en matières totales et d'azote total. Une étude des boues biologiques de 32 STEP d'étangs aérés par Desjardins et Brières (1994) a révélé des concentrations moyennes de matières totales et d'azote total Kjeldahl (NTK), respectivement, de $45\,413 \pm$ un écart-type de $30\,327 \text{ g m}^{-3}$ et de $22\,588 \pm$ un écart-type de $10\,277 \text{ g N m}^{-3}$.

À certaines installations, de l'alun est ajouté dans le dernier étang afin de précipiter le phosphore, ce qui favorise la formation de boues chimiques caractérisées par une siccité moins importante. Dans l'étude de Desjardins et Brière, l'étude des boues chimiques de huit STEP d'étangs aérés a révélé des concentrations moyennes de

matières totales et d'azote total Kjeldahl (NTK), respectivement, de $24\,530 \pm$ un écart-type de 7556 g m^{-3} et de $32\,077 \pm$ un écart-type de $17\,439\text{ g N m}^{-3}$.

La digestion anaérobie des boues au fond des étangs contribue à réduire leur masse totale et peut être observée en été par la formation de bulle de méthane. En effet, le suivi de l'accumulation des boues au cours des années indique un ralentissement du taux d'accumulation (Marin, 1987 ; Béland et al., 1994).

2.1.4.5 Performance du traitement

Les STEP d'étangs aérés au Québec sont conçues pour atteindre une concentration de DBO_5 à l'effluent de 15 à 30 mg L^{-1} , selon le niveau de rendement exigé, soit un taux d'enlèvement de 60 à 90 %. Aucun critère n'est imposé pour les MES puisqu'en été il y a souvent une forte contribution des algues sur les MES. Celles-ci ne sont pas considérées comme ayant un effet négatif sur le milieu aquatique récepteur. L'enlèvement du phosphore se fait dans beaucoup de stations par injection d'alun au dernier étang, tel qu'indiqué dans la section précédente.

Le suivi de 231 STEP d'étangs aérés en 1994 a montré une concentration moyenne de 12 mg L^{-1} et un taux d'enlèvement de 87 % pour la DBO_5 et de 12 mg L^{-1} et 88 % pour les MES (MENV, 2001b).

2.1.5 Innovation du procédé de lagunage

Une revue des technologies visant à optimiser la nitrification dans les étangs aérés a été réalisée dans le cadre du Projet R&D Réduction de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés (AXOR, 2005). Trois grandes catégories de technologies adaptées aux étangs ont été alors identifiées : a) l'utilisation d'un média de support pour

une culture fixée b) la modification de l'écoulement hydraulique et c) la bioaugmentation. Un résumé de ces technologies est présentée au Tableau 2.3.

Depuis l'étude d'AXOR, l'approche « culture fixée » a été appliquée avec succès à l'échelle pilote aux étangs de Sainte-Julie dans un réacteur à biofilm sur lit en mouvement (RBLM) situé en aval du premier étang (Plais, 2006). L'approche « culture fixée » dans un réacteur séparé, plutôt que dans le premier étang, a été privilégiée comme technologie de par le meilleur contrôle du brassage que permet l'usage d'un petit réacteur, au contraire d'un grand étang (AXOR, 2005).

2.2 Caractérisation hydraulique des étangs

La caractérisation hydraulique des étangs a pour but de quantifier le temps de résidence des polluants dans le procédé de traitement. Ceci permet de prédire, en fonction des cinétiques de réaction, leurs taux d'enlèvement. Ce temps de résidence est variable et est décrit par une distribution des temps de résidence selon un TRH moyen et un nombre de Péclet (analogue à l'écart type).

2.2.1 Essai de traçage

Le principal outil dont on dispose pour mesurer la distribution des temps de résidence est l'essai de traçage, qui est une approche « stimulus-réponse ». Dans l'essai de traçage, un traceur conservatif est injecté à l'affluent (le stimulus) et la concentration à la sortie (la réponse) est suivie dans le temps (Dorego et Leduc, 1996 ; Namèche et Vassel, 1998 ; Torres et al., 1999 ; Shilton et al., 2000 ; Delatolla et Babarutsi, 2005). Cette approche est basée sur l'hypothèse selon laquelle le traceur se mélange complètement avec l'eau et n'est ni dégradée, ni adsorbée dans l'étang

Tableau 2.3 Ajout de technologies à l'intérieur d'étangs aérés existants (adapté de AXOR, 2005)

Approche	Avantages	Inconvénients	Manufacturier / Référence
CULTURE FIXÉE Ajout d'un média de soutien pour une culture fixée	-Pas de modifications majeures à la STEP -La quantité de média est ajustée en fonction des besoins -Favorise la rétention des bactéries nitrifiantes	-Technologie récente -Coûts élevés d'équipements élevé -Croissance d'algues et d'autres espèces peut inhiber la croissance de bactéries nitrifiantes -Peu ou pas d'information sur les performances à long terme	-Meridian Aquatic Technology, LLC -Ringlace® -FBC Technologies, Inc. -Craggs et al. (2000) -Muttamara et al. (2000)
BIOAUGMENTATION Ajout de bactéries nitrifiantes dans l'étang	-Pas de modification majeures à la STEP	-Applicabilité à valider	-Gouvernement du Québec (2005)
HYDRAULIQUE Système de recirculation de li- queur mixte en étang	-Développé pour des applications d'étangs existants *Procédé non breveté	-Requiert contrôle sophistiqué des équipements d'aération et de pompage -Possibilité de relargage d'azote ammoniacal à l'effluent du bassin des boues	-Metcalf & Eddy (2003)

(Danckwerts, 1953 ; Levenspiel, 1962).

L'analyse des résultats d'essais de traçage est basée sur l'allure de la courbe de réponse (C-curve), le $\text{TRH}_{\text{moyen}}(\bar{t})$ et le nombre de Péclet ($Pe = \frac{1}{d} = \frac{uL}{D}$). Des exemples de courbes de réponse sont présentés à la Figure 2.3.

La courbe de réponse est préparée en normalisant les concentrations de traceur mesurées dans l'effluent de l'étang par rapport à la masse totale du traceur injectée, ceci en normalisant le temps par rapport au $\text{TRH}_{\text{moyen}}$. Par définition, l'aire sous la courbe correspond à l'unité, conformément à ce qui est décrit par l'Équation 2.3, et le temps de résidence moyen ($\bar{t}$ ou TRH) est représenté par le centre de gravité de la distribution de la concentration de traceur à l'effluent dans le temps (Équation 2.4).

$$\int_0^\infty C_\theta d\theta = \int_0^\infty \frac{C(t)}{C_0} d\theta = 1 \quad (2.3)$$

où :

$$C_\theta = C(t)/C_0, -$$

$$C(t) = \text{Concentration du traceur à l'effluent, g m}^{-3}$$

$$C_0 = \text{Masse totale de traceur injecté divisée par le volume total, g m}^{-3}$$

$$\theta = t/\bar{t}, -$$

$$t = \text{Temps après injection du traceur, d}$$

$$\bar{t} = \text{Temps de résidence moyen, d}$$

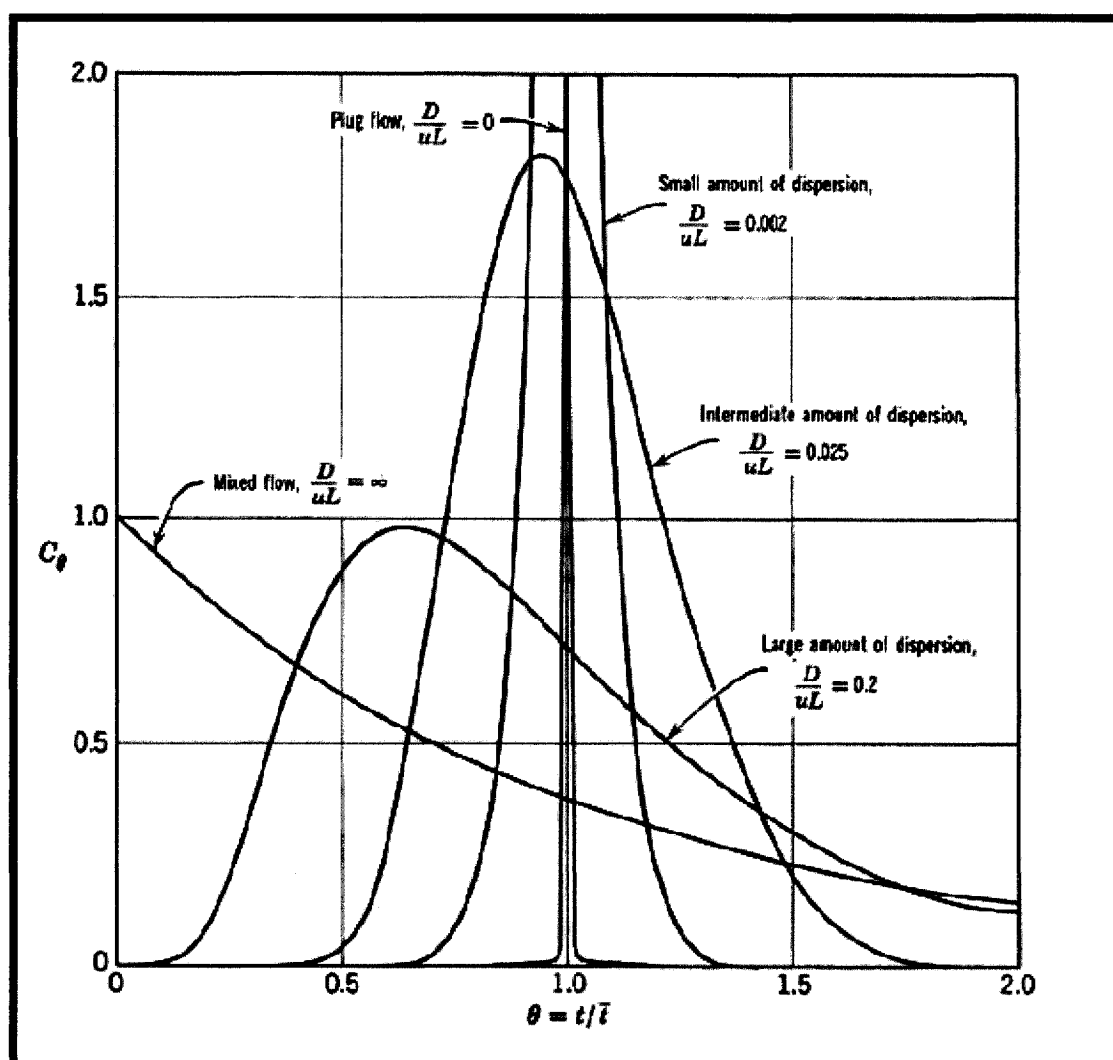


Figure 2.3 Caractérisation de la dispersion dans un réacteur (adapté de Levenspiel, 1962)

$$\bar{t} = \frac{\int_0^\infty tC(t)dt}{\int_0^\infty C(t)dt} \quad (2.4)$$

Finalement, le degré de dispersion dans l'étang est calculé à partir de la variance de la distribution dans le temps de la concentration du traceur à l'effluent, ce qui est présenté à l'Équation 2.5.

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^\infty (t - \bar{t})^2 C(t)dt}{\int_0^\infty C(t)dt} = \frac{\int_0^\infty t^2 C(t)dt}{\int_0^\infty C(t)dt} - (\bar{t})^2 = \frac{2}{Pe} \quad (2.5)$$

où :

σ^2 = variance de la distribution dans le temps de la concentration du traceur à l'effluent, g m⁻³

$Pe = \frac{uL}{D}$ = nombre de Péclet, –

Namèche et Vassel (1998) ont réalisé une revue de littérature des nombres de Péclet mesurés dans des étangs par essai de traçage afin de caractériser leur régime hydraulique. Ils ont trouvé des plages de $Pe = 0,0$ à $3,0$ et $Pe = 0,15$ à 70 respectivement pour des étangs aérés et non aérés. Par comparaison, Dorego et Leduc (1996) ont mesuré des nombres de Péclet variant de $0,2$ à $2,1$ dans des étangs aérés conçus selon les critères du ministère de l'Environnement du Québec (MENV, 2001b).

La rhodamine WT, spécialement conçue pour les essais de traçage dans l'eau, est le traceur communément employé dans des étangs. Toutefois, la revue de Namèche et Vassel a relevé certaines études réalisées avec de la rhodamine B et du lithium.

2.2.2 Études lagrangiennes

Le suivi d'un objet qui suit l'écoulement dans un étang est une approche adoptée pour identifier la présence de courants préférentiels et de zones mortes dans des étangs (Barter, 2003 ; Shilton et Harrison, 2003 ; Shilton, 2001). Les premières mentions de ce genre d'essai datent des années 1970s (Shilton, 2001). Des oranges ou des flottes munies de « voiles » submergées constituaient les objets suivis. Les premiers à tenter de mesurer des vitesses d'écoulement dans un étang selon cette approche étaient Shilton et Kerr (1999). Cependant, la validité des résultats de ces études lagrangiennes repose sur l'hypothèse selon laquelle l'objet suivi est bien « lagrangien ». C'est-à-dire, que les résultats de ces études ne sont valides seulement si l'objet suivi se déplace vraisemblablement avec la vitesse de l'eau de l'étang.

L'étude hydraulique selon l'approche lagrangienne permet de caractériser l'écoulement hydraulique à l'intérieur de l'étang. Elle se distingue donc de l'approche « stimulus-réponse » d'un essai de traçage qui permet de mesurer le TRH moyen et le degré de dispersion, en localisant les zones mortes et en identifiant la présence de courants préférentiels. Le défi de l'approche lagrangienne, par contre, est de sélectionner un objet de type « lagrangien », dont le déplacement dans l'étang peut être suivi.

2.2.3 Modélisation

Le modèle hydraulique, ou modèle de transport, est fondamental à tout modèle mécaniste de procédé de lagunage et est basé sur le bilan de masse. Le bilan de masse pour un étang est présenté ci-dessous :

$$\text{Masse à l'entrée} - \text{Masse à la sortie} - \text{Masse dégradée} = \text{Masse accumulée}$$

Une des difficultés que suscite ce bilan de masse est que le taux de dégradation varie selon l'endroit dans l'étang puisque la concentration du substrat y varie aussi. Le taux de dégradation global pour l'étang doit donc être calculé par intégration du taux de dégradation pour tous les éléments finis du volume. Ceci est présenté sous forme mathématique dans l'Équation 2.6 et sous forme schématique à la Figure 2.4.

$$QC_0 - QC - \int_0^V r dV = \frac{dN}{dt} \quad (2.6)$$

où :

Q = Débit à l'affluent et l'effluent de l'étang, m^3d^{-1}

C_0 = Concentration de substrat à l'affluent, gm^{-3}

C = Concentration de substrat à l'effluent, gm^{-3}

r = Taux de dégradation du substrat, $\text{gm}^{-3}\text{d}^{-1}$

V = Volume total de l'étang, m^3

N = Masse de substrat dans l'étang, g

t = temps, d

Il existe une solution analytique à l'Équation 2.6 pour des réactions de premier ordre en régime permanent. Par contre, pour des réactions plus complexes, il est nécessaire d'employer une technique d'intégration numérique telle *Euler*, *Runge-Kutta*, *Gear's Stiff* ou autre. En régime dynamique, une difficulté supplémentaire s'ajoute : l'intégration dans le temps (t) et dans l'espace (V) ; une technique de

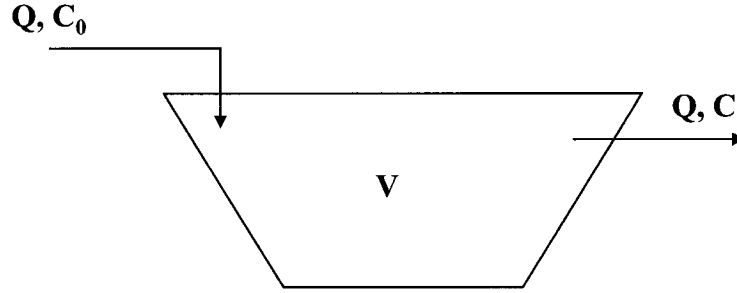


Figure 2.4 Schéma d'une lagune

discrétisation dans l'espace devient alors nécessaire.

Une simplification importante de l'Équation 2.6 est permise en posant l'hypothèse que l'étang est complètement mélangé et donc que le taux de dégradation est homogène à travers le volume. Le bilan de masse pour cette condition est présenté à l'Équation 2.7 : le modèle du réacteur complètement mélangé.

$$QC_0 - QC - rV = \frac{dC}{dt}V \quad (2.7)$$

L'avantage du modèle du réacteur complètement mélangé est qu'il existe des solutions analytiques pour des réactions du premier ordre en régime permanent et dynamique et que la solution numérique en régime dynamique ne dépend pas d'une technique de discrétisation. Ce modèle peut également servir à représenter un étang à régime d'écoulement non idéal en simulant un nombre N de réacteurs complètement mélangés en série. Par définition, $N = \infty$ correspond à un écoulement piston idéal, tandis que $1 < N < \infty$ correspond à un régime d'écoulement intermédiaire piston et complètement mélangé. Murphy et Wilson (1974) ont démontré la flexibilité des modèles hydrauliques basés sur les réacteurs complètement mélangés pour simuler les résultats d'études de traçage.

2.3 Modélisation de la température

La prédiction de la variation de la température dans un bassin d'aération est basée sur les données météorologiques régionales, les caractéristiques physiques de l'étang, l'intensité d'aération, le débit et la température de l'eau à l'affluent (Talati et Stenstrom, 1990). Les paramètres météorologiques tels que le rayonnement solaire, sont parmi les plus difficiles à caractériser, mais sont également les plus critiques pour permettre une bonne prédiction de la température. Un bilan thermique complet développé par Talati et Stenstrom (1990) pour un bassin d'aération est présenté à la section suivante. Un bilan thermique simplifié est également proposé, dans le cas où certains paramètres météorologiques ne sont pas connus.

2.3.1 Bilan thermique

Le bilan thermique « complet » de Talati et Stenstrom inclut des flux de chaleur entre la surface de l'étang et l'atmosphère, imputables à l'énergie d'aération et à la réaction biochimique, ainsi que le flux de chaleur à travers les parois de l'étang. Le bilan de masse est présenté à l'Équation 2.8.

$$\Delta H = H_{sr} + H_p + H_b + H_{ar} + H_{ev} + H_c + H_{ae} + H_{tw} \quad (2.8)$$

où :

ΔH = Somme des flux de chaleurs individuels, Wd^{-1}

H_{ar} = Rayonnement solaire, Wd^{-1}

H_{ev} = Évaporation, Wd^{-1}

H_c = Convection à la surface, Wd^{-1}

H_{ae} = Aération, Wd^{-1}

H_{tw} = Échange avec le sol, Wd^{-1}

H_{sr} = Rayonnement de l'atmosphère vers l'eau, Wd^{-1}

H_p = Énergie de l'aération, Wd^{-1}

H_b = Activité biochimique, Wd^{-1}

Un modèle simplifié a été proposé par van der Graaf et regroupe l'ensemble des flux à travers la surface de l'étang sous un seul flux défini empiriquement H_i . L'avantage de ce modèle, présenté à l'Équation 2.9, est que le calcul de ΔH ne dépend pas des valeurs de rayonnement solaire pour la station (Gillot et Vanrolleghem, 2003).

$$\Delta H = H_p + H_b + H_i + H_{tw} \quad (2.9)$$

où :

H_i = Somme de tous les flux de chaleurs agissant sur la surface de l'étang, Wd^{-1}

2.3.2 Simulation du bilan thermique

La simulation du bilan thermique dans un étang aéré a été réalisée avec succès en régime permanent (Gillot et Vanrolleghem, 2005; Namèche et Vasel, 1990) et en régime dynamique (Sedory et Stenstrom, 1995; Namèche et Vasel, 1990). Cependant, Namèche et Vasel ont noté que les résultats des simulations en régime dynamique sont plus précis parce que les modèles tiennent compte de l'inertie thermique du volume de l'étang. Dans tous les cas, les auteurs ont admis comme hypothèse que les étangs considérés étaient de type complètement mélangé.

Pour les simulations en régime dynamique, une technique d'intégration numérique

doit être appliquée à l'Équation différentielle 2.10.

$$\rho_w V c_{pw} \frac{dT_w}{dt} = \Delta H + \rho_w q_w c_{pw} (T_i - T_w) \quad (2.10)$$

où :

ρ_w = Densité de l'eau, kgm^{-3}

V = Volume de l'étang, m^3

c_{pw} = Chaleur spécifique de l'eau, $\text{Wm}^{-2}\text{K}^{-1}$

T_w = Température de l'eau dans l'étang, $^{\circ}\text{C}$

T_i = Température de l'affluent de l'étang, $^{\circ}\text{C}$

ΔH = Somme du bilan de chaleur, Wm^{-3}

q_w = Débit de l'étang, m^3d^{-1}

Une solution en régime permanent est obtenue lorsque l'on pose que la variation de la température dans le temps est nulle, c'est-à-dire que $\frac{dT_w}{dt} = 0$. La solution en régime permanent est obtenue par itération de l'Équation 2.11 en posant différentes valeurs de T_w .

$$\Delta H + \rho_w c_{pw} Q_w (T_i - T_w) = 0 \quad (2.11)$$

2.4 Modèles biocinétiques

Le modèle biocinétique permet de quantifier le taux de dégradation r du bilan de masse (Équation 2.6). Il peut être très simple, tel que le modèle du premier ordre, ou plus complexe par l'inclusion de nombreux facteurs et de processus parallèles tenus en compte dans le modèle. Bien qu'un modèle plus complexe permet de

prédire davantage de phénomènes, la complexité d'un tel modèle doit toutefois être justifiée par les objectifs de modélisation et la disponibilité de données pour caler le modèle.

2.4.1 Premier ordre

Des modèles du premier ordre sont souvent appliqués pour l'enlèvement de la DBO_5 et l'abattement des coliformes (MENV, 2001b ; Von Sperling, 2006). Ils ne tiennent pas compte des mécanismes d'enlèvement, qu'ils soient biologiques ou autres, mais permettent dans certains cas de faire des prédictions du rendement d'un procédé. L'exemple du modèle biocinétique de l'enlèvement de la DBO_5 posé dans le modèle d'Eckenfelder (MENV, 2001b) est présenté à l'Équation 2.12.

$$-r = k \times S \quad (2.12)$$

où :

r = Taux de réaction, g DBO_5 m^{-3} d^{-1}

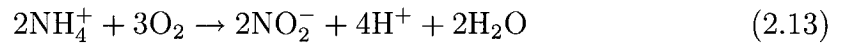
k = Taux spécifique de réaction, g g^{-1}

S = Concentration de la DBO_5 , g DBO m^{-3}

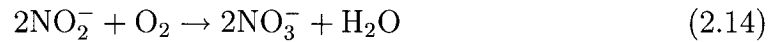
Parmi un des désavantages d'un modèle du premier ordre on note que la concentration du catalyseur de la réaction, c'est-à-dire la biomasse, n'est pas tenue en compte. Desjardins et al. (2005) ont en effet démontré la difficulté de caler un modèle du premier ordre pour la nitrification saisonnière dans les STEP d'étangs aérés au Québec : le modèle de premier ordre prédit la nitrification même en absence de biomasse nitrifiante.

2.4.2 Nitrification

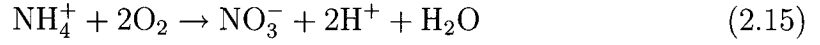
La nitrification est un processus biologique d'oxydation de l'azote ammoniacal (NH_4^+) en nitrites (NO_2^-) et de nitrites en nitrates (NO_3^-). La première étape, appelée la nitritation, est réalisée par les bactéries du groupe *Nitroso-* incluant les *Nitrosomonas* et les *Nitrosococcus*. La stoechiométrie de la réaction de nitritation est présentée à l'Équation 2.13.



La seconde étape, appelée la nitratisation, est réalisée par les bactéries des groupes *Nitro-* incluant les *Nitrobacter* et les *Nitrospira*, entre autres. La stoechiométrie de la réaction de nitratisation est présentée à l'Équation 2.14.



Les deux processus étant réalisés de façon séquentielle, la réaction globale est décrite par l'Équation 2.15. On calcule à partir de l'Équation 2.15 un rapport stoechiométrique de 4,57 g O_2 (g N- NH_4^+)⁻¹ nitrifié. La production de H^+ dans l'Équation 2.15 indique que la réaction de nitrification consomme aussi de l'alcalinité. On calcule un rapport stoechiométrique de 7,14 g CaCO_3 (g N- NH_4^+)⁻¹ pour la consommation de l'alcalinité à partir de cette même Équation 2.15. En général, l'étape de nitritation est considérée comme étant plus lente que l'étape de la nitratisation, du moins pour des températures inférieures à 35 °C. Le taux de nitrification de l'Équation 2.15 correspond donc au taux de nitritation (Metcalf & Eddy, 2003).



Le taux de nitrification (taux d'oxydation de l'azote ammoniacal) est relié au taux de croissance des bactéries nitrifiantes par un rapport stoechiométrique appelé le coefficient de synthèse (Y_N). Le taux de croissance étant du premier ordre par rapport à la concentration des bactéries nitrifiantes (X_N) et d'ordre mixte par rapport à la quantité de substrat (NH_4) ainsi que la concentration d'oxygène comme accepteur d'électrons (O_2). La réaction globale présentée à l'Équation 2.16 est d'ordre mixte.

$$r_N = \mu_N X_N \frac{S_{NH}}{K_N + S_{NH}} \frac{S_O}{K_O + S_O} \quad (2.16)$$

où :

r_N = Taux de croissance des bactéries nitrifiantes, $\text{g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$

μ_N = Taux de croissance spécifique des bactéries nitrifiantes, $\text{g g}^{-1} \text{ d}^{-1}$

X_N = Concentration de bactéries nitrifiantes, g m^{-3}

S_{NH} = Concentration d'ammoniac, g N m^{-3}

S_O = Concentration d'oxygène dissous, $\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$

K_N = Concentration de demi-saturation pour l'ammoniac, g N m^{-3}

K_O = Concentration de demi-saturation pour l'oxygène dissous, $\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$

Le taux de croissance spécifique (μ_N) des bactéries nitrifiantes est typiquement rapporté dans la littérature à 20°C . Toutefois, ce taux varie beaucoup en fonction de la température et doit donc être ajusté en fonction d'un paramètre qui tient compte de l'effet de la température. Le coefficient d'Arrhenius (θ) est souvent utilisé à cette fin tel que présenté dans l'Équation 2.17.

$$\mu_N = \mu_{N,20^\circ\text{C}} \times \theta^{T-20} \quad (2.17)$$

où :

$\mu_{N,20^\circ\text{C}}$ = Taux de croissance spécifique des bactéries nitrifiantes à 20°C , d^{-1}

θ = Coefficient d'Arrhenius pour les bactéries nitrifiantes, –

T = Température, $^\circ\text{C}$

À partir du taux de croissance (Équation 2.16) et des rapports stoechiométriques présentés ci-dessus, il est possible de calculer un taux de réaction pour chacune des espèces NH_4^+ , X_N et O_2 . Ceci est présenté au Tableau 2.4 sous forme d'une matrice « Petersen », aussi appelée la matrice de « Gujer ». Le tableau inclut un modèle de dégradation de la biomasse du premier ordre.

Tableau 2.4 Matrice Petersen pour un modèle simple de la nitrification

Processus	Rapports stoechiométriques			X_N	Taux de réaction
	S_{NH}	S_O	S_{ALK}		
Croissance de bactéries nitrifiantes	$-i_{xb} - \frac{1}{Y_N}$	$-\frac{4,57-Y_N}{Y_N}$	$-\frac{i_{xb}}{14} - \frac{1}{7Y_N}$	1	$r_N = \mu_N X_N \frac{S_{NH}}{K_N + S_{NH}} \frac{S_O}{K_O + S_O}$
Dégradation de bactéries nitrifiantes	–	–	–	-1	$r_D = b_N X_N$

La matrice Petersen est utilisée pour présenter les modèles biocinétiques parce qu'elle permet de résumer beaucoup d'information de façon claire en peu d'espace. Dans la matrice, tous les processus apparaissent dans les rangées et tous les composants apparaissent dans les colonnes. Pour un processus ou rangée donnée, le taux de conversion d'un composant peut être calculé en multipliant son rapport stoechiométrique par le taux de réaction. Le taux de conversion global pour un composant peut être calculé en faisant la somme de tous les éléments d'une colonne

multipliés par leur taux de réaction. Les valeurs des paramètres stoechiométriques et cinétiques pour la nitrification sont présentées au Tableau 2.5.

Tableau 2.5 Paramètres cinétiques et stoechiométriques pour la nitrification

Paramètre	Unités	Valeur recommandée ¹	Plage mesurée
$\mu_{N,20^{\circ}\text{C}}$	d^{-1}	0,8	0,48 - 0,86 ²
θ_{μ}	—	1,103	1,076 - 1,127 ³
b_N	d^{-1}	0,1	0,11 - 0,17 ²
θ_b	—	1,029 ³	—
K_N	g N/m^3	1	0,3 - 3 ²
K_O	$\text{g O}_2/\text{m}^3$	0,4	0,1 - 4,5 ²
Y_N	g DCO/g N	0,24	0,17 - 0,51 ²
i_{xb}	g N/g DCO	0,068	—

¹Henze et al. (1986)

²Tiré de la revue de littérature de Cox (2004)

³WERF (2003)

On note une variation importante parmi les valeurs de la littérature pour μ_N . Il a été suggéré récemment que ceci serait dû à une sous-estimation dans certain cas du taux de mortalité b_N et qu'une plage de μ_N entre 0,90 et 0,95 d^{-1} serait plus exacte (WERF, 2003). Le rapport recommande, à cet effet, que le taux de nitrification soit mesurée pour le procédé sous étude puisque le taux de mortalité peut être affecté par la présence de substances inhibitrices et toxiques, surtout dans des effluents industriels.

Le coefficient d'Arrhenius a un effet majeur sur le taux de nitrification dans des systèmes comportant des variations de température. Une valeur de $\theta = 1,072$ correspond à un facteur de 2,0 pour une variation de 10°C et la valeur maximale rapportée au Tableau 2.5 de $\theta = 1,127$ correspondant à un facteur de 3,3.

2.4.3 Processus en parallèle

L'activité des bactéries qui dégradent la DBO_5 (bactéries hétérotrophes) a un effet important sur la nitrification parce qu'une compétition s'installe entre ces dernières et les bactéries nitrifiantes pour l'OD et pour l'espace dans les bioflocs et les biofilms. Puisque le taux de croissance spécifique des bactéries hétérotrophes est environ six fois supérieur à celui des bactéries nitrifiantes, la nitrification peut être inhibée complètement dans des procédés comportant des fortes charges en DBO_5 . La modélisation de la nitrification doit donc tenir compte de l'activité des bactéries hétérotrophes afin de prédire adéquatement l'activité des bactéries nitrifiantes. Parmi les autres processus pouvant exercer un impact important sur la nitrification, on relève : l'assimilation de l'azote ammoniacal par les bactéries hétérotrophes, le relargage de l'azote ammoniacal lors de l'hydrolyse de la matière organique et l'activité des algues.

Le développement de modèles biocinétiques du procédé de boues activées, sièges des processus de croissance des bactéries hétérotrophes et nitrifiantes, a fait l'objet de nombreuses études depuis les années 1980. Ces modèles ont connu au fil des années de plus en plus d'acceptation par les chercheurs ainsi que les ingénieurs. À l'initiative de l'IWA, les modèles se présentent sous forme de la matrice de Petersen, telle que présentée au Tableau 2.4. Certains ont entrepris de faire de même pour des procédés de lagunage (Dochain et al., 2003, Jupsin et al., 2003), cependant, aucun modèle n'est à ce jour reconnu de façon unanime. Le Tableau 2.6 présente un résumé des processus et des espèces modélisés dans les modèles biocinétiques publiés par l'IWA.

Tableau 2.6 Résumé de processus et composants inclus dans les modèles biocinétiques de l'IWA

Modèle	Auteurs	# de processus	# de composants	Type de biomasse		
				Aérobie	Anoxie	Anaérobie
ASM1	Henze et al. (1987)	8	13	Het ; Nit	Het	–
ASM2	Henze et al. (1995)	19	19	Het ; Nit ; PAO	Het	PAO ¹
ASM2d	Henze et al. (1999)	21	19	Het ; Nit ; PAO	Het ; PAO	PAO ¹
ASM3	Gujer et al. (1999)	12	13	Het ; Nit	Het ; Nit ²	–
ADM1	Batstone et al. (2002)	19	24	–	–	Het. ³
RWQM1	Reichert et al. (2001)	24	23	Het ; Nit ; Alg ; Cons	Het ; Alg ⁴	Alg ⁴

N.B. : Het - bactéries hétérotrophes ; Nit : Bactéries nitrifiantes ; Alg : Algues et macrophytes ; PAO :

Bactéries qui accumulent le phosphore ; Cons : Animaux consommateurs

¹Stockage de substrat organique et relargage d'ortho-phosphates

²Respiration endogène uniquement

³Modèle inclut sept groupes de hétérotrophes strictement anaérobie

⁴Respiration des algues est strictement aérobie

2.5 Modèles de lagunes

Tel que présenté à l'Équation 2.6, un modèle du procédé de lagunage basé sur un bilan de masse doit inclure un modèle hydraulique (modèle de transport) et un modèle biocinétique. La tâche est ardue car le procédé de lagunage comprend des processus très complexes, tant sur le plan hydraulique que biocinétique (Shilton, 2001 ; Thirumurthi, 1991). Les modèles du procédé de lagunage dans la littérature sont regroupés dans les sections qui suivent selon le niveau de complexité des modèles biocinétique et hydraulique.

2.5.1 Biocinétique simple / Hydraulique simple

Le modèle de prédiction de l'enlèvement de la DBO_5 dans un étang, présenté à l'Équation 2.1, est basé sur l'hypothèse d'une réaction du premier ordre par rapport à la DBO_5 et d'un écoulement de type complètement mélangé en régime permanent. Un facteur de correction est appliqué à ce modèle pour tenir compte du rôle des boues. Hormis cette différence, le modèle est identique à celui de l'Équation 2.18 qui est dérivé du bilan de masse pour un réacteur complètement mélangé en régime permanent. Ce modèle a également été appliqué à l'enlèvement des coliformes (Von Sperling, 2005 ; Marais, 1974) ainsi qu'à l'azote ammoniacal (Desjardins et al., 2005).

$$C = \frac{C_0}{1 + k_T t} \quad (2.18)$$

où :

C = Concentration à l'effluent, g m^{-3}

C_0 = Concentration à l'affluent, g m^{-3}

k_T = Taux d'enlèvement à la température T, d⁻¹

t = temps de rétention moyen, d

Il est également possible de modéliser une réaction du premier ordre pour un écoulement de type intermédiaire entre complètement mélangé et piston. Ce modèle, présenté à l'Équation 2.19 a été développé par Wehner et Wilhelm (1956) et nécessite la connaissance du taux d'enlèvement k_T , du TRH_{moyen} ainsi que du nombre de dispersion. Ce modèle a été appliqué pour calculer l'enlèvement des coliformes (Von Sperling, 2005) et de la DCO dans des étangs anaérobies (Peña et Mara, 2004).

$$C = C_0 \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} \quad (2.19)$$

où :

$$a = \sqrt{1 + 4k_T t d}$$

où :

$d = Pe^{-1}$ = nombre de dispersion, —

2.5.2 Biocinétique complexe / Hydraulique simple

Quelques exemples de modèles de procédé de lagunage sont publiés dans la littérature intégrant des modèles biocinétiques plus complexes qu'un simple réaction de premier ordre. Dochain et al. (2003) a proposé un modèle biocinétique d'étang qui simule l'activité des bactéries hétérotrophes aérobies, des algues et des bactéries sulfato-réductrice. Le modèle a servi à simuler la concentration d'OD et la pro-

duction de gaz sulfureux (H_2S) dans un étang non aéré. Jupsin et al. (2003) ont appliqué le modèle « River Water Quality Model no. 1 » (RWQM1) à un procédé de lagunage *High Rate Algal Pond* (HRAP). La configuration hydraulique de l'étang était modélisée par 10 RPA placés en série avec un flux de recyclage. Le modèle a servi à simuler le cycle diurnal d'OD, le dioxyde de carbone (CO_2), le pH et la concentration d'algues et de bactéries hétérotrophes dans l'étang.

La modélisation de procédés de lagunage se rapprochant des étangs opérés au Québec, est décrite par Sackellares (1994), ceci pour des applications dans l'industrie des pâtes et papier. Le modèle n'est pas publié dans la littérature mais il tient compte de l'enlèvement de la DBO_5 par décantation et par voie biologique, ainsi que du relargage de nutriments et de l'accumulation de la DBO_5 dans les boues au fond de l'étang. Une des principales difficultés rencontrées dans ce modèle demeure l'évaluation de l'accumulation et du relargage des boues (Palumbo, 2006).

2.6 Modèle de biofilm

La modélisation des biofilms est très complexe en raison des nombreux processus physiques, chimiques et biologiques qui y prennent place. Même le plus sophistiqué des modèles doit inclure des simplifications importantes. La Figure 2.5 présente un schéma idéalisé de la structure d'un biofilm homogène, c'est-à-dire un biofilm qui n'est pas stratifié. Les profils de substrat suivants sont présentés : a) un biofilm complètement pénétré b) un biofilm à pénétration peu profonde et c) un biofilm profond. Le dernier cas est le plus simple à résoudre parce que la condition frontière à l'intérieur du biofilm est connue, elle correspond à une concentration de substrat équivalant à zéro.

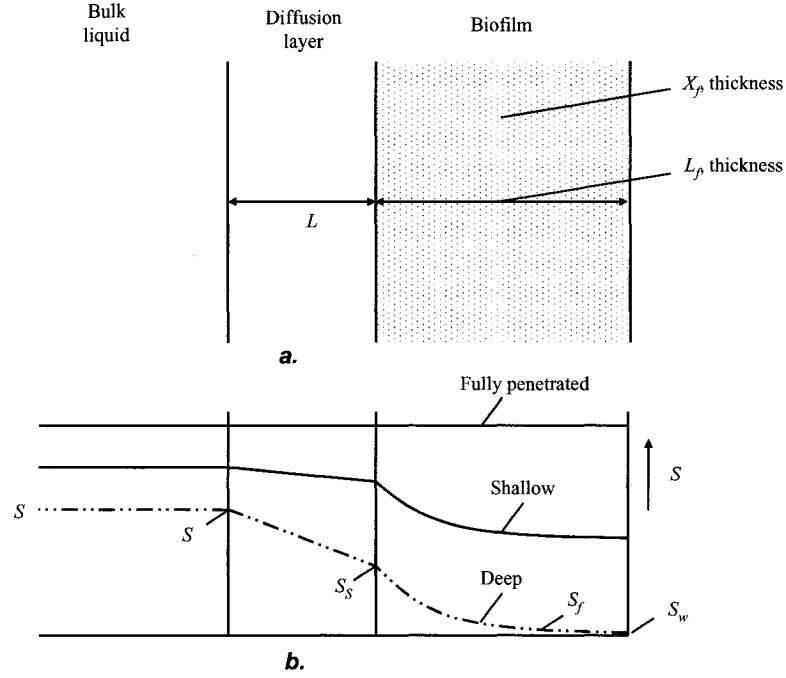


Figure 2.5 Schéma idéalisé d'un biofilm qui montre a) propriétés physiques et b) profils de concentration typiques (tiré de Rittmann et McCarty (2001))

2.6.1 Modèle analytique

Le modèle analytique d'un biofilm est basé sur le bilan de masse pour un biofilm homogène et profond (IWA, 2006 ; Perez et al., 2005 ; Rittmann et McCarty, 2001). L'Équation 2.20 présente un bilan du substrat pour le milieu liquide d'un réacteur à biofilm.

$$Q(C_i^{in} - C_i^l) = J_i^{biofilm} A^{biofilm} \quad (2.20)$$

où :

Q = Débit de l'affluent et de l'effluent du réacteur, $m^3 d^{-1}$

C_i^{in} = Concentration du composant i à l'affluent du réacteur, $g m^{-3}$

C_i^l = Concentration du composant i dans le réacteur, $g m^{-3}$

$J_i^{biofilm}$ = Flux du composant i dans le biofilm, $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$

$A^{biofilm}$ = Surface de biofilm dans le réacteur, m^{-2}

Le flux dans le biofilm est calculé en fonction des cinétiques de réactions ou, dans le cas où les cinétiques dans le biofilm sont non limitantes, du taux de diffusion à travers la couche liquide (Hem et al., 1994). Ce dernier cas se produit lorsque la réaction à l'intérieur du biofilm se réalise à un taux plus élevé que le taux de diffusion à l'intérieur du biofilm. L'Équation 2.21 présente le calcul du flux lorsque la réaction est d'ordre 0 à l'intérieur du biofilm. Globalement, la réaction est d'ordre 1/2 par rapport à la concentration de biomasse dans le biofilm et par rapport à la concentration de substrat dans la couche liquide (IWA, 2006).

$$J_i^{biofilm,0} = \sqrt{2D_i q_i^{max} C_X} \sqrt{C_i^{l/b}} \quad (2.21)$$

où :

$J_i^{biofilm,0}$ = Flux du composant i dans le biofilm pour la réaction d'ordre zéro, $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$

D_i = Coefficient de diffusion du composant i , $\text{m}^2 \text{d}^{-1}$

q_i^{max} = Taux spécifique de conversion du composant i , $\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$

C_X = Concentration de la biomasse dans le biofilm, g m^{-3}

$C_i^{l/b}$ = Concentration du composant i dans la couche liquide, g m^{-3}

Le flux dans un biofilm pour des cinétiques d'ordre un est présenté dans l'Équation 2.22.

$$J_i^{biofilm,l} = \frac{q_i^{max} C_X L_f C_i^{l/b}}{K_i} \epsilon \quad (2.22)$$

où :

$$\epsilon = \frac{\tanh \beta}{\beta}; \quad \beta = \sqrt{\frac{q_i^{max} C_X L_f}{D_i K_i}}$$

où :

$J_i^{biofilm,1}$ = Flux du composant i dans le biofilm pour la réaction d'ordre

un, $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$

L_f = Épaisseur du biofilm, m

K_i = Coefficient de demi-saturation, g m^{-3}

Dans le cas où les cinétiques de réaction sont intermédiaires entre l'ordre zéro et le premier ordre, le flux est calculé comme étant la moyenne pondérée entre les deux. Cette approche remplace la fonction Monod qui est généralement appliquée pour ces conditions mais pour laquelle il n'existe pas de solution analytique. L'Équation 2.23 présente le calcul de la moyenne pondérée entre les flux d'ordre zéro et d'ordre un.

$$J_i^{biofilm} = \left(\frac{C_i^{l/b}}{C_i^{l/b} + K_i} \right) J_i^{biofilm,0} + \left(1 - \frac{C_i^{l/b}}{C_i^{l/b} + K_i} \right) J_i^{biofilm,1} \quad (2.23)$$

où :

$J_i^{biofilm,1}$ = Flux du composant i dans le biofilm, $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$

Dans le cas où la diffusion à travers la couche liquide est limitante, la réaction devient alors du premier ordre par rapport à la concentration du substrat dans le milieu liquide, tel que présenté à l'Équation 2.24. Ceci semblerait être le cas dans le système RBLM d'AnoxKaldnes (Hem et al., 1994).

$$r_a = hS_b \quad (2.24)$$

où :

r_a = Taux de réaction par unité de surface, $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$

S_b = Concentration dans la bulk liquid du substrat limitant, g m^{-3}

h = Coefficient de transport à travers la couche liquide, m d^{-1}

Il est possible de développer un modèle de procédé en incluant le bilan de masse sur la biomasse présenté à l'Équation 2.25.

$$J_i^{biofilm} Y_i - b^i C_{X_i} L_f = 0 \quad (2.25)$$

où :

$$b^i = b_{inact}^i + b_{det} + b_{resp}^i$$

où :

b_{inact}^i = Taux spécifique d'inactivation de la biomasse, $\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$

b_{det} = Taux spécifique de détachement du biofilm, $\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$

b_{resp}^i = Taux spécifique de respiration endogène, $\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$

Pour le modèle de procédé, une solution aux Équations 2.20, 2.23 et 2.25 est obtenue par itération des paramètres $C_i^{l/b}$, C_X et b_{det} (Perez et al., 2005). L'inconvénient de cette approche, cependant, est qu'elle s'applique seulement pour la condition d'un biofilm homogène et profond. Lorsque le biofilm est partiellement pénétré, un facteur de correction doit être appliqué au flux pour tenir compte du fait que la concentration du substrat à l'intérieur du biofilm n'est pas zéro (Rittmann et McCarty, 2001 ; Saez et Rittmann, 1992). Ce modèle s'appelle le modèle pseudo-

analytique.

2.6.2 Modèle numérique

Les modèles numériques peuvent être d'une dimension (1D), de deux (2D) ou de trois dimensions (3D). En général, la modélisation numérique des biofilms est beaucoup plus puissante lorsqu'il s'agit de simuler les biofilms non-homogènes et la compétition entre les différents groupes de bactéries parce que les techniques d'intégration sont plus stables que les solutions par itération décrites dans la section 2.6.1. Par ailleurs, seulement un modèle numérique peut simuler les effets dynamiques dans un biofilm (IWA, 2006 ; Perez et al., 2005). Toutefois, les désavantages des modèles numériques sont la nécessité d'un programme spécialisé pour effectuer les simulations, la quantité de données nécessaire pour le calage et la difficulté parfois d'interpréter les résultats.

Le modèle numérique de GPS-X (Hydromantis Inc., 2006) est un modèle 1D qui divise le biofilm en couches, six par défaut, dont chacune est modélisée comme un réacteur complètement mélangé. La diffusion des composants solubles entre le biofilm et le milieu liquide est modélisée à travers une couche liquide et le taux de diffusion entre les couches du biofilm peut être réduit pour tenir compte de la résistance à la diffusion. Un faible taux d'échange des matières particulières entre les couches du biofilm est inclus dans le modèle pour éviter l'accumulation excessive de matière inerte. Un taux de détachement est spécifié en unité de $\text{kg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ et un taux d'attachement en unités de m d^{-1} . Ces paramètres peuvent être ajustés par l'utilisateur pour caler le modèle.

De nombreuses approches de modélisation numérique des biofilms sont décrites dans la littérature (Picioreanu et al., 2003 ; Wanner et Morgenroth, 2004). Le choix

de la complexité du modèle devrait être justifié selon les objectifs de modélisation et les données disponibles pour le caler.

CHAPITRE 3

EFFET DU RÉGIME HYDRAULIQUE SUR LA NITRIFICATION

3.1 Mise en contexte

L'importance du volet « Effet du régime hydraulique sur la nitrification » est la caractérisation du régime hydraulique dans les étangs de Drummondville et la validation du bon fonctionnement de l'étang comme un réacteur complètement mélangé, hypothèse sur laquelle se basent les travaux de modélisation décrits dans les Chapitres 3 et 4. La modélisation de l'effet de chicanes dans l'étang permet, par la suite, de répondre à l'un des principaux buts du projet, tel que décrit à la section 1.3.1, qui est de « évaluer des scénarios d'ajout de technologies afin d'améliorer la nitrification ».

La contribution spécifique de cet article est de démontrer que la nitrification saisonnière est favorisée lorsqu'il y a plus de mélange ou de dispersion dans un étang. L'article explique le rôle du mélange pour favoriser la recirculation interne de la biomasse nitrifiante et limiter l'effet du lessivage à l'effluent de l'étang, ce qui permet de prolonger la saison de nitrification généralement en période estivale, sur la période automnale. Des résultats de simulations démontrent que les chicanes destinées à créer des conditions d'écoulement de type piston ont (auraient si ce n'est pas vraiment confirmé) un effet nuisible sur la nitrification. Les résultats permettent donc à l'ingénieur qui doit optimiser le rendement d'un étang de prédire l'effet que l'installation de chicanes aurait sur la nitrification.

3.2 Article 1 : Effect of baffles on nitrification in aerated facultative lagoons in a cold climate

Dwight Houweling^{1a}, Florent Chazarenc¹, Roland Leduc² and Yves Comeau¹

¹Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Ecole Polytechnique of Montreal, P.O. Box 6079, Station Centre-Ville, Montreal (Quebec) Canada, H3C 3A7

²Department of Civil Engineering, University of Sherbrooke, 2500, boulevard de l'Université Sherbrooke (Quebec) Canada, J1K 2R1
dwight.houweling@polymtl.ca

ABSTRACT : Tracer studies performed in two aerated facultative lagoons indicate some bypass and overall hydraulic regime close to completely-mixed. Results were used to calibrate a hydraulic model based on the tanks-in-series approach. The hydraulic model was combined with a simple “death-regeneration” biokinetic model to simulate seasonal nitrification as observed over a three year period. Modifications were made to the hydraulic model to represent the effect of baffle installations to 1) eliminate bypass and 2) impose plug-flow regime. Simulation results indicate there is some gain to eliminating bypass but that imposing plug-flow regime would increase biomass washout rates and hinder nitrification.

KEYWORDS : aerated facultative lagoons; biokinetic model; hydraulic modelling; nitrification; tracer studies

Cet article a été soumis à la revue Water Science and Technology en 2006

3.2.1 Introduction

Over 400 installations of aerated facultative lagoons are operated in municipal wastewater treatment plants (WWTPs) in the province of Quebec, Canada. The majority of these installations were designed in the 1980s and 90s for removal of BOD₅, TSS, phosphorus (by chemical precipitation) and in some cases, fecal coliforms.

Due to demographic growth and resulting increased organic loads, some of these WWTPs have already reached their treatment capacity while others are likely to in the near future. Engineers are thus faced with the problem of increasing capacity of the current lagoon infrastructure as well as the eventuality of upgrading for stricter effluent requirements. A guideline was published by the Canadian government for ammonia discharges from WWTPs which means an “enforceable” ammonia effluent limit is likely to be imposed in the near future (Environment Canada, 2004). In the guideline, allowable effluent concentrations vary as a function of pH and the dilution capacity of receiving waters and, due to the relationship between ammonia toxicity and seasonal factors, effluent requirements are stricter during the warm weather period of May to October.

An ammonia effluent limit could be a problem for some operators because lagoon installations in Quebec do not achieve reliable ammonia removal, through nitrification, due to cold winter conditions. Lagoon temperatures as low as 0.5 °C in winter inhibit nitrifying activity resulting in biomass washout (Houweling et al., in press). There is some consolation for operators, however, in the fact that the May to October period specified by the Environment Canada guideline corresponds roughly with the period in which nitrification is observed to occur in Quebec’s lagoons (Desjardins et al., 2005).

3.2.1.1 Upgrading lagoon installations with baffles

There is reason to believe that increased capacity can be obtained from existing lagoon infrastructure by optimising their hydraulic performance. This is achieved in practice by installing baffles in lagoon basins to reduce short-circuiting due to channelling. The main goal of baffle installation is to eliminate dead-space so that the actual or “mean” hydraulic retention time (HRT) is closer to the theoretical value ($HRT_{theor.}$) based on volume and average flow. Another benefit of baffle installation can be to divide a basin into a number of cells, thereby creating hydraulic flow conditions closer to plug-flow. As was shown by Dorego and Leduc (1996), the hydraulic regime in lagoons in Quebec tends to be closer to completely-mixed.

Indeed, current design practice predicts increased removal of BOD_5 and fecal coliforms with increasing 1) HRT and 2) the number of cells in series (MENV, 2001). These are realistic predictions if one assumes removal rates are first-order, as is common practice for BOD_5 and fecal coliforms (Metcalf & Eddy, 2003; Von Sperling, 2005). Care must be taken, however, to consider other factors that might impact treatment performance. Shilton and Harisson (2003) mention in particular the risk of organic overloading and odour problems at the front-end of lagoons where plug-flow conditions have been created. Also, erroneous predictions of fecal coliform removal rates are possible due to the important effect hydraulic short-circuiting can have on effluent concentrations.

3.2.1.2 Effects of baffle installations on nitrification

It has been shown that nitrification in aerated facultative lagoons is a mixed-order process that is dependant on nitrifying biomass concentrations (Houweling et al., in press). For this reason, a direct relationship cannot necessarily be drawn between

hydraulic and treatment performance, as is the case for BOD₅ and fecal coliforms. In light of the guideline published by Environment Canada, and its emphasis on the May to October period, it is important for engineers to consider the impact modifications to hydraulic regime might have on seasonal nitrification.

To predict the effect of baffle installations on nitrification in an aerated facultative lagoon, the residence time distributions (RTD) or C-curves of two lagoons without baffles were first characterized by means of tracer study analyses. These results were then used to calibrate a hydraulic model which, combined with a simple “death-regeneration” biokinetic model, was used to simulate seasonal nitrification as observed over a three year period. Modifications were then made to the hydraulic model to represent the typical effects of baffle installations (ex. eliminating bypass, creating plug-flow like conditions) and simulations were performed to predict the effect such modifications would have on nitrification.

3.2.2 Methods

3.2.2.1 Description of the Drummondville WWTP

Experiments were conducted from October to December 2005, just prior to the formation of ice on the lagoons, at the Drummondville WWTP in Quebec. Designed for 50 000 PE, the WWTP is comprised of two parallel trains of four aerated facultative lagoons and flow is divided equally between the two trains. The plant was designed so that the maximum aeration intensity occurs in the first lagoon and the final lagoon receives only a minimal amount of aeration and serves essentially as a settling basin. Design parameters are presented in Table 3.1 for the first and final lagoons in which the tracer studies were performed.

3.2.2.2 Tracer studies

C-curves were estimated by injecting pulses of 3.78 and 11.4 litres of Rhodamine WT (10 % w/w in ethanol, Cole-Parmer EW-00298-06) at the head of the first and final lagoons, respectively. The mass of tracer to be injected was calculated by assuming instantaneous complete mixing and an initial peak concentration of 1 to 3 $\mu\text{g/L}$ of tracer at the lagoon effluent. Sampling at the effluent of the lagoons was performed during normal operating hours : three times per day in the days immediately following the injection and once or twice per day thereafter. Samples were refrigerated and transported for laboratory analysis within a period of at most one week.

Tableau 3.1 Design parameters for lagoons studied at the Drummondville WWTP

Parameter	Units	First Lagoon	Final Lagoon
		High Aeration Intensity	Low Aeration Intensity
Volume	m^3	384 000	384 000
Length to width ratio	-	1.0	1.3
Depth	m	5.5-6.5	5.5-6.5
Design HRT	d	11.6	11.6
Aeration intensity	W/m^3	0.47-1.23	0.06-0.15

Prior to analysis, samples were brought to room temperature and filtered through a 0.45 μm membrane. Filtered samples were then analysed by spectrofluorometry (Shimadzu RF-5301). Concentrations of tracer in the samples were calculated based on standard calibration curves prepared with dilutions of the original tracer stock solution in process water from the lagoon system. The detection limit of the instrument (LOD) and the limit of quantification (LOQ) were calculated as a function of the standard deviation of replicates of blank analyses (APHA, 2005).

3.2.2.3 Hydraulic Models

All hydraulic models were simulated with GPS-X 4.1. The distribution of flow was modelled through several blocks each comprised of a number of continuous stirred tanks-in-series (CSTS). Each block was characterized by a dispersion number (determined by the number of CSTS), and was attributed a ratio of the total lagoon volume. The number of CSTS and volumes of each block were determined by calibrating manually to the experimental C-curves.

3.2.2.4 Biokinetic Model

A “death-regeneration” biokinetic model, presented in Table 3.2, was used to model nitrifying biomass. According to this model, the ammonia removal rate is assumed to be proportional to the concentration of ammonia and nitrifying biomass. This is a simplified model compared to that presented by Houweling et al. (in press) because it does not consider the effect of dissolved oxygen (DO) on growth rate nor does it consider processes to model BOD₅ removal or digestion of lagoon sediments.

Tableau 3.2 Death-regeneration biokinetic model for nitrifying biomass

Process	STOICHIOMETRY		Process rate
	S_{NH}	X_{NIT}	
Aerobic growth	-1	Y	$r_G = k * X_{NIT} * \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}$
Death		-1	$r_D = k_D * X_{NIT}$

The biokinetic model was applied to the hydraulic model for the high aeration intensity lagoon using GPS-X to obtain a lagoon process model. The process model was calibrated by adjusting the specific growth rate “kT” so as to find the best fit between simulated and measured ammonia effluent data for an average three year period from the same lagoon. All other biokinetic parameters were fixed to default values for the ASM2d biokinetic model (Henze et al., 2000). Constant ammonia

influent and nitrifying biomass concentrations of 12.5 mg N/L and 10^{-4} mg/L, respectively, were used in all simulations. While influent ammonia concentration was based on measured plant data for the same lagoon, influent nitrifying biomass concentration was based on the value used by Houweling et al. (in press).

Predictions of the effect of baffles on nitrification in the lagoon were made by applying the same biokinetic parameters of the calibrated hydraulic model to the theoretical hydraulic models intended to represent the hydraulic regime after baffle installations.

3.2.3 Results and discussion

3.2.3.1 Tracer studies and hydraulic model

Experimental C-curves, presented in Figure 3.2, showed the same pattern for the high and low aeration intensity lagoons. In both cases, an initial breakthrough of tracer was observed within the first 12 to 16 hours indicating the presence of a bypass flow. This initial peak was followed by a short delay after which a completely-mixed type profile was observed. Analysis of C-curves according to classical dispersion theory (Levenspiel, 1962) yielded mean hydraulic residence times (centre of gravity of the C-curve) of 11.4 and 7.4 days and dispersion numbers of 0.17 and 0.11, respectively, for the high and low intensity aeration lagoons. These values, presented in Table 3.3, are slightly lower than the values in the range of 0.28 to 0.49 measured by Dorego and Leduc (1996) in a lagoon system with similar configurations but lower HRT.

The bypass was observed visually as a portion of the tracer plume bypassing the main volume of the lagoon by following a path along the perimeter of the lagoon

Tableau 3.3 Hydraulic parameters measured for lagoons of the Drummondville WWTP

Parameter	Units	High Aeration	Low Aeration
		Intensity Lagoon	Intensity Lagoon
HRT - theoretical	d	14.6	12.1
HRT- average	d	11.4	7.7
Dispersion number d	-	0.17	0.11

one hour following injection. The bypass phenomenon is represented by block “a” in the conceptual flow model presented in box A of Figure 3.1 as well as the initial peaks “a” in the C-curves in Figure 3.2. The remainder of the tracer plume was observed to gradually move away from the entrance of the lagoon and disperse until visual observation was no longer possible. This is represented in the conceptual model by the volumes “b”, which represents the advancement of the tracer plume before it was completely dispersed (modelled as plug flow behaviour), and “c” which represents the main volume of the lagoon in which the tracer is completely dispersed or “mixed” (modelled as a continuous stirred tank behaviour).

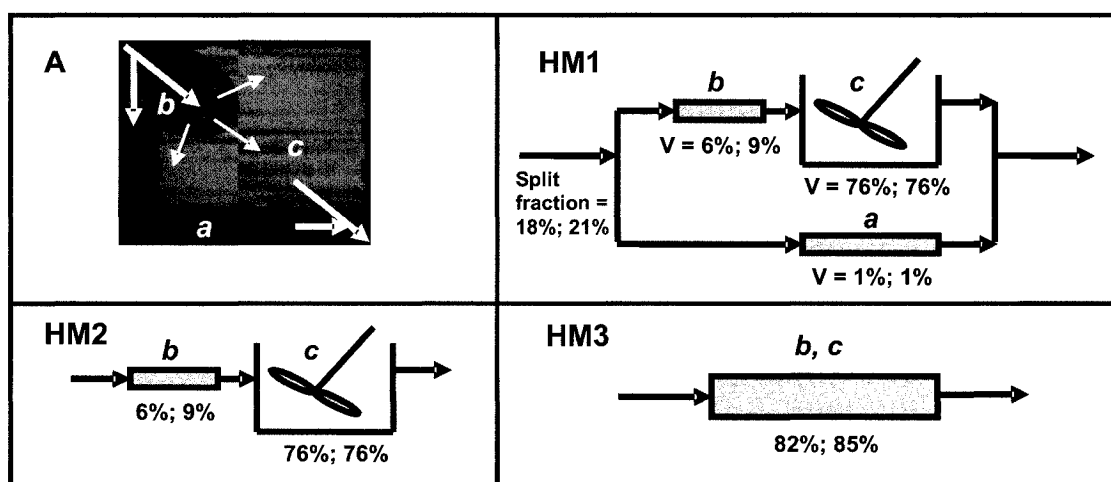


Figure 3.1 Conceptual model of flow in the lagoons (box A) as well as hydraulic models calibrated to simulate the lagoons without baffles (HM1), with baffle installed to cut off the bypass flow (HM2) and with baffles installed to create plug-flow conditions (HM3)

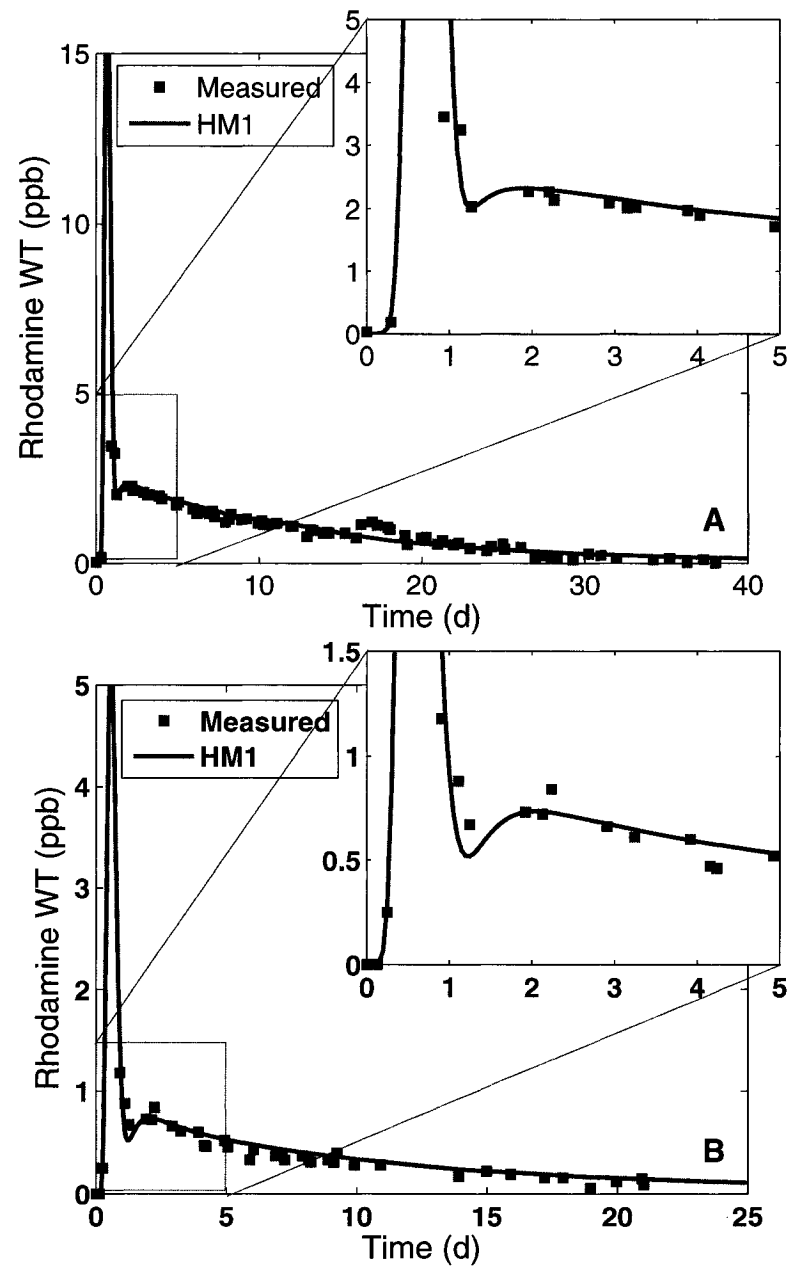


Figure 3.2 Measured and simulated C-curves for the high and low aeration intensity, A and B respectively

The hydraulic model 1 (HM1) presented in Figure 3.1 was developed for the lagoons without baffles. Calibration of HM1 resulted in flow splits towards the bypass volume of 18 and 21 % for the high and low aeration intensity lagoons, respectively. The bypass was modelled as a plug-flow reactor “a” (in actual fact 16 tanks-in-series) with a volume equivalent to 1 % of the total lagoon volume. The initial volume “b” prior to the main completely-mixed volume “c” was modelled as a plug-flow reactor (4 tanks-in-series) with 6 and 9 % of the total volume for the high and low intensity aeration lagoons, respectively. The completely-mixed volume “c” (1 tank) was modelled as 76 % of the total lagoon volume for both lagoons studied. Dead space accounted for 17 % and 14 % of the total lagoon volumes for the high and low aeration intensity lagoons, respectively (not shown in Figure 3.1). Dead space was attributed to the presence of sediments and corner effects in the lagoon. The results of hydraulic model calibration are superimposed over the measured C-curves in Figure 3.2.

3.2.3.2 Modelling nitrification

The “death-regeneration” biokinetic nitrification model was calibrated for the high aeration intensity lagoon using the calibrated hydraulic model (HM1) and average effluent ammonia and temperature data over a three year period (taken in the same lagoon). The only parameter adjusted when calibrating the biokinetic model was the temperature dependant specific growth rate “ k_T ”. As shown in Figure 3.3, the model simulates the seasonal nature of ammonia removal in the lagoon, which begins in July (mid-summer) and ends in November (late fall). An effluent ammonia concentration of around 2 mg N/L was simulated during the nitrification period as a result of the bypass flow. No nitrification occurred in the bypass volume because its HRT was not high enough to allow nitrifying biomass to develop.

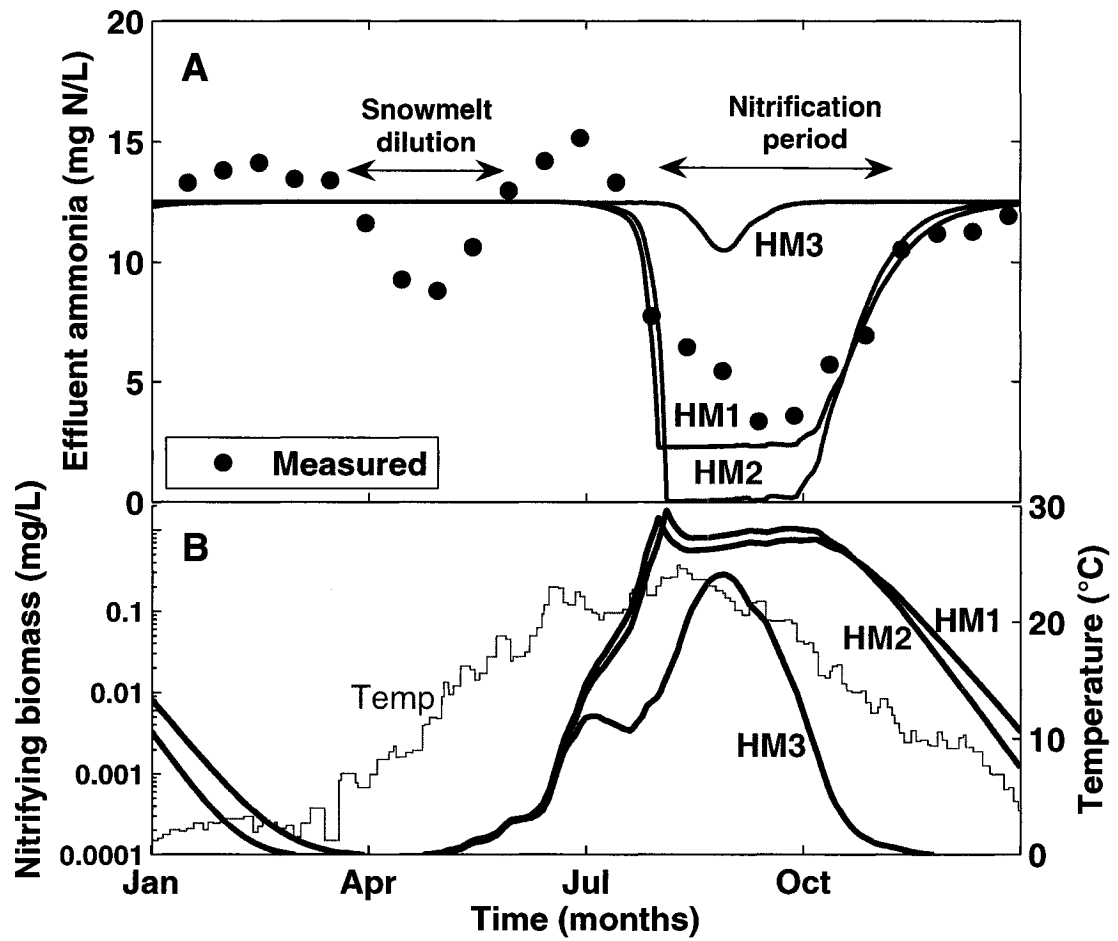


Figure 3.3 Simulation of ammonia removal (A) in lagoon over 12 month period as well as simulated biomass concentrations (B)

Simulation results using the hydraulic models 2 and 3 (HM2 and HM3) and the same biokinetic parameters as for HM1 are also presented in Figure 3.3. Results indicate that installing a baffle to cut-off the bypass would have the effect of reducing the effluent concentration of ammonia during the nitrification period. However, the duration of the nitrification period would be slightly reduced. The reason for this, in the model, is that cutting off the flow to the bypass reactor increases the flow which passes through the main volume, thus reducing its HRT and increasing the rate at which biomass is washed out of the lagoon.

Simulations of the lagoon as a plug-flow reactor (HM3) indicate that creating plug-flow conditions in the lagoon could inhibit nitrification altogether. The concentration of nitrifying biomass, as shown in box B of Figure 3.3, in HM3 never reaches the necessary threshold value for nitrification to occur. This highlights the important role back-mixing for retaining biomass in lagoons and limiting washout.

3.2.3.3 Modelling assumptions

The process model used in this study does not account for BOD₅ removal nor exchanges with the lagoon sediments, as was presented by Houweling et al. (in press). These processes could also be affected by baffle installations and have an important effect on nitrification because of the way they affect DO availability. They were not included in the model, however, because it is difficult to quantify how they would be affected by baffle installations. Also, although DO availability is critical for nitrification, it is temperature that is the primary factor limiting nitrification in Quebec's lagoons. It is recommended that engineers apply judgement in predicting the effect of baffles on nitrification when there is significant BOD₅ removal as a parallel process.

3.2.4 Conclusions

Tracer studies performed in similarly dimensioned aerated facultative lagoons of high and low aeration intensities at the Drummondville WWTP gave very similar results.

C-curves indicate some bypass with breakthrough occurring within 12 to 16 hours of injection. Following a short delay, the majority of the tracer was measured in the effluent in a profile typical of a completely-mixed reactor.

Simulations predict that baffle installations designed to cut off bypass or channeling would increase ammonia removal during the nitrification period but that the duration of this period might be somewhat shortened. Baffles installed to impose plug-flow conditions in the lagoon would significantly shorten the duration of the nitrification period.

The process model used in this study predicts the effects on nitrification of baffles given typical seasonal temperature variation. The model does not account for effects on nitrification of changes in DO distribution, which is another possible consequence of baffle installations in a lagoon.

3.2.5 Acknowledgements

We thank Mr. François Chabot and the municipality of Drummondville for their active collaboration in carrying out this study.

3.3 Méthodologie des études de traçage

Cette section présente certains détails de la méthodologie des essais de traçage qui n'ont pas été présentés dans l'article « L'effet des chicanes sur la nitrification dans un étang aéré facultatif dans un climat froid ». Des recommandations visant l'amélioration de cette méthodologie sont présentées par la suite.

3.3.1 Calcul de la masse à injecter

Des essais de traçage ont été réalisés à la STEP de Drummondville entre le 5 octobre et le 5 novembre 2005 dans le dernier étang de la série nord-ouest et entre le 15 novembre 2005 et le 5 janvier 2006 dans le premier étang de la série sud-est. La rhodamine WT a été choisie comme traceur parce qu'elle est considérée étant un traceur conservatif dans les eaux usées, résistant à la biodégradation et ayant un faible taux d'adsorption à la matière organique, et parce qu'elle peut être détectée par fluorométrie à des concentrations inférieures à $0,1 \mu\text{g/L}$. Étant donné le volume important des étangs de Drummondville ($384\,000 \text{ m}^3$ par étang) un traceur pouvant être détecté à des très faibles concentrations était nécessaire afin que la masse de traceur à injecter soit de l'ordre de kilogrammes et non de tonnes.

La masse de traceur à injecter a été estimée en posant un régime hydraulique complètement mélangé, un TRH moyen égal au rapport du volume sur le débit moyen (V/Q) et un suivi de l'essai pendant trois TRH. On a considéré que la concentration de traceur peut passer sous la limite de quantification après les trois TRH parce que, pour un régime complètement mélangé, trois TRH permettent en théorie de capturer 95 % de la masse du traceur injectée. Cependant, la limite de quantification était difficile à estimer parce qu'elle n'était pas uniquement fonction de la technique de fluorométrie employée mais aussi de la variation du bruit de fond

dans l'eau de l'étang au cours des essais. Pour pallier ce problème, des échantillons ont été prélevés à l'effluent de l'étang parallèle à l'étang contenant le traceur afin de suivre la variation du bruit de fond. Étant donné que les étangs de Drummondville sont divisés en deux séries identiques en parallèle, il a été considéré que le bruit de fond dans les deux étangs serait pareil et que les échantillons de l'étang en parallèle pourraient servir comme témoin. Les concentrations de traceur dans l'étang sous étude ont été calculées par rapport au bruit de fond mesuré dans l'étang en parallèle.

3.3.2 Injection du traceur et prélèvement des échantillons

Après l'injection du traceur, des échantillons ont été prélevés trois fois par jour pendant les heures d'opération à l'effluent de l'étang contenant le traceur et de l'étang témoin en parallèle. La fréquence des prélèvements a été réduite après environ deux semaines de suivi de l'essai.

Les fréquences de prélèvement ont été choisies en considérant que, pour un bassin avec un TRH d'environ dix jours, les dynamiques dans la distribution des temps de résidence se produiraient sur une échelle-temps de plus de 12 heures, soit l'intervalle de temps entre le dernier prélèvement le soir et le premier prélèvement le lendemain matin. Autrement dit, l'hypothèse était que la courbe des concentrations de traceur à l'effluent de l'étang pourrait être interpolée pour des intervalles jusqu'à 12 heures sans manquer de pics ou de points d'inflexion. Les résultats des deux essais de traçage semblent justifier cette hypothèse pour la période des essais de traçage après le passage des pics initiaux. Cependant, dans les 12 à 16 heures suivant l'injection, deux pics de traceur ont été mesurés à l'effluent du premier et du dernier étang. Pour chacun des étangs, le premier pic a été attribué à des courants de court-circuitage et le second pic au mélange quasi-complet du traceur à travers l'étang. Il n'est pas possible de calculer le degré de court-circuitage dans l'étang à partir de

ces résultats, toutefois, parce que l'intervalle entre les prélèvements n'a pas permis de capter les maximums des pics.

Il est recommandé d'augmenter la fréquence des prélèvements dans les premières 24 heures après injection du traceur à un échantillon par heure afin de pouvoir détecter et quantifier la présence de courants de court-circuitage dans l'étang. Ceci serait possible par un échantillonneur automatique, alimenté par un générateur, installé à l'effluent de l'étang sous étude. La fréquence d'échantillonnage pourrait ensuite être réduite à deux ou trois fois par jours s'il était jugé que les pics importants dans la distribution des temps de résidence sont tous passés.

3.3.3 Analyse des échantillons

Les échantillons prélevés des étangs ont été filtrés à travers une membrane de $0,45\ \mu\text{m}$ avant d'être analysés par fluorométrie. La concentration de traceur dans l'étang sous étude a été calculée en comparant la différence entre l'émission de l'échantillon contenant le traceur et l'échantillon témoin avec à partir de courbes d'étalonnage. Ces courbes d'étalonnage ont été dressées à partir des résultats d'analyses de solutions standards préparées avec de l'effluent de l'étang témoin et du traceur provenant de la même solution mère qui a été injecté dans l'étang. Une courbe d'étalonnage qui a été dressée pour le premier étang de Drummondville est présenté à la Figure 3.4.

Les résultats de fluorométrie pour les échantillons du premier étang de la série sud-est (contenant le traceur) et du premier étang de la série nord-ouest (étang témoin) sont présentés à la Figure 3.5A. Les concentrations de traceur dans l'étang sous étude ont été calculées à partir de la différence entre les deux courbes de la Figure 3.5A et la courbe d'étalonnage de la Figure 3.4. La Figure 3.5B présente

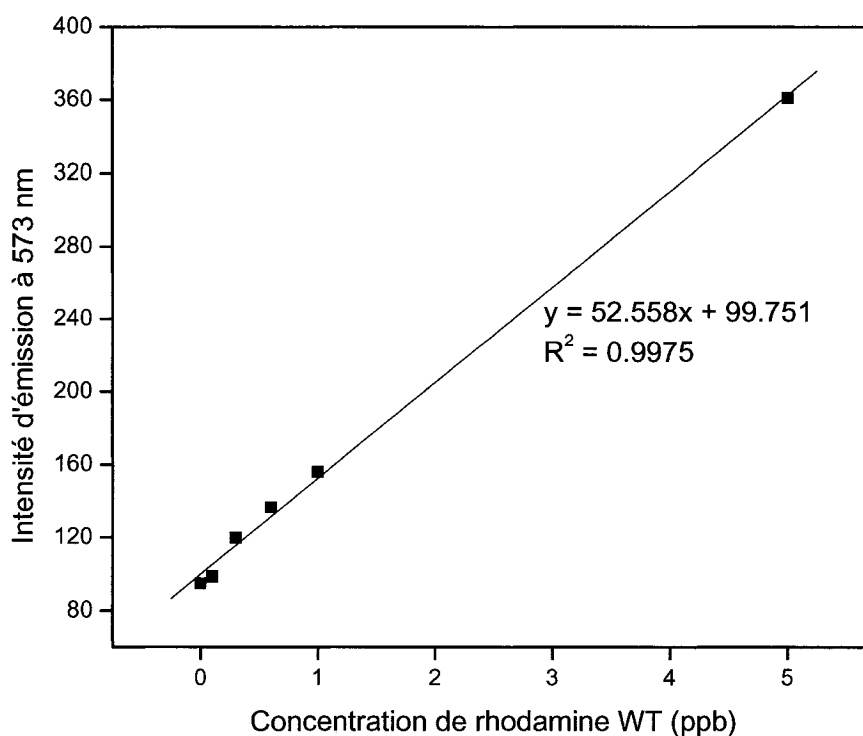


Figure 3.4 Courbe d'étalonnage développé à partir de solutions standard préparées avec de l'eau du premier étang témoin prélevé le 30 novembre 2005

la distribution des temps de résidences calculée pour le premier étang de la série sud-est.

La Figure 3.5A indique qu'en effet le bruit de fond a varié considérablement au cours des cinquante jours de l'essai. Les résultats de l'étang témoin ont donc été utiles pour pallier ce problème. Cependant, le bruit de fond n'était pas tout à fait pareil dans les deux étangs puisqu'à la fin de l'essai l'émission dans l'étang témoin était supérieure à l'émission dans l'étang contenant le traceur. Ceci mène à des calculs de concentrations de traceurs négatives, ce qui est absurde. En fait, la source du problème c'est le bruit de fond dans les deux étangs qui varie plus que

l'émission due à la présence du traceur. À des faibles concentrations de traceur, il ne devient plus possible de distinguer l'émission due au traceur de l'émission due au bruit de fond.

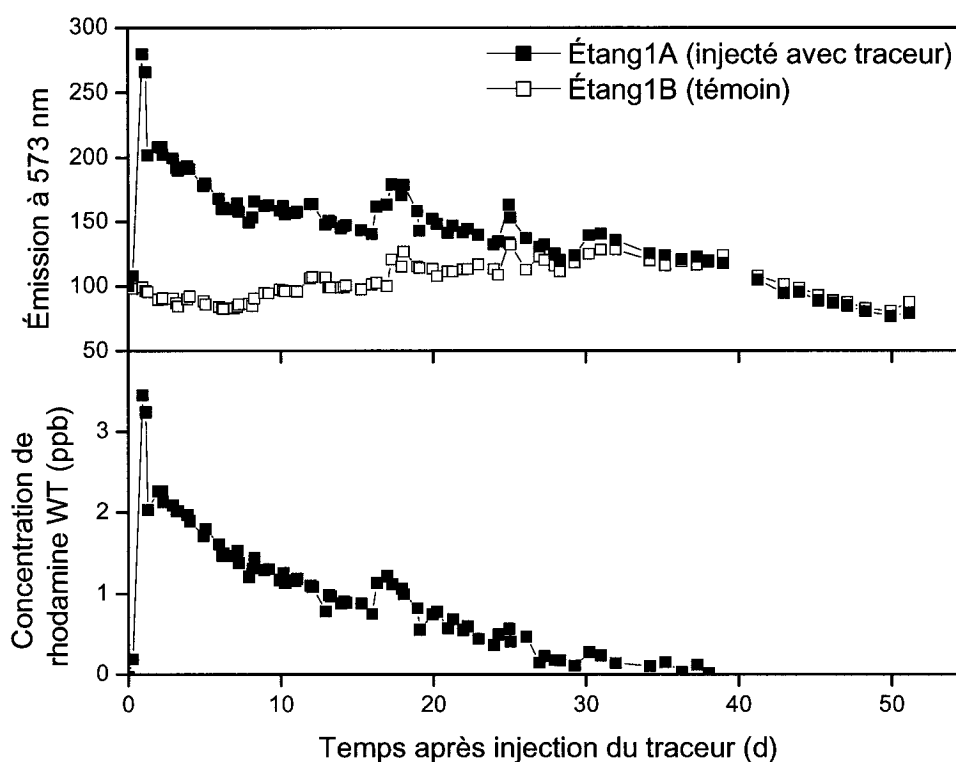


Figure 3.5 Comparaison de des résultats d'analyse des deux étangs en parallèle menant au calcul de la concentration de rhodamine WT dans le premier étang de Drummondville

3.3.4 Calcul de la limite de quantification

La limite de quantification de la méthode analytique a été calculée comme étant dix fois l'écart-type des résultats d'analyse de sept blancs suivant la définition de Standard Methods (APHA, 2005). Pour ce faire, un échantillon prélevé de l'étang témoin a été filtré et séparé en sept sous-échantillons qui ont ensuite été analysés par

fluorométrie. Les limites de détection calculées selon cette méthode sont présentées au Tableau 3.4. On note que le rapport signal-bruit de l'instrument était faible relatif à l'écart-type mesuré et donc l'erreur peut être attribuée plus à la manipulation des sept sous-échantillons qu'à une erreur de l'instrument.

Tableau 3.4 Limites de quantification calculées pour les eaux du premier et du dernier étang

Lieu du prélèvement	Date du prélèvement	Limite de quantification $\mu\text{g/L}$
Étang1 (NO)	30 novembre 2005	0,07
Étang4 (SE)	23 novembre 2005	0,04
Étang4 (SE)	30 novembre 2005	0,20

La limite de quantification calculée à partir de l'écart-type des sept blancs se base sur l'erreur associée à la méthode analytique employée au laboratoire. Il ne tient pas compte, cependant, de l'effet de la variation du bruit de fond dans l'étang.

En fait, l'émission mesurée dans l'étang témoin commençait à être supérieure à l'émission dans l'étang contenant le traceur dès que la concentration du traceur s'approchait de $0,1 \mu\text{g/L}$. Ceci indique que l'erreur due à l'écart entre le bruit de fond des deux étangs est supérieure à l'erreur due à la méthode analytique. La limite de quantification pour les essais de traçage devrait donc être calculée en fonction de la variation du bruit de fond.

Pour des futurs essais de traçage à Drummondville, il est recommandé que l'émission d'échantillons prélevés des deux étangs en parallèle soit suivie pendant au moins une semaine avant d'injecter le traceur. La limite de quantification due à la variation du bruit de fond serait alors calculée comme étant dix fois l'écart-type pour la différence entre les émissions mesurées dans les deux étangs.

3.3.5 Taux de récupération du traceur

Des taux de récupération de 78% et 64% ont été calculés pour le premier et le dernier étang, respectivement. Ces taux ont été calculés basé sur la masse de traceur injectée, les concentrations de traceur mesurées à l'effluent et la variation du débit pendant les périodes des essais. Ces taux sont relativement faibles comparés à la valeur de 95% qui serait obtenue en suivant un essai de traçage dans un réacteur complètement mélangé pendant trois TRH. Les différences peuvent être attribués en partie au traceur qui est sortie de l'étang dans le pic initial mais qui n'a pas été mesuré et à la dégradation ou rétention du traceur dans l'étang. L'erreur analytique est une autre explication mais il est considéré que cette erreur aurait pu être autant positive que négative et donc son effet sur le taux de récupération serait négligeable.

Tableau 3.5 Estimation de la dégradabilité du traceur dans l'eau du premier étang

Échantillon	Date de l'analyse	Émission	Différence
Étang1 (NO)	6 décembre 2005	89,049	—
Étang1 (NO) préparé à environ 2 $\mu\text{g/L}$ rhodamine WT	6 décembre 2005	196,243	107,194
Étang1 (NO)	16 janvier 2006	72,104	—
Étang1 (NO) préparé à environ 2 $\mu\text{g/L}$ rhodamine WT	16 janvier 2006	176,849	104,745
<i>Différence d'émission due à la dégradation du traceur</i>			2,449

Afin de valider la conservation du traceur sous les conditions des essais de traçage, l'émission d'une solution standard de rhodamine WT a été suivie sur une période d'environ un mois. La solution d'un litre a été préparé à une concentration d'environ 2 $\mu\text{g/L}$ avec de l'eau prélevé du premier étang de la série nord-ouest (étang témoin). La solution a été gardée aux conditions ambiantes du laboratoire dans un flacon Erlenmeyer d'un litre exposé à la lumière. L'émission due au traceur a baissé de 2,5 unités entre le début et la fin du test (41 jours) ce qui correspond à une perte de concentration d'environ 0,05 $\mu\text{g/L}$. Ceci suggère que la dégradation et

l'adsorption du traceur sur la matière en suspension n'est pas le facteur principal qui explique le faible taux de récupération. Le Tableau 3.5 résume les résultats du test de conservation du traceur.

CHAPITRE 4

MODÉLISATION DE LA NITRIFICATION PAR BIOMASSE EN SUSPENSION

4.1 Mise en contexte

Le volet « Modélisation de la nitrification par biomasse en suspension » répond aux deux premiers buts du projet présentés dans la section 1.3.1 en identifiant les facteurs qui déterminent le phénomène de la nitrification saisonnière et en présentant des résultats de simulation pour des étangs avec et sans nitrification. Ensuite les deux derniers buts du projet sont adressés en simulant le potentiel d'améliorer la nitrification en augmentant la concentration d'OD et en ajoutant des bactéries nitrifiantes.

Le premier article intitulé « Modeling ammonia removal in aerated facultative lagoons » présente le modèle hydraulique à deux compartiments employé, le modèle biocinétique et la capacité du modèle à simuler la nitrification saisonnière et l'accumulation des boues à long terme. Le second article intitulé « Dynamic modelling of nitrification in an aerated facultative lagoon » présente de façon plus détaillée le modèle biocinétique employé et sa capacité de simuler la nitrification saisonnière. Le processus de lessivage des bactéries nitrifiante à l'effluent de l'étang est identifiée comme l'un des principaux facteurs limitant la nitrification. L'importance du relargage d'azote ammoniacal des boues est démontrée en comparant les résultats simulés avec ceux d'un modèle qui ne tient pas compte de l'accumulation des boues. Le potentiel limité de prolonger la période de nitrification par une augmentation de l'aération est démontré ainsi que par bioaugmentation.

4.2 Article 2 : Modeling ammonia removal in aerated facultative lagoons

MODELING AMMONIA REMOVAL IN AERATED FACULTATIVE LAGOONS

C.D. Houweling*, L. Kharoune*, A. Escalas** and Y. Comeau*

*Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Ecole Polytechnique of Montreal, P.O. Box 6079, Station Centre-Ville, Montreal (Quebec) Canada, H3C 3A7

(E-mail : dwight.houweling@polymtl.ca ; lynda.kharoune@polymtl.ca ; yves.comeau@polymtl.ca)

*Centro de Investigación y Estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Dr. Manuel Nava No.8, Edificio P, Zona Universitaria. C.P. 78290, San Luis Potosí, SLP, México

(E-mail : antoni.escalas@uaslp.mx)

ABSTRACT : A mechanistic model has been developed to model ammonia removal in aerated facultative lagoons. Flow is modeled through the water column by a CSTR and exchanges between the sludge layer and the water column are simulated by a solids separator. The biological model is based on an activated sludge model with reactions added for anaerobic bacterial growth and degradation of inert organic material. Results show that the model is able to predict seasonal variation in ammonia removal as well as sludge accumulation in the lagoons.

KEYWORDS : Aerated facultative lagoons ; mathematical model ; nitrification ; sludge accumulation

Cet article a été publié en 2005 dans la revue Water Science and Technology, volume 51, numéro 12, pp 139-142

4.2.1 Introduction

Over 450 installations of aerated facultative lagoons are operated in Quebec for the removal of biochemical oxygen demand (BOD_5), total suspended solids (TSS) and phosphorus (by the addition of alum) from municipal wastewaters. Despite the proven effectiveness of lagoons for the removal of these pollutants, there is increasing concern about their inability to achieve reliable ammonia removal. Ammonia removal is observed to occur only seasonally as a result of changing lagoon temperatures, which vary from 0.5°C in winter to 25°C in summer. A discharge limit governing ammonia effluent concentration from lagoon installations treating a flow greater than $5000 \text{ m}^3/\text{d}$ is expected from the Canadian government in December 2004 (Canada Gazette, 2003). Studies are therefore underway to evaluate how the current lagoon installations can be optimized or upgraded to provide year-round ammonia removal. A mechanistic model has been developed to help better understand the performance of aerated lagoons and to serve as a tool to evaluate different optimization and upgrade scenarios.

Previous efforts at modeling aerated facultative lagoons have been limited in part because of the complexity of their hydrodynamic behaviour (Dorego and Leduc, 1996; Namèche and Vassel, 1998) as well as a lack of data with which to calibrate models. The phenomenon of sludge accumulation in the lagoons also affects nutrient loads and oxygen demand in the water column (Chabir et al., 2000), which introduces additional uncertainty to the process of model calibration. Numerous processes must therefore be accounted for in order to properly model ammonia removal in aerated facultative lagoons, many of which are not yet properly understood. The research described in this paper represents an ongoing work whose objective is to develop a reliable mechanistic model of an aerated facultative lagoon for diagnosing lagoon performance and for evaluating upgrade and optimization

scenarios.

4.2.2 Methods

The municipal lagoons at Drummondville, in operation since 1997, were used as the basis for calibrating the model. The plant comprises 8 lagoons, which are divided in 2 parallel series, and have a combined hydraulic retention time (HRT) of close to 50 d. This is higher than the combined HRT of 20 to 30 d typical of lagoon designs in Quebec. Aeration intensities are insufficient to maintain complete mixing, 0 to 1.5 W/m³, and significant solids accumulation has been measured in the first two lagoons. Design criteria are presented in Table 4.1.

Tableau 4.1 Design criteria for the lagoons of Drummondville

Parameter	Units	1A, 1B	2A, 2B	3A, 3B	4A, 4B	Total
V	m ³	384 000	384 000	384 000	384 000	3 070 000
HRT	d	11.6	11.6	11.6	11.6	46.4
Surface area	m ²	68 800	68 800	49 700	49 700	474 000
Water depth	m	6.5	6.5	6.5	6.5	-
Aeration intensity	W/m ³	0.47-1.23	0.14-0.36	0.08-0.20	0.06-0.15	-

The model simulates hydraulic flow in a lagoon using two parallel reactors, the larger, a continuously stirred tank reactor (CSTR) which represents the aerated water column, and a smaller CSTR, which represents the non-aerated sludge layer (Figure 4.1). Liquid and solids fluxes between the two reactors are controlled by a solids separator which also controls the amount of solids in the lagoon effluent. These fluxes are meant to represent the exchanges of soluble and particulate substances between the sludge layer and the water column.

The biological model has been based on ASM2d (Henze et al., 1999) without the biological phosphorus removal processes. Equations have been added to account for

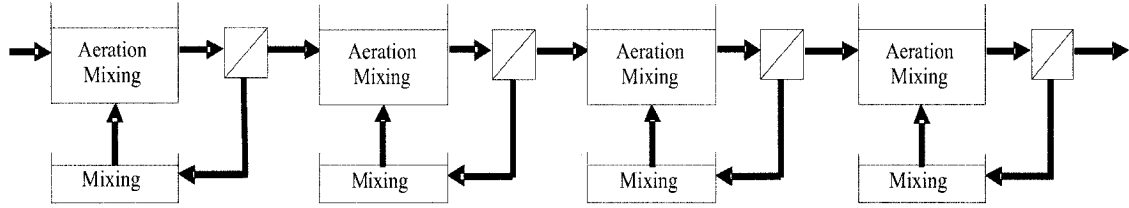


Figure 4.1 Model layout of four aerated facultative lagoons in series including water column, sludge layer and solids separator

anaerobic growth of methanogenic bacteria in the sludge and the slow degradation of non-biodegradable COD into BOD : $\text{COD}_{\text{nb}} \rightarrow \text{BOD}$.

4.2.3 Results and discussion

The model was simulated over the first 5 years of operation of the lagoons using average values for influent flow, composition and aeration flow. The only dynamic input to the model was the lagoon temperature. Results show that simulating the model in this way is sufficient to represent seasonal variation in ammonia removal from the lagoons (Figure 4.2). A direct relationship between nitrifying biomass concentration in the lagoons and ammonia removal is observed in the model indicating that nitrification is the primary mechanism for ammonia removal. Measured effluent nitrite-nitrate data shown in Figure 4.3 validate this claim.

Volatile solids accumulation data, measured annually since the third year of operation of the lagoons, enabled calibration of the hydrolysis reaction : $\text{COD}_{\text{nb}} \rightarrow \text{BOD}$. Solids and liquid fluxes between the sludge layer and the water column cause both soluble and particulate BOD to re-enter the water column and exert an oxygen demand. This has an important effect on the modeled dissolved oxygen concentration of the lagoon.

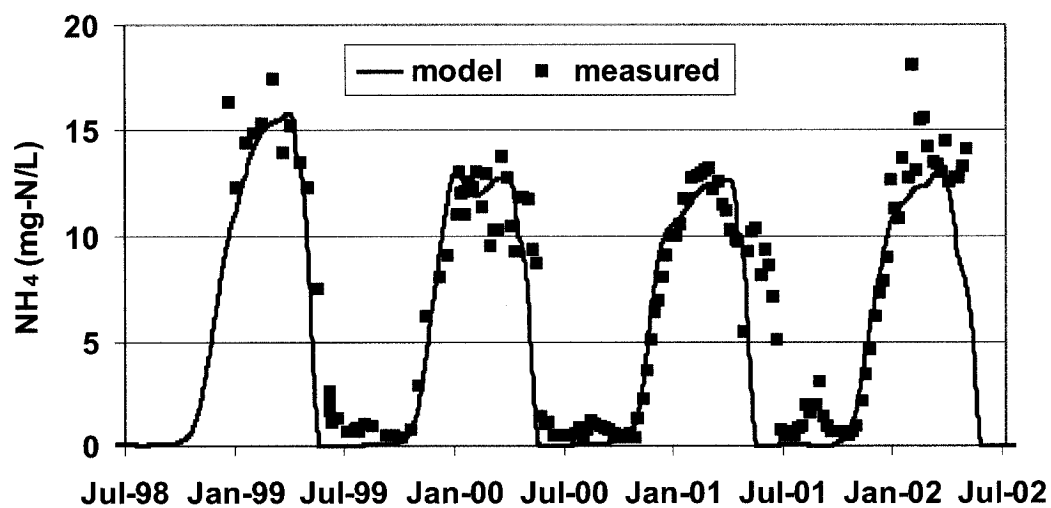


Figure 4.2 Ammonia effluent concentrations in the final lagoon at Drummondville

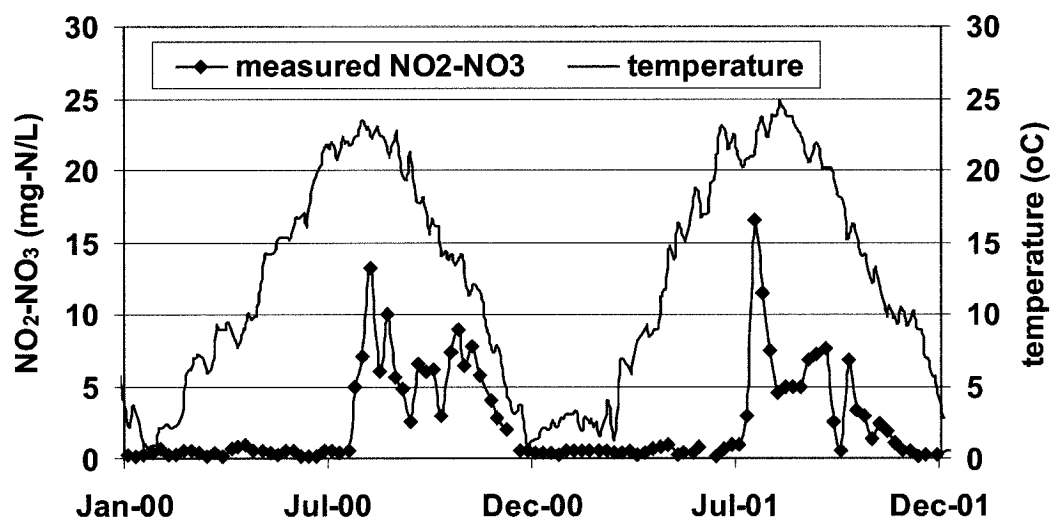


Figure 4.3 Relationship between ammonia effluent concentrations and modeled nitrifying biomass concentrations in the first lagoon

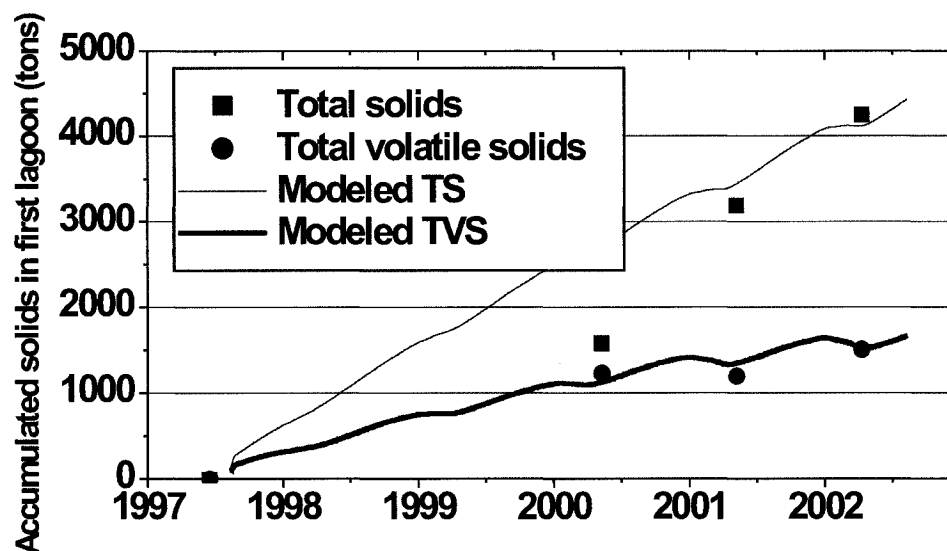


Figure 4.4 Solids accumulation in the first lagoon over five years

4.2.4 Conclusions

Predicting ammonia removal in aerated facultative lagoons requires a model which predicts nitrifying biomass concentration, dissolved oxygen, HRT, temperature and sludge accumulation. Effluent nitrite-nitrate data validate that the primary mechanism for ammonia removal in the lagoons is nitrification. The rate of nitrification is dependent on temperature which explains why nitrification is observed only seasonally in northern climates. Accumulated sludge affects ammonia removal in the model because it releases BOD and ammonia into the water column thereby affecting oxygen demand and available dissolved oxygen in the water column.

4.2.5 Acknowledgements

We thank Marc-André Desjardins, Gino Bélanger and Alain Rousseau of AXOR Experts-Conseils, Janick Lemay of the Ministry of Municipal Affairs, Sports and Recreation and François Chabot of the municipality of Drummondville for their assistance in obtaining data and the realization of this project.

4.3 Article 3 : Dynamic modelling of nitrification in an aerated facultative lagoon

Dwight Houweling^{a*}, Lynda Kharoune^a, Antoni Escalas^b and Yves Comeau^a

^aDepartment of Civil, Geological and Mining engineering, Ecole Polytechnique of Montreal, P.O. Box 6079, Station Centre-Ville, Montreal (Quebec) Canada H3C 3A7

^bCentro de Investigación y Estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Dr. Manuel Nava No.8, Edificio P, Zona Universitaria. C.P. 78290, San Luis Potosí, SLP, México

Corresponding author. Tel. : 514-340-4711 Num.4279 ; fax : 514-340-5918

dwight.houweling@polymtl.ca

ABSTRACT : Mechanistic modelling has been proposed to identify approaches to improving nitrification in aerated facultative lagoons in a cold climate. One and two compartment lagoon models were calibrated and validated with the effluent data of a lagoon installation over a three year period. Calibrated models could predict seasonal nitrification in summer and early fall, however, in one case nitrification was predicted a month in advance. The proposed explanation for this error is non-representative dissolved oxygen data used in the model simulations. Modelling results indicate that ammonia released from lagoon sludge deposits has a significant effect on water column ammonia concentrations, particularly in the spring and summer seasons. Simulation of optimization scenarios predicted that increased lagoon dissolved oxygen concentrations and bioaugmentation would be effective at accelerating the beginning of nitrification in spring but less effective at extending it into fall.

KEYWORDS : modelling ; aerated facultative lagoon ; nitrification ; wastewater

Cet article a été accepté pour publication dans la revue Water Research en 2005

4.3.1 Introduction

Aerated facultative lagoons are widely used in Canada for the treatment of municipal wastewaters with over 450 installations in the province of Quebec alone. These lagoons effectively remove BOD₅, TSS and total phosphorus (by the addition of alum) however ammonia removal (by nitrification) is inconsistent due to seasonal conditions. Nitrification can be observed in summer and fall when lagoon temperatures are relatively warm but not in winter and spring. This problem has attracted increased attention since ammonia was listed as a toxic substance under the Canadian Environmental Protection Act (CEPA, 1999). More recently, the Canadian government published a proposed notice requiring the preparation and implementation of pollution prevention plans for ammonia in wastewater effluents (Canada Gazette, 2003) before finally publishing an ammonia effluent standard for wastewater treatment plants (WWTP) treating greater than 5000 m³/d (Canada Gazette, 2004).

Based on the recent success of using mechanistic modelling to predict seasonal nitrification in aerated facultative lagoons (Houweling et al., 2005), modelling has been proposed to assist in identifying optimization and upgrade scenarios likely to improve nitrification. An in-depth evaluation of the capabilities and limitations of the lagoon model employed is however required beforehand.

Lagoon models have been developed to account for numerous factors, most notably lagoon temperature variations, dissolved oxygen (DO) concentrations and algal activity, sedimentation and the influence of accumulated sludge deposits (Houweling et al. 2005, Jupsin et al., 2003; Ouldali et al., 1989; Senzia et al., 2002). The large number of significant factors can render the task of lagoon modelling complex. Moreover, hydraulic short-circuiting can be significant in lagoons and flow regimes are typically intermediate to complete-mix and plug-flow (Agunwamba et al., 1992;

Dorego and Leduc, 1996 ; Namèche and Vasel, 1998). As a result, BOD and nutrient loads are variable throughout the lagoon, which in turn affects the distribution of DO concentrations and nitrifying activity. Accumulated sludge deposits also have a significant effect on DO concentrations and nitrifying activity in lagoons due to their release of BOD and nutrients into the lagoon's water column (Chabir et al., 2000 ; Marin, 1987).

The purpose of this paper is to evaluate the ability of the model proposed by Houweling et al. (2005) to predict nitrification in an aerated facultative lagoon by calibrating the model with one year of data from a lagoon installation and then validating the model with effluent data from the same lagoon for the two subsequent years. Optimization scenarios are then simulated with the calibrated model.

4.3.2 Material and methods

4.3.2.1 Study site

The study site was a wastewater treatment plant (WWTP) in Drummondville consisting of two parallel trains of four aerated facultative lagoons. The design hydraulic retention time (V/Q) is 46.4 days per train and 11.6 days per lagoon (Table 4.2). Lagoons have been in operation since the fall of 1997 and sampling and measurements of the accumulated sludge blanket have been conducted annually since 1999. Modelling results are presented for only the first lagoon in this paper for the sake of simplicity and because good data records exist, including temperature and DO measurements, at the effluent of this lagoon. In the model, it was assumed that the lagoon's water-column was completely-mixed and that measured effluent data for temperature and DO could be simulated inside the lagoon.

Tableau 4.2 Design parameters of Drummondville municipal WWTP lagoons

Parameter	Units	Lagoon Number				Total
		1A,1B	2A,2B	3A,3B	4A,4B	
Volume	m ³	384 000	384 000	384 000	384 000	3 070 000
HRT	d	11.6	11.6	11.6	11.6	46.4
Surface area	m ²	68 800	68 800	49 700	49 700	474 000
Water depth	m	6.5	6.5	6.5	6.5	-
Aeration intensity	W/m ³	0.47-1.23	0.14-0.36	0.08-0.20	0.06-0.15	-

4.3.2.2 Model development

The biological model used was based on the activated sludge model ASM2d (Table 4.3) (Henze et al., 1999). This model includes reactions for the growth of heterotrophic and nitrifying bacteria as well as anaerobic fermentation reactions that model the production of volatile fatty acids. Biological phosphorus removal reactions, however, were removed from the model. A simple anaerobic methanogenesis reaction was added to the model based on Andrews (1969) to model the uptake of volatile fatty acids by methane producing bacteria. A first order reaction was also included to model the breakdown of organic matter normally considered non-biodegradable in activated sludge models. This “inert” organic material is considered biodegradable in the lagoon model because of the very long solids residence time in the sludge deposits.

The biological model was simulated first in a one compartment (1-CSTR model) and, second, in a two compartment model (2-CSTR model) using the “GPS-X” modelling software (Hydromantis, 2001). The 2-CSTR model (Figure 4.5) separates the lagoon’s water column (top, aerated reactor) from the lagoon’s sludge layer (bottom, non-aerated reactor). Exchanges between the two reactors are modelled by a solids separator object that limits the TSS and VSS leaving the lagoon while sending excess solids into the non-aerated reactor in a recycle flow. The fraction of

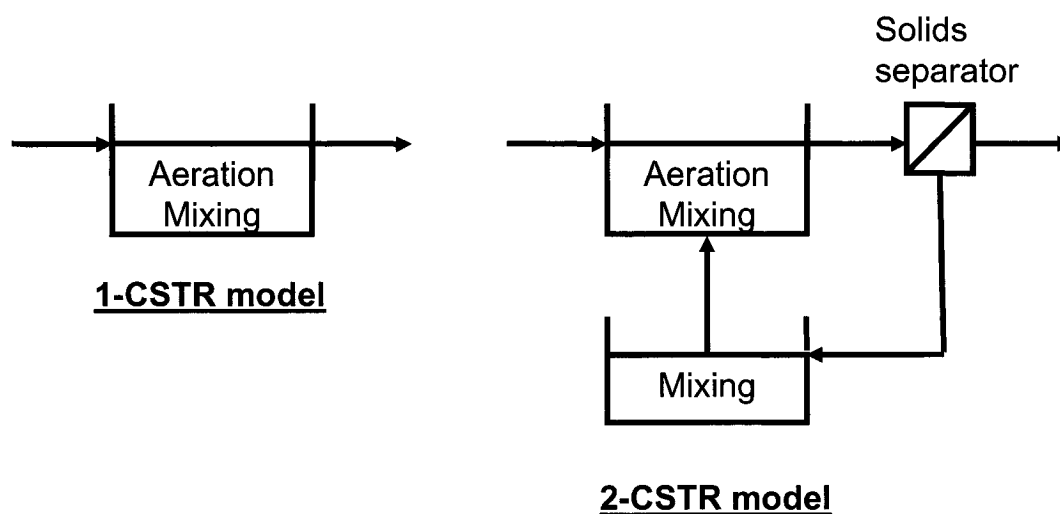


Figure 4.5 1-CSTR and 2-CSTR models of an aerated facultative lagoons including water column and bottom sludge layer

flow recycled through the non-aerated reactor represents the mass transfer between the sludge layer and the water column in the lagoon and is linked to aeration flow data in the model according to the relationship shown in Figure 4.6.

Input files to be read dynamically by the model software were created using recorded lagoon data. Variables included in the input files were : influent flow, TSS, BOD₅ and TKN data as well as lagoon temperature and DO concentrations for the years 2001, 2002 and 2003.

4.3.2.3 Nitrifying bacteria concentrations

A constant concentration of 10^{-4} g/m³ of nitrifying bacteria was simulated in the lagoon influent based on results of nitrification tests carried out using the high F :M method (WERF, 2003). Sensitivity analyses showed that simulation results would be unaffected by varying the influent nitrifying biomass over a range of 10^{-3}

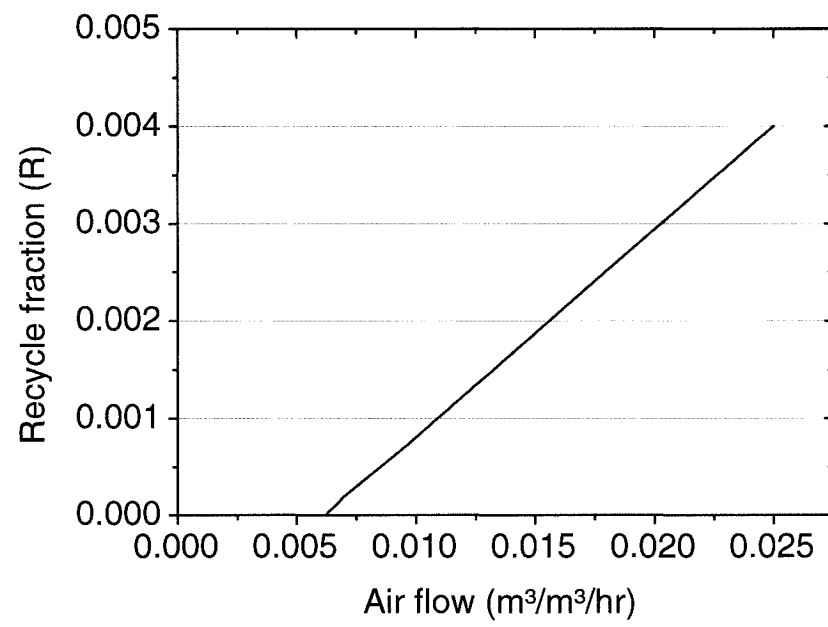


Figure 4.6 Recycle fraction simulated as a linear function of air flow to lagoon

Tableau 4.3 Biological model used to simulate aerated facultative lagoon

Num.	Process	Simplified Formula
HYDROLYSIS		
1	Aerobic hydrolysis	$X_S \rightarrow S_F$
2	Anoxic hydrolysis	$X_S \rightarrow S_F$
3	Anaerobic hydrolysis	$X_S \rightarrow S_F$
4	Hydrolysis of inert organic matter	$X_I \rightarrow X_S$
HETEROTROPHIC ORGANISMS		
5	Growth on fermentable substrate, S_F	$S_F \rightarrow X_H$
6	Growth on fermentation products, S_A	$S_A \rightarrow X_H$
7	Denitrification with fermentable substrates, S_F	$S_F \rightarrow X_H$
8	Denitrification with fermentation products, S_A	$S_A \rightarrow X_H$
9	Fermentation	$S_F \rightarrow S_A$
10	Lysis	$X_H \rightarrow X_S + X_I$
NITRIFYING ORGANISMS		
11	Aerobic growth of X_{NIT}	$S_{NH} + S_{ALK} \rightarrow X_{NIT}$
12	Lysis of X_{NIT}	$X_{NIT} \rightarrow X_S + X_I$
METHANOGENIC ORGANISMS		
13	Growth of X_{MTH} with fermentation products	$S_A \rightarrow X_{MTH} + S_{CH_4}$
14	Lysis of X_{MTH}	$X_{MTH} \rightarrow X_S + X_I$
SIMULTANEOUS PRECIPITATION OF PHOSPHORUS		
15	Precipitation	$X_{MEOH} + S_{PO_4} \rightarrow X_{MEPO_4} + S_{ALK}$
16	Redissolution	$S_{ALK} + X_{MEPO_4} \rightarrow X_{MEOH} + S_{PO_4}$

Note : Equations 1-3 and 4-12 ; 15-16 from ASM2d (1999) ; equation 4 is a first-order decay reaction ; equations 13-14 from Andrews (1969).

Symbols : S_A : Volatile fatty acids ; S_{ALK} : Alkalinity ; S_{CH_4} : Methane ; S_F : Fermentable substrate ; S_{NH} : Ammonia ; S_{PO_4} : Ortho-phosphates ; X_H : Heterotrophic biomass ; X_I : Inert organic matter ; X_{MEOH} : 'Ferric-hydroxide' ; X_{MEPO_4} : 'Ferric-phosphate' ; X_{MTH} : Methanogenic biomass ; X_{NIT} : Nitrifying biomass ; X_S : Slowly biodegradable organic matter

to 10^{-6} g/m³.

4.3.3 Results

4.3.3.1 Model calibration

The 2-CSTR model was calibrated using data from the first lagoon at Drummondville WWTP for the year 2001. Model parameters were then applied without modifications to the 1-CSTR model.

Except for the maximum specific growth rate of nitrifying bacteria, which was adjusted from 1.00 to 0.95 d⁻¹, only default parameters recommended for ASM2d were used in the model. Although ASM2d recommends a value of 1.0 d⁻¹ for this parameter, values over a range of 0.2 to 1.0 d⁻¹ have been reported (WERF, 2003). The coefficient for the breakdown of “inert” organic matter (k_i) was calibrated using lagoon sludge accumulation data (Figure 4.7).

The recycle fraction R for the 2-CSTR model was calibrated using ammonia effluent concentration data in winter and spring when the ammonia load from the sediments has a noticeable effect on lagoon effluent concentrations. Improved calibration of the recycle fraction was achieved by linking it to aeration flow data using a linear relationship (Figure 4.6).

Simulation results for the year 2001 (Figure 4.8) show that both the 1-CSTR model and the 2-CSTR model can accurately simulate the beginning of the nitrification period in summer, a period defined in this paper as having an effluent nitrate concentration greater than 0.5 mg N/L. It can be seen, however, that only the 2-CSTR model correctly simulates the measured increase in ammonia effluent concentrations in May and June, just prior to the onset of nitrification. Lagoon

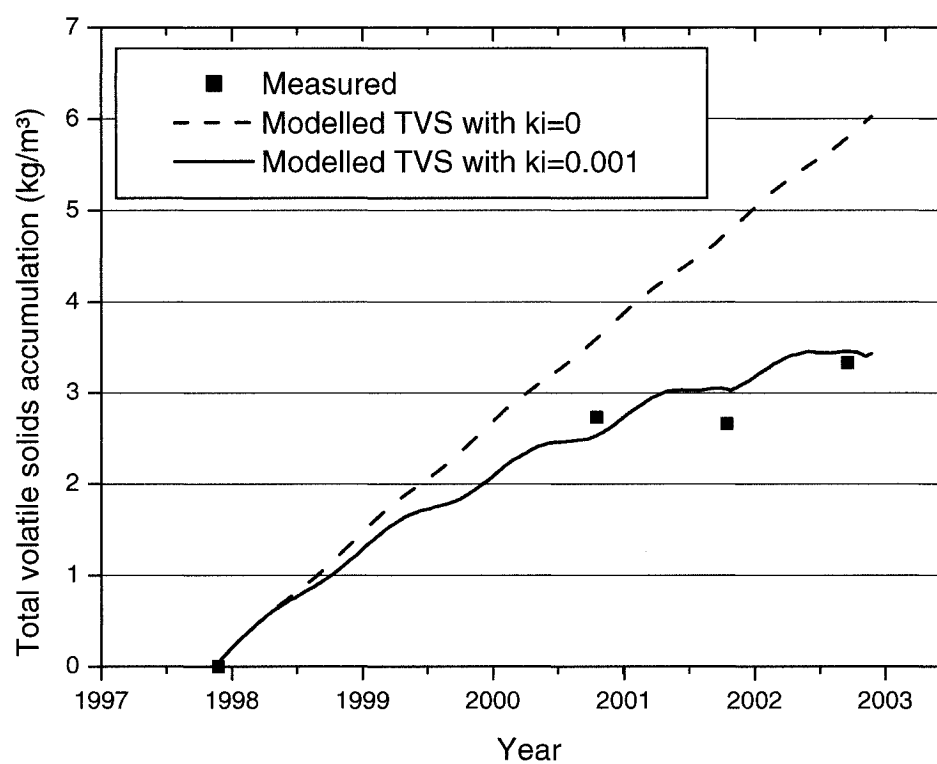


Figure 4.7 Calibration of the constant “ k_i ” for degradation of inert organic material using solids accumulation data in the 2-CSTR model

Tableau 4.4 Range of values for simulation parameters

Parameter	Units	Range of values
INFLUENT		
Q	m ³ /d	12 500 - 47 000
BOD ₅	mg/L	55 - 230
TN	mg N/L	9 - 26
KINETICS		
μ_{NIT}	d ⁻¹	0.95
K _{oa}	mg/L	0.5
K _{na}	mg N/L	5.0
REACTORS		
V _{aerated}	m ³	281 000
V _{non-aerated}	m ³	24 500
TEMPERATURE		
Lagoon temperature	°C	0.5 - 24
SOLIDS SEPARATOR		
Recycle fraction (R) through the non-aerated reactor	-	0.001 - 0.003
Effluent TSS	mg/L	40
Effluent VSS	mg/L	35

ammonia effluent concentrations generally followed influent concentrations during the winter and early spring but then increased in spring and early summer due to the release of ammonia from the lagoon's sediments. The 2-CSTR model simulates this phenomenon because the rate of hydrolysis of solids accumulated in the non-aerated reactor, processes Num. 1 - 4 in Table 4.2, increases with increasing temperature thus degrading particulate nitrogen into ammonia. Also, because the recycle ratio in the model is directly proportional to the aeration flow, a greater ammonia load (as a result of more flow) was recycled from the non-aerated to the aerated reactor in spring and early summer when aeration to the lagoon was increased. A significant dip is observable in the ammonia effluent concentrations in the month of April. This dip is attributable to the spring snowmelt which greatly increased flow to the WWTP and diluted the influent ammonia concentration during this period.

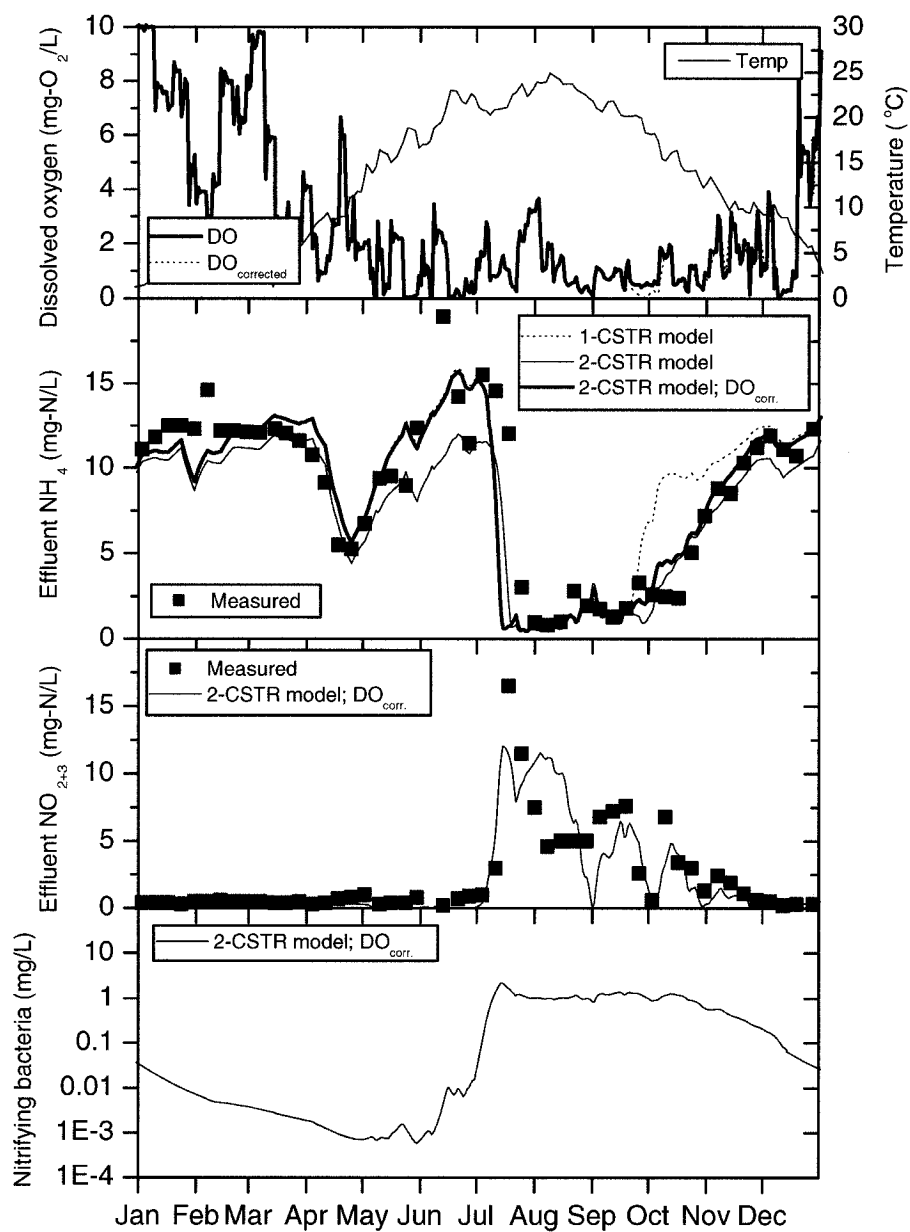


Figure 4.8 Calibration of 1- and 2-CSTR models with lagoon effluent data from 2001

Simulation of the end of the nitrification period in the fall is less accurate because of recorded low DO concentrations over a two week period in September that significantly reduced the rate of nitrification in the model. A corrected DO profile was developed for this period (Figure 4.8) that allowed the model to properly simulate the gradual increase in ammonia effluent concentration in the fall. Using the corrected DO profile, the gradual loss of nitrification in the model can be attributed to the hydraulic characteristics of a CSTR in which elements leave the reactor in proportion to their statistical population, that is to say, nitrifying bacteria are not flushed out of the lagoon all at once. This explains why nitrification is observed late into the fall at temperatures as low as 10 °C, a condition that would not support nitrification in spring.

Effluent nitrate concentrations are less accurately simulated by the model because they are determined by denitrification (nitrate removal) as well as nitrification (nitrate production). Denitrification is not accurately simulated in the model because soluble BOD concentrations, which are required for denitrifying activity to occur, were not calibrated in the model. Nonetheless, the presence of dips in both the measured and the simulated nitrate profile indicate that the model was able to partially simulate denitrifying activity in the lagoon.

The simulated nitrifiers concentration (X_{NIT}) (Figure 4.8) shows that concentrations of X_{NIT} in the lagoon reached a maximum of about 1 mg/L during summer and gradually decreased in autumn and winter. Concentrations continued to decrease in spring until reaching a low point of 0.7 $\mu\text{g/L}$ at the beginning of May (lagoon temperature of 14.5 °C) after which they began to increase along with increasing lagoon temperatures. Two dips occur in the growth curve, in mid-May and mid-June, which can be attributed to low DO concentrations during these periods. Nitrification began at the beginning of July with an X_{NIT} concentration of 0.2 mg/L at a temperature of 21 °C and ended in November with an X_{NIT} concentration of

0.3 mg/L at a temperature of 9.5 °C.

4.3.3.2 Model validation

Data from the first lagoon at Drummondville WWTP for the years 2002 and 2003 were used for model validation. A comparison of measured and predicted ammonia effluent values for 2002 (Figure 4.9) show that both the 1-CSTR and the 2-CSTR models predicted the beginning of nitrification a full month in advance of what was observed, however, both models correctly predicted the gradual increase in ammonia effluent concentration in the fall. Also, both models over-predicted ammonia removal during the months of July and August but correctly predicted partial ammonia removal in September (due to low DO concentrations). Once again, the 2-CSTR model is more accurate in predicting ammonia effluent concentrations in winter and spring due to its ability to model the release of ammonia from the sludge layer to the water column.

A corrected DO profile was also developed for the 2002 data set (Figure 4.9) which allowed the model to more closely simulate the beginning of the nitrification period, however, the problem of over-predicting ammonia removal in August was not resolved. A DO deficiency (not represented in effluent DO concentrations) is a possible reason for the observation of only partial ammonia removal during the month of August. Other possible explanations could be insufficient alkalinity, nutrients or possibly even toxic inhibition due to unfavourable pH or an unlikely toxic discharge upstream.

A comparison of measured and predicted ammonia effluent values for 2003 (Figure 4.10) show that both the 1-CSTR and the 2-CSTR models correctly predicted the beginning and the end of the nitrification period within 1 or 2 days, without any

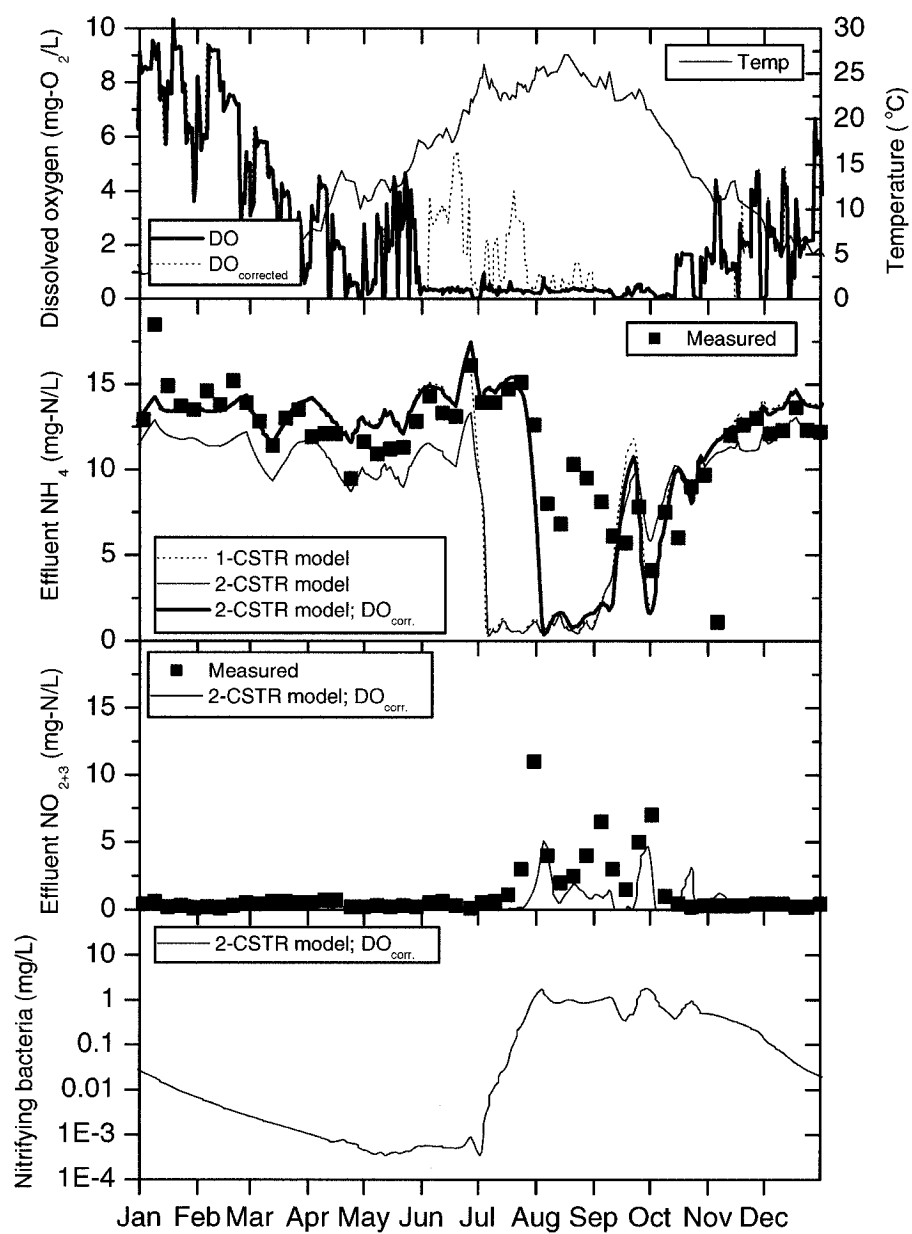


Figure 4.9 Validation of 1- and 2-CSTR models with lagoon effluent data from 2002

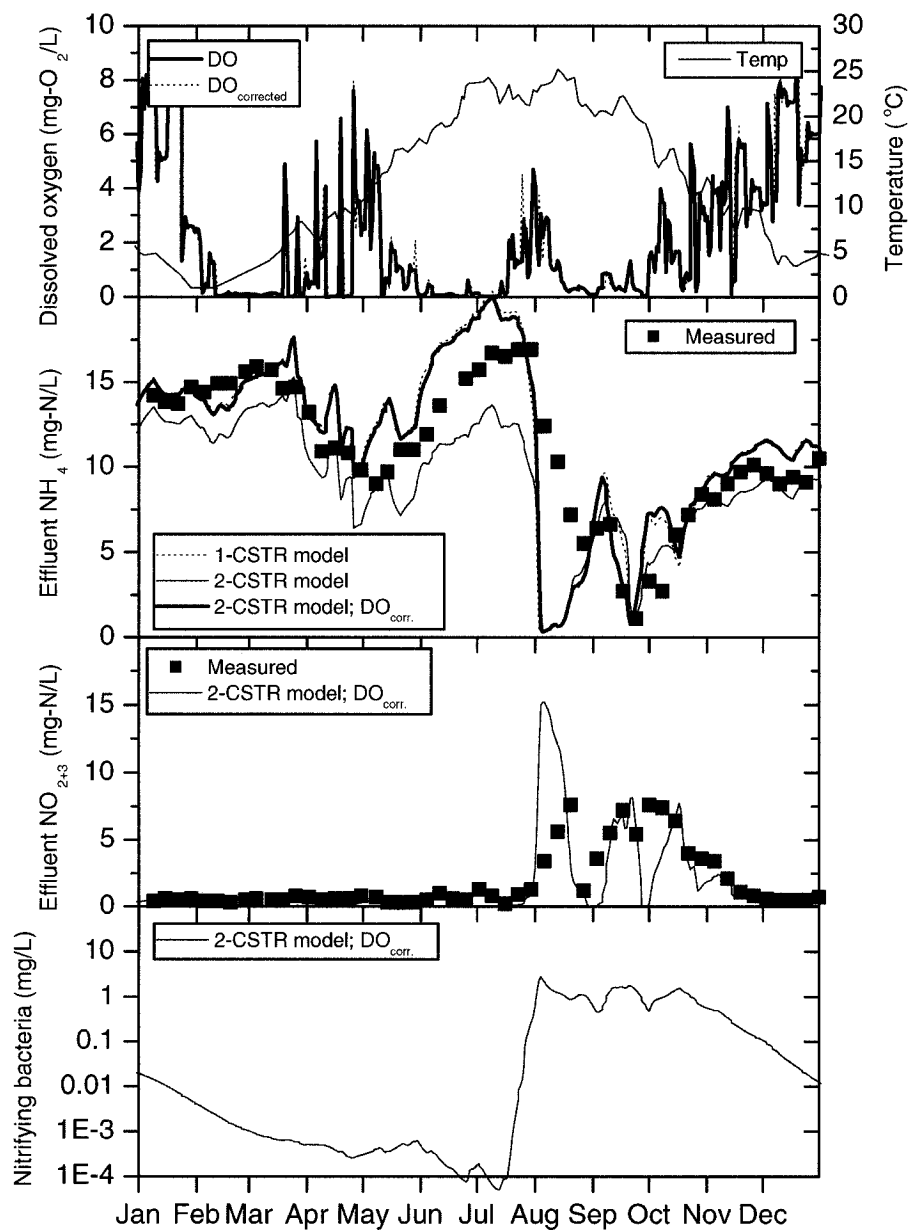


Figure 4.10 Validation of 1- and 2-CSTR models using lagoon effluent data from 2003

modification to the DO data. Both models over-predicted ammonia removal immediately after the onset of nitrification at the end of July but then correctly predicted partial ammonia removal in August. The 2-CSTR model correctly predicted the trend to increased ammonia effluent concentrations in May, June and early July, although modelled values are over predicted by as much as 3 mg N/L during this period. Possible reasons for this are that the model over-predicted hydrolysis in the sludge layer (and corresponding ammonia production) or that the linear equation used to link the recycle ratio to the aeration flow is not properly calibrated. A more accurate calibration is, however, likely not possible because a 2-CSTR model is too simple to model the complex exchanges between the sludge layer and the overlying water column.

Similar to 2001, the model simulated a maximum concentration of X_{NIT} of about 1 mg/L at the beginning of nitrification in July 2002 and 2003. The 2002 profile resembles that observed in 2000 with X_{NIT} concentrations dropping to 0.5 $\mu\text{g/L}$ in May before beginning to slowly increase. The profile quickly reached a plateau, however, as insufficient DO limits bacterial growth in May and June. Consequently, sustained growth of nitrifiers did not begin until the end of June when lagoon temperatures have already reached 21 °C. The graph of X_{NIT} concentrations for 2003 is similar to those for 2001 and 2002 except that X_{NIT} concentrations reached a minimum in late April before gradually increasing in the month of May. X_{NIT} concentrations then re-descended in June to 0.1 $\mu\text{g/L}$: the concentration of X_{NIT} in the model's influent. X_{NIT} concentrations are thus at their minimum as late as July 18th (0.1 $\mu\text{g/L}$) before quickly rising : noticeable nitrate production began on July 27th and X_{NIT} concentrations reached their maximum on August 4th.

4.3.3.3 Scenarios

Two optimization scenarios were studied to evaluate the potential for extending the period during which nitrification is observed at the Drummondville lagoons. The effect of increasing the DO concentration in the lagoon to 2 and 10 mg/L was simulated and compared to results simulated using measured effluent DO values (Figure 4.11). The model predicted that simply increasing the DO concentration in the lagoon to 2 mg/L could speed-up the start of nitrification (effluent nitrate greater than 0.5 mg N/L) by about 3 weeks. Increasing the DO concentration in the lagoon to 10 mg/L, a non-limiting DO condition, could speed-up the onset of nitrification by an additional 2 weeks. The effects of increased DO in the fall are to extend nitrification by about 2 weeks (DO = 2 mg/L) and 3 weeks (DO = 10 mg/L).

The effect of increasing the concentration of X_{NIT} in the influent, known as bio-augmentation, was evaluated by comparing X_{NIT} concentrations values of 0.01 and 1 mg/L with the 0.0001 mg/L that was used in the calibrated model (Figure 4.12). The model predicts that increasing influent X_{NIT} to 0.01 mg/L could speed-up the onset of nitrification by about 2 weeks but would have no effect on extending the period of nitrification in the fall. However, increasing influent X_{NIT} to 1 mg/L would result in effluent ammonia concentrations below 5 mg N/L from mid-April to late October in addition to lowering ammonia effluent concentrations year-round.

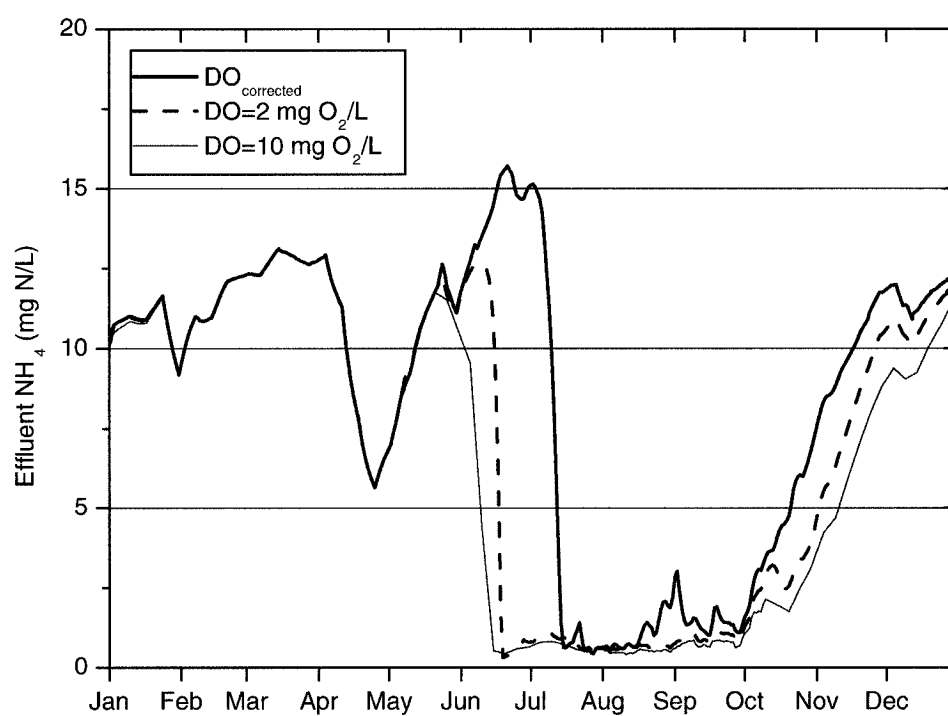


Figure 4.11 Simulated effect of increased lagoon DO concentrations on effluent NH_4 for 2001

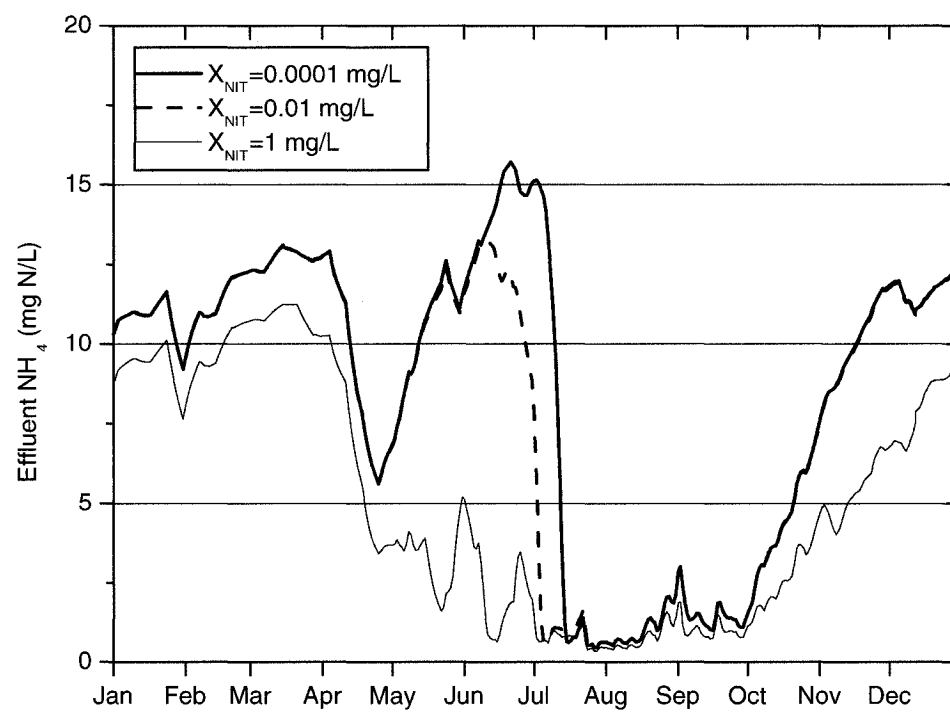


Figure 4.12 Simulated effect of bioaugmentation on effluent NH_4 for 2001

4.3.4 Discussion

4.3.4.1 Model evaluation

Validation of the calibrated 1- and 2-CSTR models was more successful for 2003 than for 2002. Although in both cases the models correctly predicted nitrification in summer and early fall, the beginning of nitrification was predicted 4 weeks in advance in 2002 yet within one or two days in 2003. In the 2003 data set it was seen that very low DO concentrations were the limiting factors responsible for delaying the start of the growth curve for X_{NIT} in the lagoon until the middle of July because lagoon temperatures were favourable as early as the month of June. Evidently, DO values play a critical role in determining nitrification in lagoons and must be properly measured and simulated if a model is to succeed at predicting ammonia removal.

Corrected DO profiles were used in the model for the 2001 and 2002 data sets. The justification for this is that DO data is measured at the effluent and, because the lagoon is not in reality completely-mixed, these concentrations are not necessarily representative of mean concentrations inside the lagoon. DO concentrations in the lagoon more likely vary in an inverse relationship to soluble BOD concentrations, which are highest at the beginning of the lagoon. DO concentrations are therefore generally much lower at the beginning of the lagoon than what is measured at the lagoon effluent. Also, it has been observed that algal growth can cause fluctuations in DO concentrations on a diurnal cycle. DO values in the lagoon tend to be highest during the day when algae perform photosynthesis but can then decrease significantly at night during their respiration cycle (Tadesse et al., 2004). Since DO data are measured by operators during the day, these data may not be representative of the mean average for the 24-hour cycle, depending on how much algal activity

there is in the lagoon.

Given that most lagoons in operation do not keep detailed records of DO concentrations, a lagoon model with broad applicability would need to be able to predict DO values as a function of aeration, influent BOD load, sludge inventory or even algal activity. Although no attempt is made in this paper to predict lagoon DO values, the need for such a model is recognized and this is one reason for including sludge accumulation in the 2-CSTR model. Though simplistic, the 2-CSTR model is able to predict some interesting phenomena such as the increase in ammonia effluent concentration in the period prior to the beginning of nitrification (most noticeable in 2001 and 2003). Another interesting observation is that both the 1-CSTR and the 2-CSTR models predict the beginning and the end of nitrification at the same time. This suggests that the observation of nitrification in the fall at temperatures as low as 10 °C can be attributed to a low-rate of washout of the nitrifying biomass (built-up over the summer) from the lagoon's water column.

4.3.4.2 Model scenarios

Simulation results show that increasing the DO concentration in the lagoon would have a greater impact in speeding-up the onset of nitrification in early summer (5 weeks) than in the fall (3 weeks). The model predicts that with non-limiting DO in the lagoon, the onset of nitrification could be as early as the beginning of June, when lagoon temperatures were 17 °C, and persist until late December, when lagoon temperatures were 5 °C. Approaches for increasing lagoon DO concentrations could be to increase aeration or reduce sludge inventory (a source of BOD load on the water column).

The effect of bioaugmentation on nitrification was evaluated by increasing the in-

fluent X_{NIT} concentration from 0.0001 to 0.01 and 1 mg/L. Simulation results for $X_{NIT} = 0.01$ mg/L indicate that the onset of nitrification could thus be sped-up by several weeks in early summer by the addition of extra nitrifiers to the lagoon but that this would have no effect on extending nitrification into the fall. Simulation results for $X_{NIT} = 1$ mg/L indicate that year round nitrification could be possible in lagoons, even in cold winter climates, but the amount of biomass necessary to maintain this activity ($1 \text{ mg/L} * 30\,000 \text{ m}^3/\text{d} = 30 \text{ kg dry weight/d}$) would appear prohibitive.

4.3.5 Conclusions

Nitrification in an aerated facultative lagoon can be modelled dynamically in a CSTR using recorded influent flow, BOD_5 and TKN as well as lagoon temperature and DO data. Adding a second CSTR to the model allows the lagoon's sludge layer to be modelled as well as exchanges with the overlying water column. The 2-CSTR lagoon model more accurately simulates ammonia concentrations in the effluent because it takes into account ammonia released into the water column from the sludge layer.

Temperature and DO are the two dominant limiting factors for nitrification in the lagoon studied and account for the variation of effluent ammonia concentrations from 0 - 20 mg N/L throughout the year. Variations in lagoon temperatures between winter and summer explain why nitrification is observed only seasonally and low DO concentrations are responsible for inhibiting nitrification during summer months when lagoon temperatures are otherwise favourable. Other possible explanations for limited nitrification during summer months could be insufficient nutrients, alkalinity or toxic inhibition.

Optimization scenarios were simulated to investigate the effects of increased dissolved oxygen in the lagoon water column and increased concentrations of X_{NIT} in the lagoon influent. Results indicate that increasing DO in the lagoons can effectively extend the period in which nitrification is observed but will not permit nitrification in winter. Increasing concentrations of X_{NIT} in the lagoon influent can further extend the period in which nitrification is observed but ammonia removal in winter months remains limited.

4.3.6 Acknowledgements

We thank Marc-André Desjardins, Gino Bélanger and Alain Rousseau of AXOR Experts-Conseils, Janick Lemay of the Ministry of Municipal Affairs, Sports and Recreation and François Chabot of the municipality of Drummondville for their assistance in obtaining data and the realization of this project.

CHAPITRE 5

MODÉLISATION DE LA NITRIFICATION PAR BIOMASSE EN CULTURE FIXÉE

5.1 Mise en contexte

L'importance du volet « Modélisation de la nitrification par biomasse en culture fixée » est d'identifier les paramètres de conception pour l'intégration d'un procédé à culture fixée dans une série d'étangs aérés. À partir des résultats d'une étude pilote menée par Plais (2006) aux étangs de la STEP de Sainte-Julie, la performance du procédé RBLM a été évaluée en fonction de la variation de la température, l'OD dans le milieu liquide et la charge organique sur le réacteur. Des modèles empiriques et numérique ont été appliqués aux résultats de l'étude pilote afin d'identifier les facteurs limitant à la nitrification, soit l'OD dans le milieu liquide, et de conclure que la performance du procédé est plus sensible à la charge organique qu'à la température d'opération.

La validation d'un modèle empirique pour les conditions d'opération de la STEP de Sainte-Julie a par la suite fourni un outil de prédiction de la performance du procédé RBLM. Une comparaison des avantages d'installer le système RBLM à différents endroits dans la série d'étangs aérés était possible basée sur les prédictions du modèle empirique. Les résultats du modèle numérique permettent d'identifier l'importance du détachement et attachement dans la composition du biofilm et permet de suggérer des paramètres nécessitant plus de caractérisation, notamment la densité du biofilm.

5.2 Article 4 : Modelling nitrification of a lagoon effluent in Moving BedTM bioreactors

Dwight Houweling*, Frédéric Monette, Louise Millette* and Yves Comeau***

*Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Ecole Polytechnique of Montreal, P.O. Box 6079, Station Centre-Ville, Montreal (Quebec) Canada, H3C 3A7

**Département de génie de la construction, École de technologie supérieure, 1100, rue Notre-Dame Ouest, Montréal, Qué., Canada H3C 1K3
dwright.houweling@polymtl.ca

ABSTRACT : A pilot-study was performed at the Sainte-Julie WWTP to evaluate the potential of using the MBBR process for removing BOD₅ and ammonia nitrogen, in a two-stage process, at the exit of the first lagoon. Nitrification was observed in the first reactor at rates similar to those reported in the literature for a similar biomass carrier when bulk liquid DO concentrations were 6 g O₂ m⁻³. Nitrification rates were significantly reduced when DO was reduced to 3 g O₂ m⁻³. DO concentrations were maintained at 3 g O₂ m⁻³ in the second reactor and nitrification rates comparable to those reported in the literature were observed for a temperature range of 3 to 16 °C. An empirical DO-limited model was validated for the first reactor while in the second reactor nitrification was found to be either DO-limited or TAN-limited, depending on nitrification rates in the upstream reactor. The DO-limited model predicts the MBBR process is more sensitive to organic load than it is to temperature. A commercially available numerical model was calibrated to the results of the pilot-study. Model results indicate that detachment and attachment rates play an important role in determining nitrification rates in the biofilm. Similar nitrification rates in an MBBR system installed upstream and downstream from an aerated lagoon in winter conditions were predicted using the empirical DO-limited model.

KEYWORDS : Moving BedTM biofilm reactor ; cold nitrification ; analytical mo-

delling ; numerical modelling ; lagoons

Cet article a été soumis à la revue Water Quality Research Journal of Canada en 2006

5.2.1 Introduction

Thousands of aerated lagoon installations are employed in Canada and the United-States for treatment of municipal wastewaters. In Quebec alone, some 485 lagoon installations are in operation with capacities ranging from 50 to 100 000 m³ d⁻¹ (MAMR, 2005). Reasons for their popularity include low operating costs, low maintenance requirements and good removal rates under a wide variety of conditions for BOD, suspended solids and fecal coliforms. In Quebec, total phosphorus removal is also achieved by chemical precipitation. Ammonia removal, however, is unreliable or seasonal at best primarily due to cold winter conditions which inhibit nitrification (Desjardins et al., 2005).

Lagoons, being extensive in nature, are more vulnerable to heat loss in winter than intensive processes such as activated sludge or fixed-film processes. Hydraulic retention times (HRTs) on the order of days, as opposed to hours, leave much more time for heat loss to occur in the lagoon process. As a result, ice-cover and temperatures at the freezing point are commonly observed in lagoons in winter despite influent temperatures that are typically around 10 °C . The growth rate of nitrifying bacteria is sufficiently inhibited at these low temperatures that washout rates of biomass tend to exceed growth rates leading to complete washout of nitrifying biomass. After complete washout, significant ammonia removal due to nitrification only occurs once higher temperatures permit nitrifying biomass concentrations to re-accumulate in the lagoon. Washout of nitrifying bacteria in winter is the primary

reason ammonia removal is unreliable in lagoons in Quebec (Houweling et al., 2005, in press; Desjardins et al., 2005).

Growing concern about the toxic effects of ammonia discharges on receiving waters has led to the introduction in Canada of a new guideline limiting ammonia discharges in wastewater effluents (Environment Canada, 2004). Municipalities impacted by this guideline are confronted with the need to improve their treatment processes in order to achieve reliable ammonia removal. For municipalities operating lagoon installations, there is very little room for process optimization since there are typically very few operator controlled parameters. The options remaining are thus to find ammonia removal technologies that can complement the lagoon process or else replace the lagoons entirely with processes adapted to ammonia removal (AXOR, 2005).

The Moving BedTM biofilm reactor (MBBR) has been identified as a technology which can complement the lagoon treatment process for ammonia removal (AXOR, 2005). Because nitrification in the MBBR process is inhibited by organic load, locating MBBRs downstream of a lagoon process seems to be an ideal way of exploiting the BOD₅ removing capacity of lagoons and the ammonia removing potential of the MBBR process. The disadvantage of this approach, however, is that temperatures and nitrifying activity in winter decrease as you move downstream in a lagoon process. There are therefore competing interests between minimizing BOD₅ load (downstream in the lagoon process) and maximizing temperatures in winter (upstream in the lagoon process). In multi-lagoon processes, MBBRs are generally placed after the first or second lagoon (Zimmerman et al., 2003; AXOR, 2005; Cormier, 2005a; Plais, 2006).

Fixed-film technologies such as MBBR or biofilter processes are able to achieve nitrification even at low temperatures because nitrifying biomass grow on support

media that are retained in the reactor. Another advantage of fixed-film technologies is that they can operate at low HRTs (on the order of a few hours for complete nitrification) which minimizes their space requirements. The particular advantages of the Moving BedTM type process as opposed to biofilter type processes are that they are not susceptible to clogging or hydraulic short-circuiting and do not require periodic backwashing or fluidization (Rusten et al., 1995).

Processes have also been developed in which support media are integrated into the lagoon, thus eliminating the need for a separate biofilm reactor. Principle difficulties of this approach are controlling mixing and detachment rates of the biofilm, parameters which must be closely controlled in order to achieve optimal total ammonia nitrogen (TAN) removal rates. Though potentially interesting, there are currently few full-scale applications or literature data to validate this approach (AXOR, 2005).

As of yet, the MBBR process is still considered a new technology in Quebec and is not approved for broad application by the ministry of the environment. A pilot-study was undertaken at the wastewater treatment plant (WWTP) of Sainte-Julie in Quebec to evaluate MBBRs for upgrading lagoons for BOD₅ and ammonia removal. Results of this pilot-study were favourable and will likely play an important role in generating acceptance for the MBBR process as an upgrade solution for lagoon installations (Cormier, 2005b; Plais, 2006). Other prominent cases in North America of MBBRs used to upgrade lagoon installations for ammonia removal include Moorhead, Minnesota (Zimmerman et al., 2001) and Johnstown, Colorado (Cormier, 2005a).

The purpose of this paper is to use mathematical models to evaluate the results from the Sainte-Julie pilot-study in order to a) evaluate the applicability of the MBBR system to the problem of cold nitrification in lagoons and b) determine the

relative importance of BOD₅ load and temperature on treatment performance.

5.2.2 Modelling biofilms

Mathematical models use equations to describe the processes contained in conceptual models. Once validated, a mathematical model can be used as a tool to study inter-reactions between the different processes in the model and compare the relative importance of each regarding a particular parameter, for example, effluent ammonia concentration. In the MBBR process, the important processes are related to the activity of heterotrophic bacteria (BOD oxidizers) and nitrifying bacteria (ammonia oxidizers) which compete for dissolved oxygen (DO) and space inside the biofilm (Wanner and Gujer, 1986). The physical processes of detachment and attachment to the biofilm also play an important role in determining the composition and structure of the biofilm (Morgenroth and Wilderer, 2000).

Numerous mechanistic modelling approaches exist in the literature. They are called mechanistic because they are based on mass balances. Such models can be categorized as analytical, pseudo-analytical or numerical in nature (IWA, 2006). Empirical models also exist which are based solely on experimental results or the “black-box” approach. Insight can be gained by drawing parallels between empirical and mechanistic approaches.

5.2.2.1 Empirical and analytical models

Empirical models were developed for the MBBR process by Hem et al. (1994) for DO-limited and TAN-limited conditions based on experiments carried out in laboratory scale reactors. The support media used in these experiments was a prototype of the AnoxKaldnes K1 media. Principle differences with the K1 media

were the specific surface area which was 300 m^{-1} , as opposed to 500 m^{-1} , and the outside of the media which did not have fins.

Measured trends in reactor performance led to the development of relationships between TAN removal rates and DO concentrations in the bulk liquid (for DO-limited conditions) and TAN removal rates and TAN concentrations in the bulk liquid (for TAN-limited conditions). The transition between DO and TAN-limited conditions was determined to occur at DO :TAN ratios between 2.7 and 3.2 g O₂ (g NH₄-N)⁻¹. Both models assume that alkalinity is non-limiting in the biofilm.

For the DO-limited condition, a relationship close to first-order was observed between TAN removal rates and DO in the bulk liquid. This relationship was also observed by Rusten et al. (1995) at pilot-scale. Equation 5.1 presents the empirical model developed based on the experiments of Hem et al. (1994).

$$r_a = 0.28 S_{b,O_2}^{1.0} \quad (5.1)$$

where :

r_a = total ammonia flux into the biofilm, g N.m⁻² d⁻¹

S_{b,O_2} = Dissolved oxygen concentration in the bulk liquid, g O₂ m⁻³

The authors relate the first-order nature of this model to the analytical biofilm solution presented by Harremoës (1978) in order to explain rate limiting conditions in the biofilm. Equations 5.2 and 5.3 present an analytical solution to the biofilm reaction rate for a biofilm that is not fully penetrated (Harremoës, 1978). Equation 5.2 is half-order overall with respect to substrate in the bulk-liquid but based on zero-order kinetics with respect to substrate inside the biomass, i.e. substrate is assumed to be non-limiting inside the biomass.

$$r_a = k_{1/2a} \cdot S_b^{1/2} \cdot \left(\sqrt{1 + \frac{1}{4\lambda^2}} - \frac{1}{2\lambda} \right) \cdot \frac{1}{\nu_m} \quad (5.2)$$

$$\lambda = \frac{h \cdot S_b}{k_{1/2a} \cdot S_b^{1/2}} \quad (5.3)$$

where :

h = liquid film transport coefficient, m.d⁻¹

S_b = Bulk concentration of limiting substrate, g.m⁻³

$k_{1/2a}$ = half order reaction constant, (g O₂ m⁻³)^{1/2} d⁻¹

ν_m = stoichiometric coefficient = 4.34 g O₂ (g NH₄-N)⁻¹

The half-order rate equation was then rearranged as shown in Equation 5.4 to show that removal rates may become first order with respect to concentration of substrate in the bulk-liquid when λ is less than 1. Low λ values are possible when the liquid film transport coefficient (h) becomes small compared to the reaction constant. This condition occurs when the distance for diffusion across the liquid layer becomes sufficiently large which leads to the conclusion that TAN removal rates are first-order with respect to DO because diffusion across the liquid layer is rate limiting. This phenomenon has been attributed to the type of media used in the MBBR process in which the biofilm grows on the protected, inner surface of the media where there is less turbulence and liquid layers tend to be thicker (Rusten et al., 1995).

$$r_a = h \cdot S_b \cdot \frac{1}{2\lambda^2} \cdot \left(\sqrt{1 + 4\lambda^2} \right) \cdot \frac{1}{\nu_m} \quad (5.4)$$

The effect of competition for DO between heterotrophic and nitrifying bacteria in the biofilm was accounted for by Hem et al. by linking TAN removal rates to the BOD₅ load on the reactor. TAN removal rates calculated with Equation 5.1 are reduced by 0.34 g N.m⁻² d⁻¹ per unit load of BOD₇ m⁻² d⁻¹ on the reactor or 0.36

g N.m⁻² d⁻¹ per unit BOD₅ m⁻² d⁻¹ (Hem et al., 1994; Rusten et al., 2006). A baseline of about 0.15 g N.m⁻² d⁻¹ was presented by both these authors delimiting the bottom range of applicability of this model.

A TAN-removal model for cases when TAN is rate limiting is presented in Equation 5.5. The 0.7 exponent in this model, intermediate to half and first-order conditions, has been attributed to diffusional resistance across the liquid layer by Rusten et al. (1995).

$$r_a = 1.1 \cdot S_{b,TAN}^{0.7} \quad (5.5)$$

where :

$S_{b,TAN}$ = Total ammonia nitrogen concentration in the bulk liquid, g
N.m⁻³

Finally, a temperature coefficient (k_T) of 0.044 °C at a reference temperature (T_0) of 15 °C was measured and applied to both the oxygen and TAN-limiting models according to Equation 5.6. This value is lower than the value of 0.06 °C (derived from the reported Arrhenius value of 1.09) calculated by Rusten et al. (1995). The temperature coefficient of Rusten et al. was based on a temperature range of 7 to 18 °C . The temperature range in which the Hem et al. temperature coefficient was developed was not reported.

$$r_a = r_{maxT} \cdot 10^{k_T(T-T_0)} \quad (5.6)$$

where :

r_{maxT} = Maximum reaction rate at temperature T , g N.m⁻² d⁻¹
T = Temperature, °C

T_0 = Reference temperature, °C

k_T = Temperature coefficient, °C

5.2.2.2 Numerical model

A wide variety of numerical biofilm models can be found in the literature. They distinguish themselves from analytical and empirical models by their complexity and the numerical approach which is needed to solve them. Besides their ability to handle greater complexity, another important advantage of the numerical approach is that dynamic solutions (simulations) can be obtained. The MBBR model used in this study is the “hybrid object” from the GPS-X software version 5.0 (Hydromantis, 2006). This model was developed to simulate performance of MBBR and integrated fixed-film/activated sludge (IFAS) processes. It was chosen for this study because it is widely available and has been used in previous published studies of the MBBR and IFAS processes (Hvala et al., 2002; Shaw et al., 2003).

The GPS-X biofilm model is based on a transport model that divides the biofilm into a user-defined number of layers. Each layer is modelled as a completely-mixed reactor and transport of soluble matter between the layers is modelled based on molecular diffusion. Diffusion of soluble matter between the outer biofilm layer and the bulk liquid is modelled through a liquid layer whose thickness is defined by the user. Detachment and attachment of particulate material is modelled between the outer biofilm layer and the bulk liquid. An internal solids exchange rate, which is several orders of magnitude lower than the attachment and detachment rates, is specified for transport of particulate matter within the biofilm. The function of this rate is essentially to prevent excessive accumulation of inert by-products of biomass decay inside the biofilm.

The biokinetic model used for this study is the Mantis model which is based on the widely used ASM1 model with the following modifications : 1) nitrate can be used by both heterotrophic and nitrifying biomass as a nutrient 2) kinetic parameters are temperature dependant and 3) aerobic denitrification by heterotrophic bacteria is possible (IWA, 2000 ; Hydromantis, 2006). Both the Mantis and the ASM1 biokinetic models model the competition between heterotrophic and nitrifying bacteria for DO. Biomass decay is modelled as a simple conversion of biomass into inert and slowly biodegradable organic matter and is not dependant on the presence of an electron acceptor. Slowly biodegradable matter can in turn be hydrolysed into readily biodegradable substrate and reused as substrate by heterotrophic biomass.

The effect of temperature is modelled by adjusting kinetic rates using Arrhenius functions that were developed for a range of 10 to 20°C . The application of these Arrhenius functions more than 5°C beyond this range is cautioned (IWA, 2000). Stoichiometric coefficients do not depend on temperature in the models.

5.2.3 Material and Methods

5.2.3.1 Pilot-study

The pilot-study was carried out at the municipal WWTP of Sainte-Julie located about 15 km east of Montreal in Quebec, Canada during the period of mid-August 2004 to mid March 2005. The plant receives an average flow of 13 800 m³ d⁻¹ and is comprised of four aerated facultative lagoons in series with a total volume of 116 360 m³, as shown in Figure 5.1. Theoretical HRTs for the four lagoons in series are 3.0, 2.2, 2.1 and 1.2 days, respectively for a total HRT of 8.5 days. The pilot-plant was installed between the first and second lagoon and received a constant flow of 10.224 m³ d⁻¹ from the effluent of the first lagoon during the first 133 days of pilot-

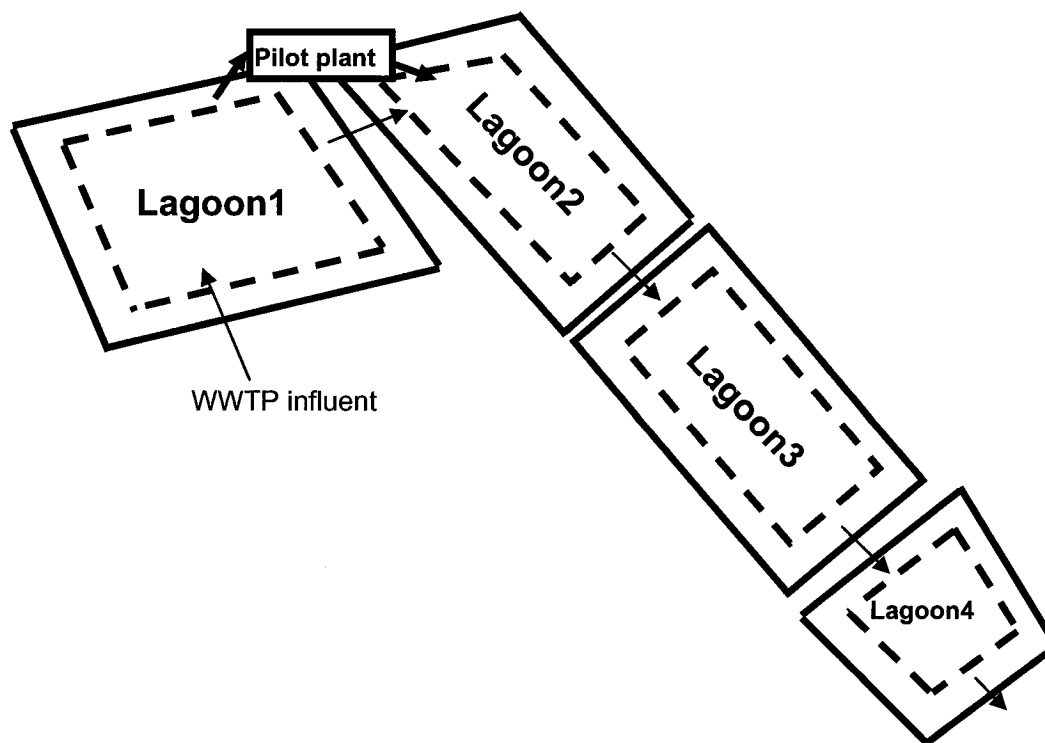


Figure 5.1 Layout of the Sainte-Julie WWTTP

study. Flow to the pilot-plant was varied in a subsequent phase of the pilot-study not presented in this paper.

The pilot-plant consisted of two 590 litre reactors which contained AnoxKaldnes K1 media. The first and second MBBRs were operated at fill ratios of 67 and 58 %, respectively. Active biofilm surfaces of 198 and 171 m² were calculated for the first and second MBBR, respectively, based on the fill ratios and an active specific surface area for the K1 media of 500 m² m⁻³. The layout of the pilot plant is presented in Figure 5.2.

Sampling was undertaken at the influent and effluent of the treatment plant (weekly) and at the influent to the pilot-plant and the effluent of both the first and second MBBRs (biweekly). All samples taken were 24 hour composite samples collected in automatic, refrigerated samplers except at the effluent to the plant where grab

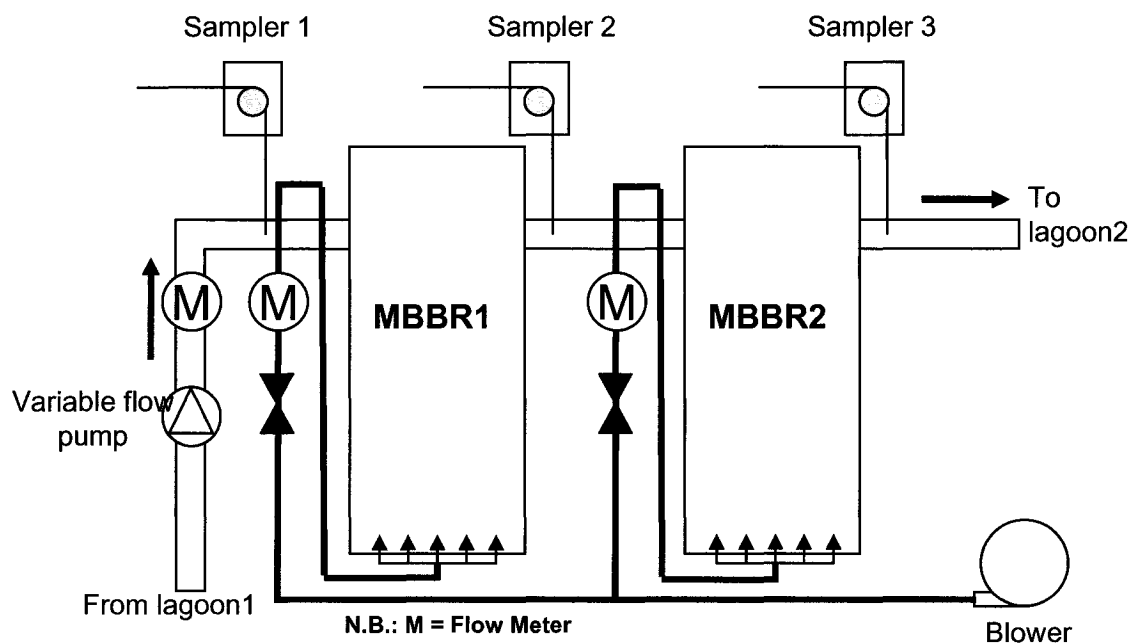


Figure 5.2 Layout of the pilot-plant located between the first and second lagoon at Sainte-Julie WWTP

samples were taken.

DO setpoints for the first and second MBBR were 3 and 6 g O₂ m⁻³, respectively. Aeration was increased to the first MBBR, however, during the first 35 days of the pilot-study to ensure proper wetting of the media. The DO concentration in the first MBBR was 6 g O₂ m⁻³ during this period, which is referred to in this paper as the “wetting phase”.

5.2.3.2 Empirical models

The DO-limited model from Equation 5.1 was applied to 133 days of pilot-study for the second MBBR but only the wetting phase (when DO was 6 g O₂.m⁻³) for the first MBBR. The DO-limited model was not applied to the first MBBR for the non-wetting phase (when DO was 3 g O₂ m⁻³) because calculated TAN

removal rates, after correction for BOD₅ load, fell below the 0.15 g N.m⁻² d⁻¹ baseline presented by Hem et al. (1994). Corrections for BOD₅ load during the wetting phase of the first MBBR were based on individual BOD₅ concentrations measured biweekly at the reactor influent. For the second MBBR, corrections for BOD₅ load were based on a linear best fit (least-squares approach) of the measured biweekly influent BOD₅ concentrations. Due to the higher number of data points to be analysed in the second MBBR, this approach was taken to maintain clarity when visualizing results.

The TAN-limited model was only applied to the second MBBR using TAN effluent concentrations calculated based on linear best-fits for the wetting and non-wetting phases. Best-fit lines were assigned visually giving extra importance to points at the transition between the wetting and non-wetting phases.

TAN removal rates were corrected for temperature for both the DO and TAN-limited models using Equation 5.6 and the temperature coefficient of 0.044 °C calculated by Hem et al. (1995). The temperature coefficient was used to make predictions for a temperature range of 0 to 18 °C even though it is unlikely that this value should be applicable at temperatures below 5 °C .

5.2.3.3 Numerical 1D model

Physical and operational parameters such as volumes, biofilm surface area and dissolved oxygen set-points were implemented in the hybrid object of the GPS-X simulation software without modification. Parameters relating to biofilm thickness and dry matter content were kept at default values of 0.5 mm and 10 %, respectively. Kinetic values from the Mantis biokinetic model were increased for heterotrophic and nitrifying growth rates and the temperature coefficients were decreased but

still remained within the range of values suggested in the literature (IWA, 2000). Model parameters adjusted during the process of model calibration are presented in Table 5.1.

Tableau 5.1 Numerical model parameters adjusted for MBBR1 and 2				
Parameter	Description	Units	Default Value	Calibrated Value
KINETIC PARAMETERS				
μ_{het}	Maximum specific growth rate of heterotrophic bacteria	d ⁻¹	3.2	6
μ_{nit}	Maximum specific growth rate of nitrifying bacteria	d ⁻¹	0.75	0.95
$\theta_{\mu_{het}}$	Arrhenius temperature coefficient for growth of heterotrophic bacteria	—	1.123	1.072
$\theta_{\mu_{nit}}$	Arrhenius temperature coefficient for growth of nitrifying bacteria	—	1.123	1.072
MASS TRANSPORT PARAMETERS				
D red.	Reduction in biofilm diffusion	—	0.5	1
L_L	Biofilm liquid layer	mm	0.05	0.2
r_{attach}	Attachment rate for particulate matter onto the biofilm	m.d ⁻¹	0.5	0.5 ; 1
PHYSICAL PROPERTIES				
drymat	Dry matter content of biofilm	%	0.1	0.1
¹ MBBR1 ; ² MBBR2				

The thickness of the liquid layer was calibrated in the model in order to obtain a relationship between TAN removal rates and DO in the bulk liquid that approaches first order.

Simulations were run dynamically for 133 days of pilot-study. Reactor temperature and influent state variables were varied dynamically during the simulations using predefined input files. Influent state variables were calculated based on fractions

of measured total BOD_5 , filtered BOD_5 , TAN and NO_{2+3} . Measured soluble BOD_5 was on the order of only $5 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-3}$ at the influent to the first MBBR and this value was assumed to be constant for both the first and second MBBRs. Particulate BOD_5 was assumed to be entirely due to heterotrophic bacteria washed out of the upstream lagoon process. Influent organic nitrogen was calculated by GPS-X as a constant fraction of the influent heterotrophic biomass ($0.068 \text{ g N. (g COD)}^{-1}$). All inert particulate and soluble state variables were set to zero in the influent.

5.2.3.4 Nitrogen mass balances

Mass balances were performed for nitrogen by comparing average TAN removal rates with average NO_{2+3} production rates for the non-wetting phase only. The difference between the TAN removal rates and the NO_{2+3} production rates was compared to the average BOD_5 removal rates for both MBBRs.

5.2.4 Results and discussion

The Sainte-Julie WWTP received an average influent BOD_5 concentration of about $120 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-3}$, a TKN concentration of 24 g N.m^{-3} and a TAN concentration of 19 g N.m^{-3} over the course of the first phase of the pilot-study. The plant influent can thus be characterized as a low to medium strength wastewater (Metcalf & Eddy, 2003). Removal of BOD_5 was on average 45 % in the first lagoon and 80 % for the four lagoon process. Average concentrations of wastewater parameters over 133 days of pilot-study are presented in Table 5.2 for the plant influent and effluent, the first lagoon effluent and the two MBBRs in the pilot-plant.

In the context of the pilot-study, the purpose of the first MBBR was to remove

BOD₅ from the effluent of the first lagoon. The purpose of the second MBBR was to achieve oxygen-limited nitrification. Results of the pilot-study indicate that nitrification was observed in both the first and the second MBBR.

BOD removal rates were almost five times higher in the first MBBR than in the second even though the BOD₅ load was only about 0.4 times higher. This may be attributed in part to the degradation of the more readily biodegradable BOD₅ in the first MBBR leaving BOD₅ with a higher proportion of slowly biodegradable BOD₅ in the influent to the second MBBR.

TAN concentrations for the pilot-plant as well as temperatures for 133 days of pilot-study are presented in Figure 5.3. Influent TAN concentrations to the pilot-plant were on average 15.7 g N.m⁻³ with a standard deviation of 3 g N.m⁻³. TAN concentrations at the effluent of the first MBBR were on average 10 g N.m⁻³ but varied significantly between the wetting and non-wetting phases with average effluent TAN concentrations of 3.7 and 12.0 g N.m⁻³, respectively. This observation highlights the importance of the bulk-liquid DO concentration, which was higher during the wetting phase. TAN concentrations in the effluent of the second MBBR were on average 0.7 g N.m⁻³ and 4.2 g N.m⁻³ for the wetting and non-wetting phases, respectively.

Temperatures decreased progressively over the course of the pilot-study from a maximum value of 18°C (September) to a minimum value of 3°C (January). Although it is difficult to distinguish the effect of the temperature from that of other factors such as aeration rate or BOD₅ load on the pilot-plant, an overall increase in effluent TAN concentrations of both MBBRs over the course of the non-wetting phase indicates that decreasing temperatures did have an inhibitory effect on TAN removal rates in the pilot-plant.

Tableau 5.2 Wastewater characteristics for the pilot-plant

Parameter	Units	Lagoon1			MBBR1			MBBR2		
		Average	Standard Deviation	Standard	Average	Standard Deviation	Standard	Average	Standard Deviation	Standard
Flow	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	—	—	—	10.224	—	—	10.224	—	—
BOD ₅	$\text{g BOD}_5 \text{m}^{-3}$	67	11	11	48	14	14	44	15	15
sBOD ₅	$\text{g BOD}_5 \text{m}^{-3}$	5.5	2	2	—	—	—	—	—	—
TAN	g N.m^{-3}	16.2	4	4	12	6	6	5	5	5
NO ₂₊₃	g N.m^{-3}	3.3	2	2	6.5	4	4	11.5	3	3

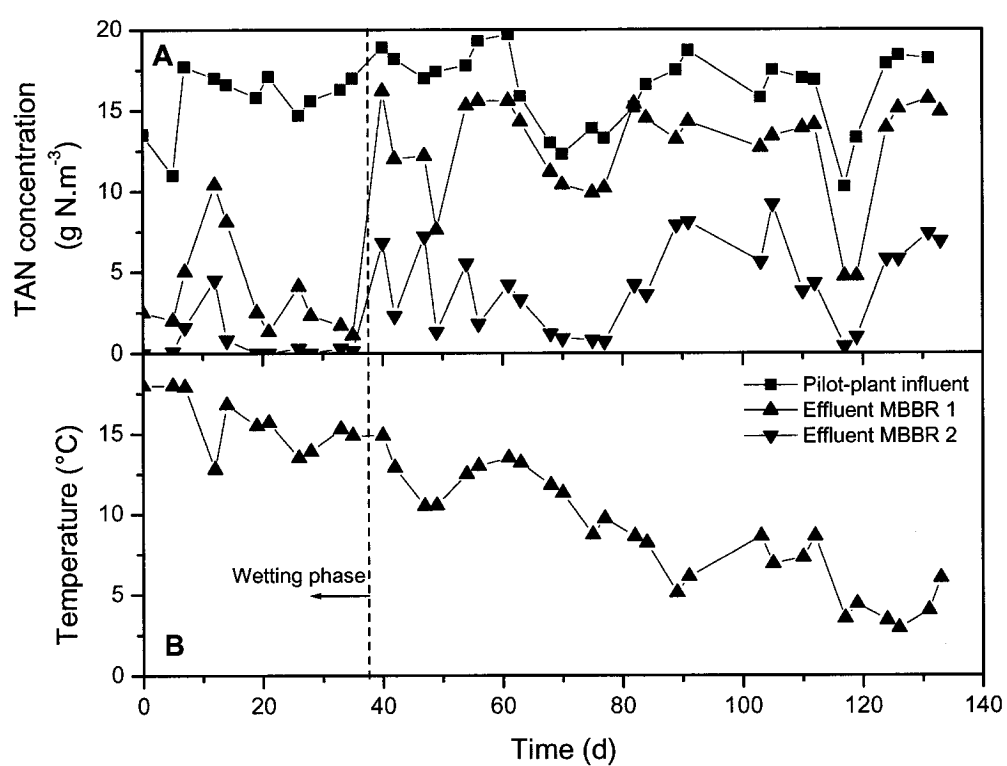


Figure 5.3 Performance of the MBBR system over 133 days of pilot-study

5.2.4.1 Empirical model predictions

Predictions of TAN removal rates in the first MBBR were based on the DO-limited model for the wetting phase (when DO was maintained at $6 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ in the bulk liquid). A comparison of measured and predicted results is presented in Figures 5.4A, 5.4B and 5.4C. The model underestimates TAN removal by on average $0.3 \text{ g N.m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ but predicts the inverse relationship between BOD_5 load and TAN removal rates. Predictions are also presented for the model when only DO and temperature are considered. A comparison of predictions with and without the BOD_5 load indicate that BOD_5 load plays a greater role in determining TAN removal rates than temperature does.

The model was not applied for the non-wetting phase because predictions based on a DO concentration of $3 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ and a BOD_5 load of $3 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ gave TAN removal rates below the $0.15 \text{ g N.m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ baseline presented by Hem et al. (1994). The measured average TAN removal rate for the non-wetting phase of operation was $0.2 \text{ g N.m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, slightly higher than the 0.15 baseline value.

Comparisons of measured and predicted TAN removal rates based on the DO-limited and the TAN-limited model are presented in Figures 5.5A, 5.5B and 5.5C. For the wetting phase when DO was $6 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ in the first MBBR, the DO-limited model significantly overestimates removal rates. The DO-limited model does not apply in this case because higher TAN removal rates in the first MBBR created TAN-limited conditions in the second MBBR. The TAN-limited model gives a more accurate prediction of the removal rates for the wetting phase although it too tends to overestimate removal rates.

Based on a DO :TAN ratio of $2.7 - 3.2 \text{ g O}_2 (\text{g NH}_4\text{-N})^{-1}$ for transition between DO and TAN-limited given by Hem et al., TAN-limited conditions should have

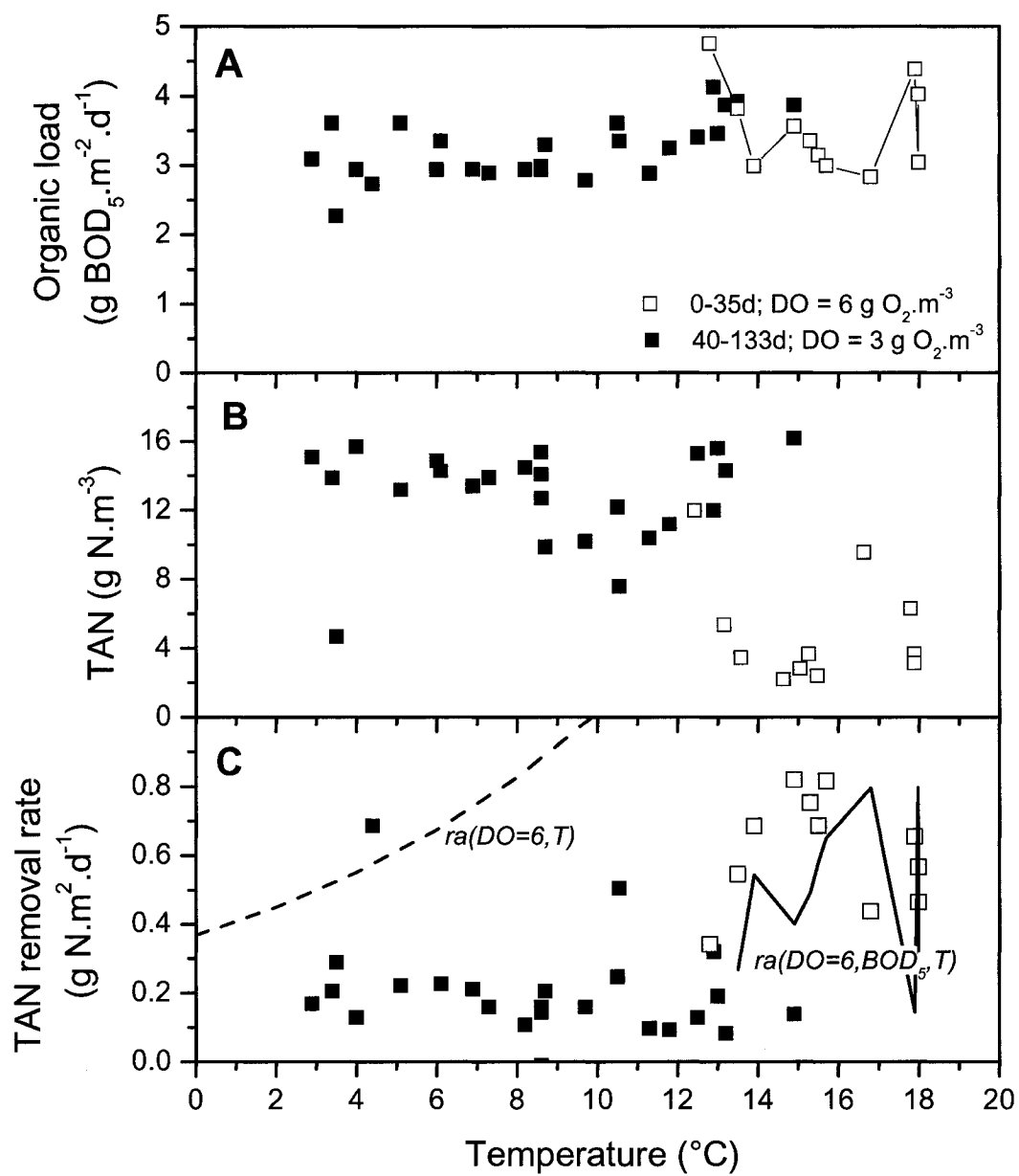


Figure 5.4 DO-limited model predictions of treatment performance in the first MBBR

occurred at TAN concentrations below 2.2 g N.m^{-3} in the second MBBR. Indeed, TAN concentrations in the second MBBR are consistently below 2 g N.m^{-3} during the wetting phase.

For the non-wetting phase, the DO-limited model underestimated TAN removal rates by approximately $0.2 \text{ g N.m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. In comparison, the DO-limited model underestimated TAN removal rates by about $0.15 \text{ g N.m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in the first MBBR. Otherwise, the DO-limited model accurately predicts gradually increasing TAN removal rates over the course of the non-wetting phase and this despite an increasing BOD_5 load taken into account by the model. Between 3 and 13°C the model predicts a 150 % increase in removal rates.

It is interesting to note that the DO-limited model bases predictions on the reactor BOD_5 load and not BOD_5 removal rate. This makes the model easier to apply from a design standpoint because an estimation of BOD_5 removal rates is not required. The approach is problematic from a conceptual point of view, however, because it does not consider that hard to degrade particulate BOD_5 will have a lesser impact on DO availability in the biofilm than readily biodegradable BOD_5 . Only the readily biodegradable fraction of the BOD_5 might be expected to have an impact on TAN removal rates because HRT in the MBBRs is 1.4 hours, much lower than the five day period used to measure BOD_5 . As mentioned previously, this may explain why the second MBBR removes very little BOD_5 ($4 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-3}$), despite a relatively high load ($45 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-3}$). The DO-limited model does not distinguish between the effects of readily biodegradable and hard to degrade BOD_5 . An overestimation of the effect of the BOD_5 load may explain why the DO-limited model underestimates TAN removal rates by 0.15 and $0.2 \text{ g N.m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in the first and second MBBR, respectively.

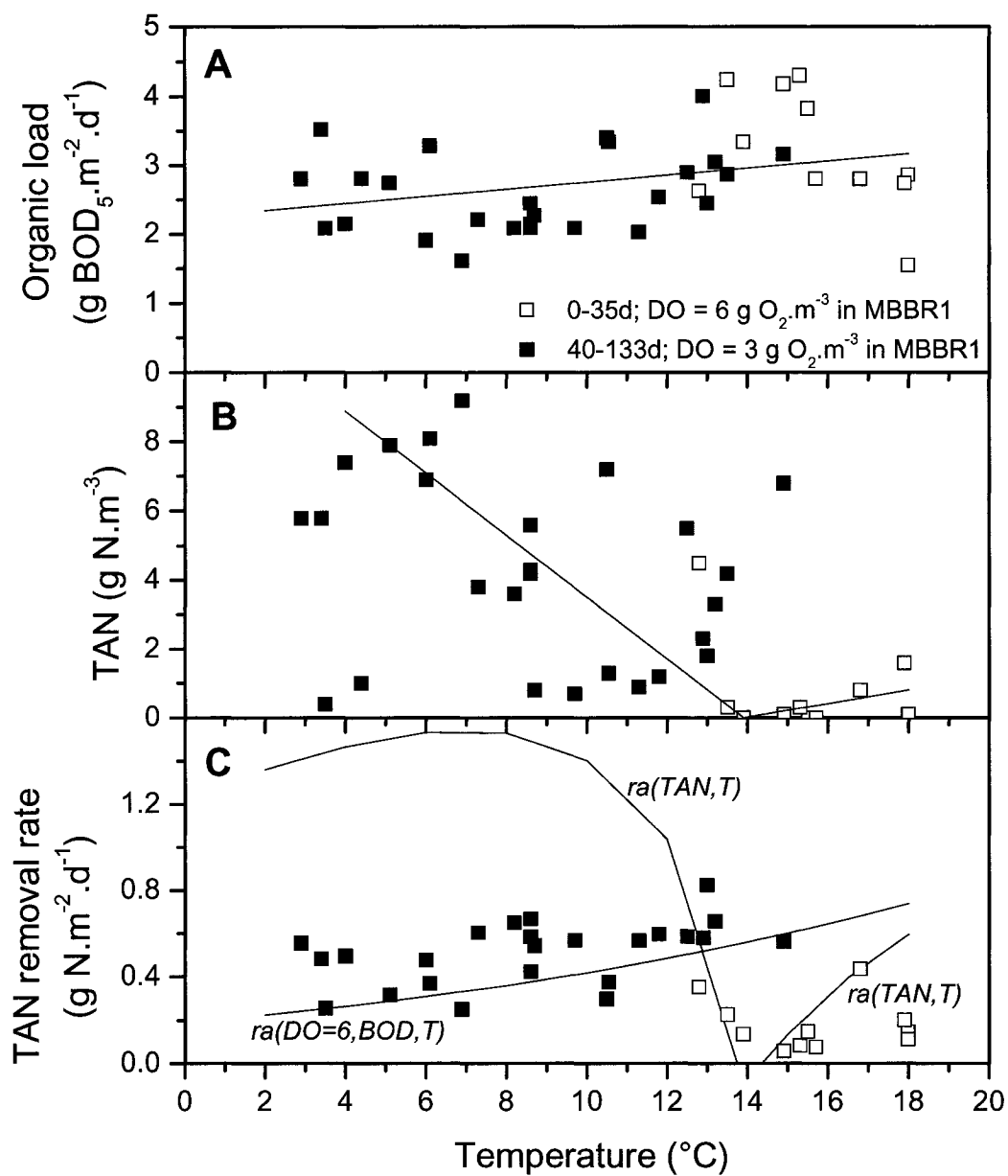


Figure 5.5 DO-limited model predictions of treatment performance in the first MBBR

5.2.4.2 Numerical 1D model predictions

Numerical 1D simulation results of sensitivity analyses performed on DO in the bulk liquid at different liquid layer thicknesses are presented in Figure 5.6. The goal of these sensitivity analyses was to calibrate the model to the first-order relationship between TAN removal rates and DO in the bulk liquid presented by Hem et al. (1994). Non-linear regressions of simulation results, presented in Figure 5.6, indicate that a perfect first-order relationship does not exist for the model at liquid layer thicknesses below 0.5 mm. It was considered unlikely that liquid layers could realistically be much thicker than this value. The relationship begins to approximate first-order, however, at a value of 0.2 mm and this value was used in subsequent simulations. Model results indicate decreasing removal rates in the biofilm and as a function of increasing liquid layer thickness is shown in Figure 5.6.

Calibrated numerical model predictions for the first MBBR are presented in Figures 5.7A, 5.7B and 5.7C. The model is able to simulate TAN removal rates (Figure 5.7C) over the course of 133 days of pilot-study including the sharp contrast between TAN removal rates during the wetting and non-wetting phases. Similarly, the calibrated model accurately simulated production rates for NO_2+NO_3 (Figure 5.7B) during both the wetting and non-wetting phases.

The calibrated model overestimated BOD_5 removal rates, as can be seen in Figure 5.7C. It was possible to calibrate the BOD_5 removal by adjusting the attachment rate from its default setting of 0.5 down to 0.2 m.d^{-1} , however, this had the adverse effect of lowering TAN removal rates. TAN removal rates were affected by the attachment rate because, in the way the model is defined, detachment of nitrifying biomass can be offset by reattachment from the bulk liquid. In practical terms, the combination of the attachment and detachment rates has the effect of defining something like a solids residence time for the biofilm. Loss of nitrifying biomass to

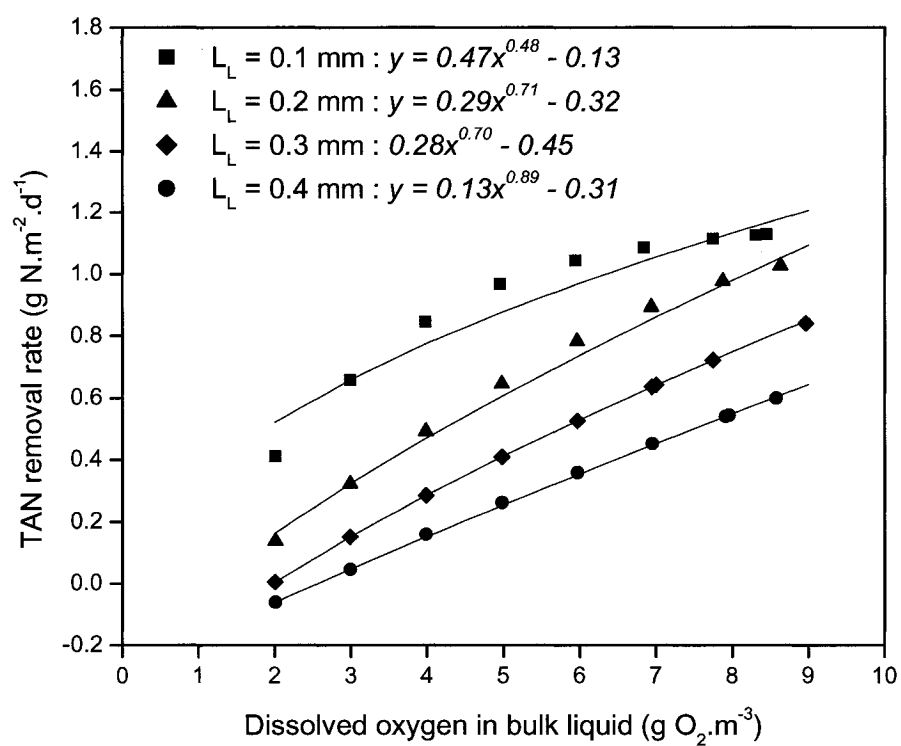


Figure 5.6 Sensitivity analysis of liquid layer on TAN flux at different dissolved oxygen concentrations

detachment, evidenced by TAN removal rates approaching zero at low temperature, is therefore more significant when attachment is reduced. It should be noted that it was not possible to calibrate BOD_5 removal by increasing the heterotrophic specific growth rate which points to the important role of attachment mechanisms in removing particulate BOD_5 in biofilm systems. This observation also indicates a difficulty in calibrating both particulate BOD_5 removal and TAN removal at the same time in the numerical model employed.

It should be noted that the difficulty in calibrating both BOD_5 removal and TAN removal at the same time was less severe when the dry matter content for the biofilm was set to a lower value (2.5% instead of 10%). Reducing dry matter content in the model had the effect of reducing the biofilm density. It is possible that the range of biofilm densities used in model calibration (8-10 g.m²) was too high to simulate real biofilm behaviour.

Calibrated model simulation results for the second MBBR are presented in Figures 5.8A, 5.8B and 5.8C. In order to achieve good calibration of the model, it was necessary to increase the attachment rate from the default value of 0.5 up to 1 m.d⁻¹. As in the case of the first MBBR, the model was able to predict TAN removal rates for the wetting and non-wetting phases (Figure 5.7C) as well as NO_{2+3} production rates (Figure 5.7C). Again the model overestimates BOD_5 removal rates, which was corrected by adjusting the attachment rate down to 0.1 m.d⁻¹ (Figure 5.8C). The effect on TAN removal rates was even more dramatic than when a low attachment rate was applied in the first MBBR.

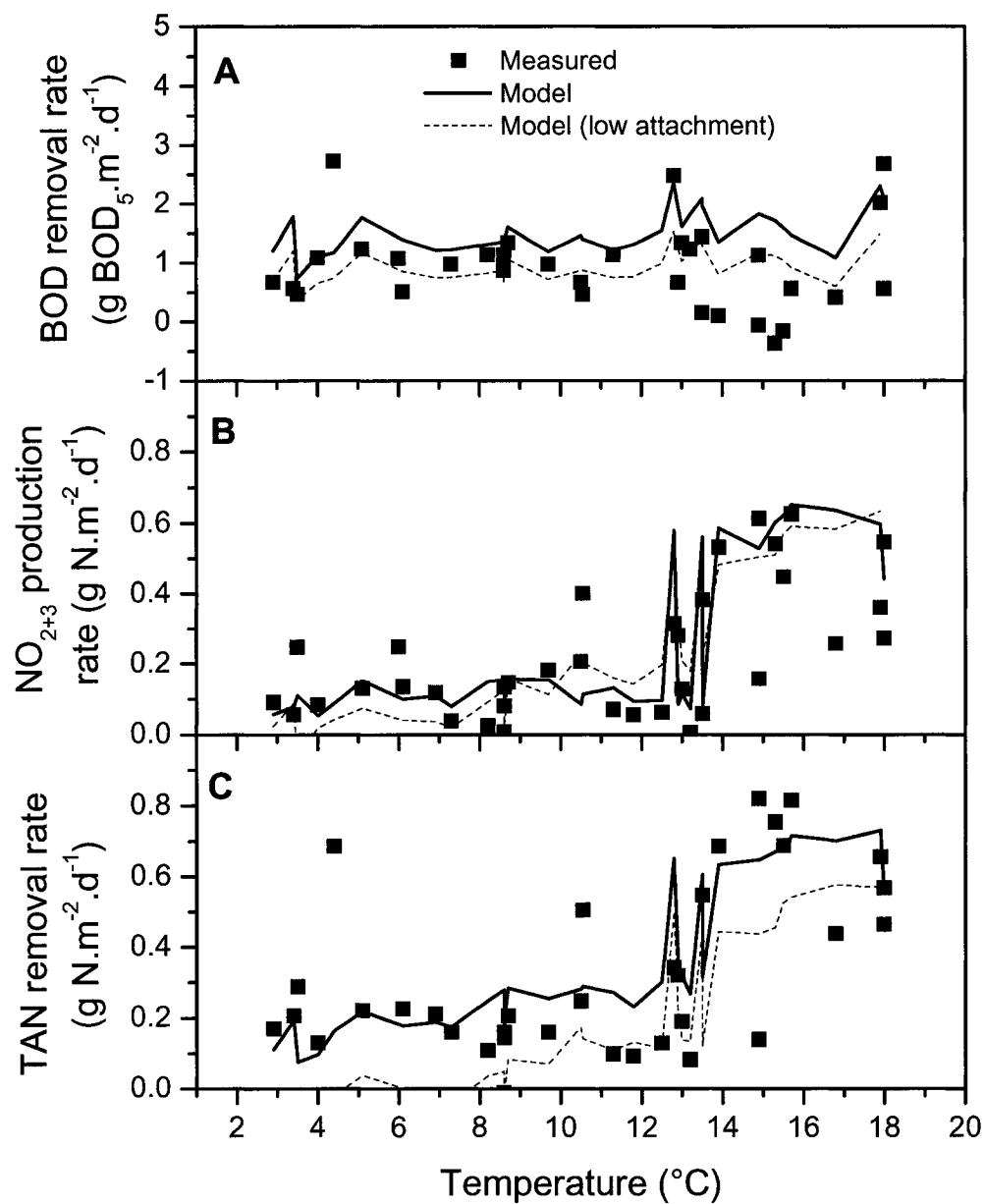


Figure 5.7 Calibrated numerical model predictions for the first MBBR

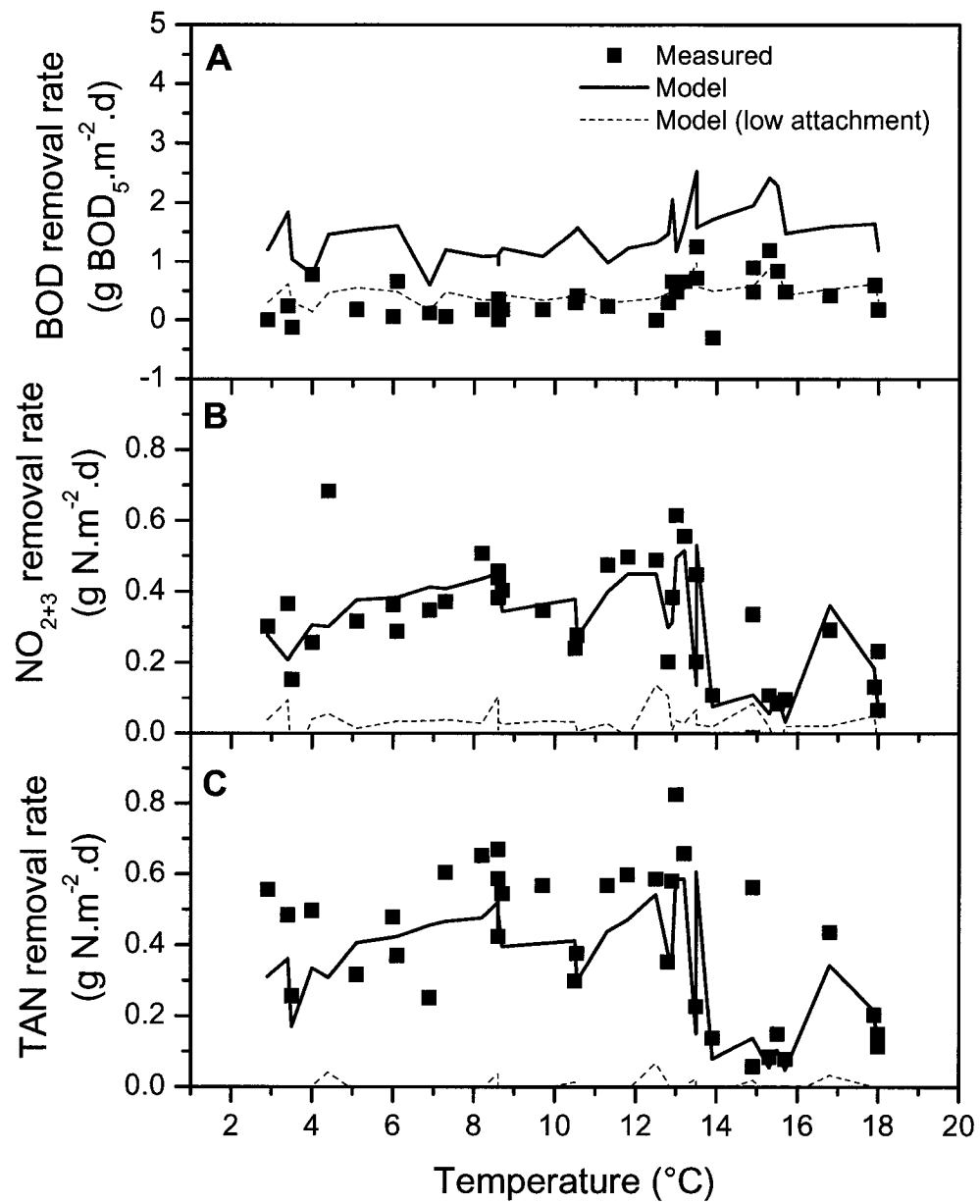


Figure 5.8 Calibrated numerical model predictions for the second MBBR

5.2.4.3 Nitrogen mass balances

Results of the analysis of the nitrogen mass balance are presented in Figures 5.9A, 5.9B, 5.9C, and 5.9D. The average values of TAN removal and NO_{2+3} production are presented in the Figure 5.9A and 5.9B. Figures 5.9C and 5.9D present the ratio of the difference between TAN removal and NO_{2+3} production and the BOD_5 removed. On average the difference between TAN removed and nitrite and nitrate produced was 0.15 and $0.05 \text{ N.m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ for the first and second MBBRs, respectively. Possible reasons for the difference between TAN removal and NO_{2+3} production are assimilation as a nutrient by heterotrophic bacteria, denitrification, stripping and, of course, error. The higher value measured in the first MBBR is likely due to the fact that there is greater BOD_5 removal in this reactor. The ratio between the difference in TAN removal and NO_{2+3} production rates and BOD_5 removal rates was calculated as $0.15 \text{ g N.}(\text{g BOD}_u)^{-1}$ which is slightly higher than the theoretical value of $0.102 \text{ g N.}(\text{g BOD}_u)^{-1}$. Conversion between BOD_5 and ultimate BOD (BOD_u) was based on a theoretical ratio of $0.67 \text{ g BOD}_5 (\text{g BOD}_u)^{-1}$. The difference between the measured and the theoretical value could be due to some denitrification occurring within the biofilm, as suggested by results of the numerical simulations, but is more likely due to experimental error. A ratio of $0.41 \text{ g N.}(\text{g BOD}_u)^{-1}$ was calculated for the second MBBR and it is quite likely that this high value is due to error because BOD_5 removal in the second MBBR was on average only $4 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-3}$, which is below the margin of error of the BOD_5 test (APHA, 2005).

5.2.4.4 MBBRs for lagoon upgrades

Modelling results indicate that there is more potential for optimizing TAN removal rates by minimizing BOD_5 load than by maximizing temperatures in the MBBR

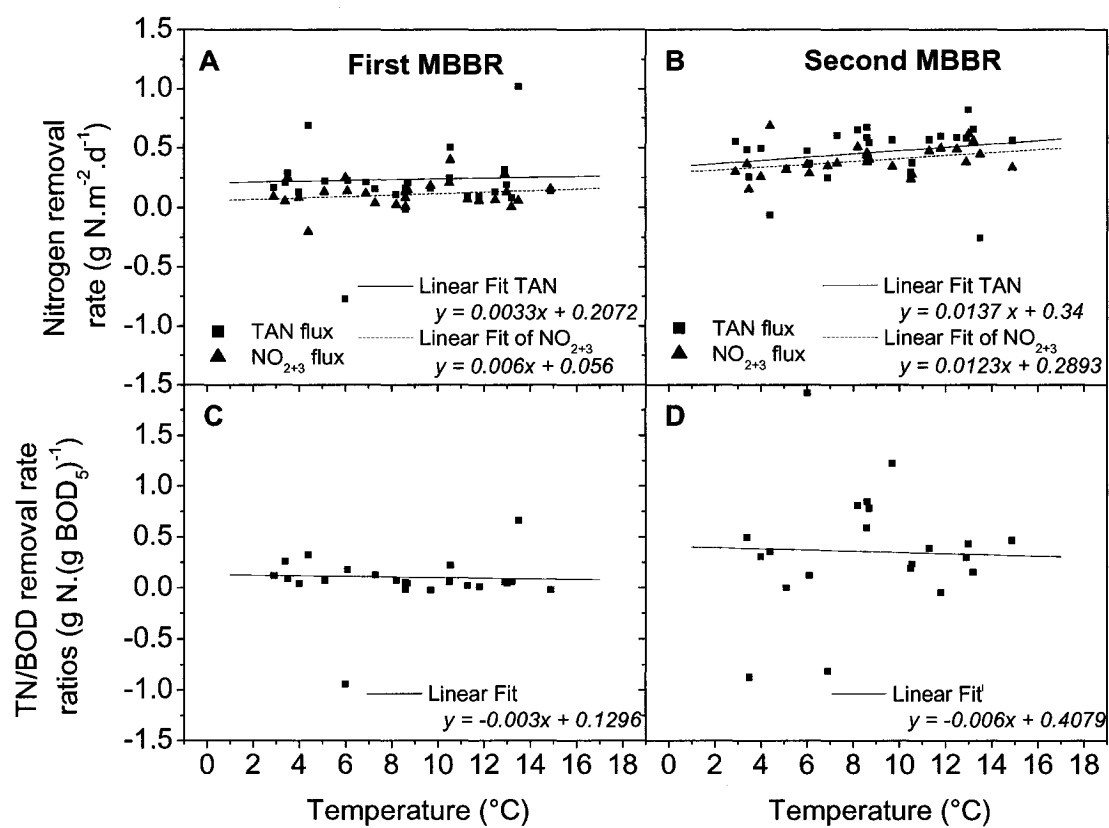


Figure 5.9 Analysis of nitrogen stoichiometry in MBBR1 and 2

system, at least for the temperature range of 3 to 18 °C measured over the course of the pilot-study. This suggests that there would be greater benefit to locating an MBBR system where BOD₅ loads are smaller, after the second, third or even the final lagoon, instead of after the first lagoon. It is unclear, however, how the MBBR system would respond to temperatures at the freezing point that are likely to be experienced in winter further downstream in the lagoon process. The empirical and numerical models presented in this paper were not used to predict the response of the MBBR system at temperatures at the freezing point because they have not been validated at such low temperatures.

Guidelines for the design of lagoons in Quebec recommend a winter design temperature of 0.5 °C in the first lagoon (MENV, 2001), which is consistent with temperatures measured in lagoons with HRTs on the order of 6 days or greater. The higher minimum temperature of 3 °C measured at the effluent of the first lagoon of the Sainte-Julie WWTP can be explained by its relatively short HRT of 3 days. Temperatures closer to the freezing point should be expected in lagoons operated at higher HRTs. Installing the MBBR system upstream of the first lagoon would be one way of avoiding difficulties associated with operating at temperatures below 3 °C ; however, higher BOD₅ loads would have to be taken into consideration during the design process.

A comparison of TAN removal performance for an MBBR system installed before and after the first lagoon is presented in Table 5.3. The purpose of this comparison is to show that it is possible to get similar TAN removal rates from an MBBR system installed before the first lagoon. Predictions were based on the empirical DO-limited model as this model gave the most reliable predictions. Calculations assume an average BOD₅ concentration at the influent and effluent of the first lagoon of 58 and 110 g BOD₅ m⁻³, respectively. BOD₅ load on the second MBBR is calculated based on the BOD₅ load to the first MBBR and a BOD₅ removal

rate of $1 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. It was necessary to assume a higher bulk liquid DO concentration for the case when the MBBR system was installed before the first lagoon in order to compensate for the higher BOD_5 load.

A scenario in which the MBBR system could be alternated between locations upstream in the lagoon process in winter and downstream in the lagoon process in summer might be the best way to reconcile the competing interests of maximizing reactor temperatures in winter and minimizing BOD_5 load year-round. This type of arrangement would be particularly adapted to lagoon installations with a wrap-around layout where the plant influent and effluent are adjacent to one another. Further operational flexibility could be gained by controlling DO concentrations in the bulk liquid as a function of BOD_5 and TAN loads. Staging of the MBBR with multiple aerobic reactors in series with DO feedback control to process blowers could also optimize where and when BOD_5 removal and nitrification takes place.

5.2.5 Conclusions

Good agreement between the DO-limited empirical model and measured TAN removal rates were observed for the first and the second MBBR except during the wetting phase when increased TAN removal rates in the first MBBR led to TAN limited conditions in the second MBBR. These observations confirm that DO is indeed limiting to TAN removal rates under normal operating conditions and that increased capacity could be obtained by increasing aeration. For TAN-limited conditions in the second MBBR, however, aeration could be reduced without impacting TAN removal rates.

Calibration of the numerical model was achieved by adjusting kinetic parameters and the attachment rate. It was also possible to calibrate the model by adjus-

Tableau 5.3 Comparison of MBBR system performance in winter conditions before and after first lagoon based on predictions with the empirical DO-limited model

Location	Minimum temperature °C	First MBBR		Second MBBR		Average TAN removal rate g N m ⁻² d ⁻¹
		BOD ₅ load g BOD ₅ m ⁻² d ⁻¹	TAN removal rate g N m ⁻² d ⁻¹	BOD ₅ load g BOD ₅ m ⁻² d ⁻¹	TAN removal rate g N m ⁻² d ⁻¹	
Before first lagoon	7	5.68	0.15 ¹	4.68	0.25 ²	0.20
After first lagoon	3	3	0.15 ¹	2	0.28 ³	0.22

¹Bulk liquid DO concentration of 3 g O₂ m⁻³

²Bulk liquid DO concentration of 8 g O₂ m⁻³

³Bulk liquid DO concentration of 6 g O₂ m⁻³

ting the biofilm's dry matter content. Measurements of the biofilm density would be necessary in order to achieve more conclusive results from model simulations. Comparisons of measured TAN removal rates and NO_{2+3} production rates indicate that significant nitrogen removal may be occurring due to denitrification inside of the biofilm.

The overall success of the pilot-study at the Sainte-Julie WWTP indicate that installing an MBBR system at the exit of the first lagoon could be a good solution to the problem of upgrading the plant for TAN removal. It is not certain, however, whether this approach would be as effective at lagoon installations where HRTs in the first lagoon are greater than 3 days. Winter temperatures in the effluent of such lagoons would likely be at temperatures closer to the freezing point which might be problematic for reactor performance and operation.

The installation of an MBBR system before the first lagoon was investigated using the empirical DO-limited model. Results indicate that similar TAN removal rates could be obtained in such a system if DO were maintained at $8 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ in the bulk liquid of the second MBBR.

At temperatures above 3°C , TAN removal was more highly dependant on BOD_5 load than temperature. There would seem to be an advantage, therefore, in installing MBBRs after the second, third or even fourth lagoon where BOD_5 loads are smallest. A scenario in which influent could be drawn from either the effluent of the first lagoon or another downstream lagoon, depending on the season, would seem to be an ideal way to balance the competing needs of reducing BOD_5 load and maximizing temperature in winter.

5.2.6 Acknowledgements

The authors thank Nicolas Plais who participated in the Sainte-Julie pilot-study as part of his Master's thesis work. The authors also thank Laura Marcolini of AnoxKaldnes for reviewing the manuscript, Spencer Snowling of Hydromantis for advice on using GPS-X and Imre Takacs of EnviroSim for his advice and critical remarks on modelling the MBBR process.

CHAPITRE 6

DISCUSSION GÉNÉRALE ET SYNTHÈSE

6.1 Contributions originales de la thèse

Le point de départ de ce projet de doctorat était d'expliquer le phénomène de la nitrification saisonnière observé dans les étangs aérés du Québec et de déterminer les facteurs qui le contrôlent. Ceci a été réalisé par le biais d'un modèle mécaniste qui a permis d'organiser sous forme mathématique les principaux processus biochimiques et physiques qui influencent la nitrification dans les étangs. Ce modèle a servi par la suite à réaliser des prédictions de la nitrification aux conditions d'opération des étangs aérés au Québec, notamment en fonction de la variation de la température, le TRH et les concentrations en OD. Deux articles scientifiques, présentés dans le Chapitre 4, présentent les résultats de simulation du modèle d'étang aéré développé avec les données de la STEP de Drummondville. Un troisième article, présenté à l'Annexe IV, a permis de valider le modèle avec les données des étangs de la municipalité de Terrebonne et de la Régie d'assainissement des eaux usées Terrebonne/Mascouche.

La compréhension du phénomène de la nitrification saisonnière et le modèle mécaniste ont permis d'évaluer des approches d'optimisation et l'intégration de nouvelles technologies visant l'amélioration de la nitrification. Ceci a mené à l'élimination et à l'ajout de certaines options, avant même de procéder à des essais sur le terrain. L'effet du régime hydraulique sur la nitrification saisonnière est présenté au Chapitre 3 « Modélisation hydraulique ». Les résultats de simulation des effets d'augmentation de l'aération et de bioaugmentation par un apport en bactéries

nitrifiantes sont présentés au Chapitre 4 « Nitrification par biomasse en suspension ». Finalement, les résultats d'une étude pilote d'un système à culture fixée sont comparés aux résultats de modélisation afin de faire des recommandations pour cette technologie au Québec dans le Chapitre 5 « Nitrification par biomasse en culture fixée ».

6.1.1 Nitrification en étangs par biomasse en suspension

Le phénomène de la nitrification saisonnière s'explique par le rapport entre le taux de croissance des bactéries nitrifiantes dans l'étang et le taux de lessivage à l'effluent qui varie en fonction de la température. Lorsque la température dans l'étang diminue en automne, ce rapport diminue jusqu'à ce que la concentration de biomasse nitrifiante dans l'étang devienne, à toute fin pratique, nulle. Le processus de nitrification reprend l'été suivant une fois que l'augmentation de la température permette un taux de croissance supérieur au taux de lessivage. Le délai de temps nécessaire pour la reprise de la croissance de la biomasse nitrifiante en été et le lessivage total en automne explique la raison pour laquelle le processus de nitrification est observé en automne mais pas en printemps, malgré des températures comparables dans les étangs.

L'OD a aussi un effet important sur le taux de nitrification, particulièrement à l'intérieur de la plage de 0 à 2 g O₂ m⁻³. Des concentrations insuffisantes en OD, attribuables à une surcharge en DBO₅ contenue dans l'affluent ou dans des boues, permet d'expliquer pourquoi la nitrification ne se produit pas dans certains étangs en été, malgré des températures favorables. Il serait donc possible de prolonger la période de nitrification en été et en automne en augmentant la concentration d'OD dans certaines STEP d'étang aérés mais pas en hiver, ni au printemps.

La digestion des boues au fond d'un étang a été modélisée par un simple modèle du premier ordre. Ceci a permis de modéliser le relargage d'azote ammoniacal des boues dans l'étang. Les résultats de modélisation indiquent que le relargage des boues a un effet important sur la concentration d'azote ammoniacal à l'effluent d'un étang à l'année longue. Cependant, l'effet serait particulièrement important en début d'été lorsque les températures plus élevées permettent une digestion des boues accumulées pendant l'hiver.

La prolongation de la période de nitrification par ajout de bactéries nitrifiantes dans un étang (bioaugmentation) a été simulée. Les prédictions du modèle indiquent que, théoriquement, la bioaugmentation permettrait de prolonger de façon significative la période de nitrification en printemps et en automne. Cependant, l'effet de la bioaugmentation serait plus important en printemps alors que la bioaugmentation en automne nécessiterait l'ajout ponctuel de grandes quantités de biomasse, dont les coûts à long terme risqueraient d'être très importants.

6.1.2 Effet du régime hydraulique sur la nitrification

Des essais de traçage réalisés à la STEP de Drummondville ont permis de valider que le régime hydraulique des étangs de cette station est proche de complètement mélangé. La modification du régime hydraulique, par installation de chicanes, a été simulée avec le modèle en divisant le volume en plusieurs cellules. Ces simulations ont été entreprises parce que les opérateurs envisageaient installer des chicanes pour optimiser l'enlèvement de la DBO_5 . En vue des futures exigences de rejet pour l'azote ammoniacal, il a été jugé opportun de prédire l'effet que ces interventions pourraient avoir sur la nitrification.

Les résultats de simulations ont permis de conclure que le régime hydraulique du

type complètement mélangé favorise la rétention de la biomasse dans l'étang et que la division du volume en plusieurs cellules pourrait nuire à la nitrification dans l'étang. Ceci s'explique par la recirculation interne favorisée par le mélange dans l'étang et qui serait inhibée par la présence de chicanes. À la limite, pour un régime à écoulement piston, la biomasse nitrifiante s'accumulerait à des concentrations significatives seulement à la fin de l'étang d'où il serait perdu à l'effluent. Toutefois, le modèle employé n'a pas tenu compte de l'effet que l'installation de chicanes pourrait avoir sur l'enlèvement de la DBO_5 ou l'accumulation des boues, phénomènes qui pourraient avoir un effet positif sur la nitrification dans les étangs en aval du procédé.

6.1.3 Nitrification par biomasse en culture fixée

Les résultats d'une étude à échelle pilote d'un procédé RBLM installé après le premier étang de la STEP de Sainte-Julie ont été modélisés avec des modèles empiriques adaptés de la littérature ainsi qu'un modèle mécaniste commercial. Les résultats ont validé ces modèles pour une application similaire aux conditions de l'essai pilote de Sainte-Julie et les facteurs limitant au processus ont été identifiés.

Les principaux facteurs pris en compte dans les modèles empiriques et mécaniste étaient la température, l'OD et l'azote ammoniacal dans le milieu liquide et la charge organique sur le réacteur. Les résultats de modélisation ont démontré que, pour des concentrations d'azote ammoniacal dans le milieu liquide supérieures à 2 g N m^{-3} , le taux de nitrification serait limité par l'OD dans le milieu liquide suivant une relation du premier ordre. Il serait donc possible d'optimiser les taux de nitrification en ajustant le taux d'aération au réacteur. À des concentrations d'azote ammoniacal inférieures à 2 g N m^{-3} , cependant, celui-ci devient un paramètre limitant à la nitrification et il n'y a donc aucun intérêt à augmenter l'OD.

La charge en DBO_5 sur le réacteur a également un effet important sur les taux de nitrification en raison de son influence sur la disponibilité de l'OD dans le biofilm. L'installation de réacteurs RBLM en aval des étangs aérés est donc une bonne façon de maximiser les taux de nitrification du procédé RBLM, tout en exploitant la capacité d'enlèvement de la DBO_5 des étangs aérés.

Le principal inconvénient de l'installation d'un procédé RBLM en aval d'étangs aérés au Québec est que, même si les charges organiques y sont inférieures, ces procédés sont soumis à des températures d'opération plus faibles par temps froid, de par l'emplacement du réacteur. Les résultats de modélisation ont permis de conclure que le gain sur le procédé RBLM est toutefois plus bénéfique en minimisant les charges en DBO_5 qu'en maximisant la température, du moins jusqu'à une température seuil d'environ 3°C . Il y aurait donc avantage à installer un réacteur RBLM après le dernier étang, plutôt qu'après le premier étang, à des températures d'opération supérieures à cette température seuil afin de maximiser les taux de nitrification au sein du réacteur. À des températures inférieures à la température seuil, par contre, la nitrification dans le réacteur serait probablement inefficace.

Dans des STEP d'étangs aérés opérés à des TRH de plus de 20 jours, la température dans l'effluent du premier étang est régulièrement à $0,5^\circ\text{C}$ par temps froid. L'installation d'unités RBLM à la sortie du premier étang ne serait donc pas une solution à la nitrification en hiver. Dans ce cas, il serait possible de réaliser la nitrification dans des réacteurs RBLM en amont du premier étang, où la température en hiver est autour de 10°C , si la charge organique n'y était pas trop élevée. L'opération d'un premier réacteur pour enlever la DBO_5 et un second réacteur pour la nitrification constitue une approche intéressante.

6.2 Validité des hypothèses scientifiques originales

La validité des conclusions et recommandations développées dans le cadre de cette thèse dépend de la validité des hypothèses scientifiques originales de modélisation énoncées dans la section 1.3.2 de l'introduction. Dans le cadre de cette thèse, une hypothèse est considérée valide si elle fournit la plus simple explication possible du phénomène d'intérêt.

6.2.1 Nitrification saisonnière

Les conclusions concernant le phénomène de la nitrification saisonnière sont basées sur l'hypothèse que le milieu liquide d'un étang agit comme un réacteur complètement mélangé et que les réactions biochimiques importantes sont pareilles que celles d'un procédé de boues activées. L'hypothèse que le milieu liquide agit comme un réacteur complètement mélangé néglige donc l'effet que les zones mortes et les courants préférentiels pourraient avoir sur la concentration d'azote ammoniacal à l'effluent d'un étang. L'hypothèse du réacteur complètement mélangé néglige également l'effet que la décantation pourrait avoir sur le temps de résidence des bactéries nitrifiantes dans le milieu liquide. De la même façon, l'hypothèse concernant les réactions biochimiques d'importance néglige l'effet que l'activité des algues, des protozoaires et des planctons ainsi que le processus de la volatilisation pourraient avoir sur l'enlèvement de l'azote ammoniacal.

La validité de ces hypothèses a été établie en comparant les résultats de simulation d'un modèle basé sur les hypothèses citées ci-dessus au phénomène de la nitrification saisonnière tel que observé à une STEP d'étangs aérés. Puisque le modèle arrivait à simuler le phénomène observé, il est conclu que les hypothèses sont valides.

6.2.2 Relargage d'azote ammoniacal des boues

Les conclusions concernant l'apport des boues à la charge en azote ammoniacal dans l'étang sont basées dans un premier temps sur l'hypothèse que la digestion des boues est un processus du premier ordre qui dépend de la température selon une relation d'Arrhenius. Cette hypothèse néglige l'importance d'autres facteurs qui pourraient avoir une influence sur le taux de digestion et de relargage des boues. La concentration d'une biomasse catalyseur des réactions de digestion serait un exemple de facteur qui pourrait avoir une telle influence. Négliger l'effet de cette biomasse dans le modèle serait justifié si elle n'affichait pas de variation dans le temps. L'effet de cette biomasse, ainsi que l'effet d'autres facteurs constants non-identifiés dans le modèle, seraient tenu en compte dans la valeur calée du coefficient du premier ordre.

L'hypothèse que la digestion des boues est un processus du premier ordre est considérée valide dans le contexte de ce projet parce qu'elle permet de caler un modèle de l'accumulation des boues avec seulement deux paramètres : le taux spécifique de digestion et le coefficient de la température.

Les conclusions concernant l'apport des boues à la charge d'azote ammoniacal dans l'étang dépendent également de la validité de l'hypothèse que la zone des boues agit comme un réacteur complètement mélangé. Par conséquent, l'effet de la stratification des boues et notamment de la résistance au transport due à la diffusion à travers l'épaisseur de la couche des boues ne sont pas tenus en compte dans la modélisation. Cette hypothèse a été considérée valide puisque les phénomènes d'intérêt relatifs au relargage d'azote ammoniacal des boues prennent place sur une échelle-temps de semaines et de mois. Ceci est considéré suffisamment de temps pour permettre le processus de diffusion d'atteindre un régime quasi-permanent.

Finalement, les hypothèses concernant la digestion des boues et le relargage de l'azote ammoniacal ont été considérées valides parce qu'elles permettent d'atteindre les objectifs du projet. L'effet de l'accumulation des boues sur les concentrations d'azote ammoniacal à l'effluent d'un étang a été calculé, de façon approximative, avec un minimum d'information quant à la composition et l'activité biochimique des boues.

6.2.3 Effet des chicanes sur la nitrification

L'hypothèse que l'installation de chicanes aurait un effet favorable sur la nitrification saisonnière a été réfutée avec des résultats de simulation du modèle mécaniste présenté dans le Chapitre 4.

Le modèle employé dans le Chapitre 4 a permis d'évaluer l'effet de chicanes sur la nitrification dû à la croissance et la dégradation des bactéries nitrifiantes, le lessivage à l'effluent de l'étang et la rétention de la biomasse due au mélange dans l'étang. Cependant, le modèle employé ne tient pas compte de l'effet positif que les chicanes pourraient avoir sur la disponibilité de l'OD. Par exemple, l'installation de chicanes pourrait améliorer l'enlèvement de la DBO_5 en amont du procédé créant ainsi des meilleures conditions pour la nitrification en aval du procédé. Des chicanes pourraient également servir comme support à une biomasse nitrifiante à culture fixée qui ne serait pas influencée par le lessivage à l'effluent de l'étang. Les conclusions concernant l'effet des chicanes sur la nitrification seraient donc remises en question s'il était démontré que des effets bénéfiques, tels que ceux cités ci-dessus, étaient plus importants que les effets nuisibles.

6.2.4 Effet de l'aération sur la nitrification saisonnière

L'hypothèse que l'augmentation de l'aération aurait l'effet de prolonger la période de nitrification en été et automne a été vérifiée avec les résultats de simulation du modèle mécaniste présenté dans le Chapitre 4. La validité de cette hypothèse est limitée au scénario que le seul effet important d'augmenter l'aération serait d'augmenter les concentrations d'OD dans l'étang.

Des résultats d'expériences menées à la STEP de la ville de Drummondville suggèrent que des effets secondaires reliés à l'augmentation de l'aération seraient une augmentation du brassage des boues entraînant plus de relargage de la DBO_5 et de l'azote ammoniacal des boues. Cette hypothèse serait donc réfutée en démontrant que le brassage des boues dû à l'augmentation de l'aération aurait un effet nuisible sur la nitrification.

6.2.5 Emplacement d'un RBLM

L'hypothèse que le meilleur emplacement d'un RBLM serait entre le premier et le deuxième étang a été vérifiée avec un modèle empirique développé spécifiquement pour le procédé RBLM. Ce modèle permet de calculer le taux de nitrification en fonction de la température, la concentration d'OD et d'azote ammoniacal dans le milieu liquide du réacteur et la charge en DBO_5 . Une des faiblesses de ce modèle est qu'il ne distingue pas entre l'effet de la DBO_5 rapidement et lentement biodégradable. La différence pourrait être importante puisque la fraction de la DBO_5 qui est rapidement biodégradable serait plus importante en amont du premier réacteur qu'en aval.

Le modèle empirique utilisé pour vérifier cette hypothèse a été validé avec des

résultats d'opération d'un RBLM situé en aval du premier étang de la STEP de Sainte-Julie mais pas en amont. Les conclusions quant au meilleur emplacement d'un RBLM seraient remises en questions s'il était démontré que le modèle empirique n'était pas valide pour les conditions en amont du premier étang.

6.3 Pertinence des résultats de la thèse

La pertinence des résultats de cette thèse s'inscrit dans le cadre de la problématique de la toxicité des effluents au Québec énoncée dans la Politique nationale de l'eau, plus spécifiquement sur la façon de réduire la toxicité des effluents des STEP des étangs aérés (MENV, 2002). Les résultats de cette thèse permettent, entre autre, de répondre à la question : pourquoi ces infrastructures ne visent-elles pas la pollution azotée ? Ceci nous amène au débat d'actualité quant à la meilleure façon de mettre à jour ces STEP.

6.3.1 Optimisation des étangs aérés

Il serait possible de prolonger la période de nitrification dans les étangs aérés où l'activité nitrifiante serait limitée par la disponibilité de l'OD en été et en automne, mais pas en printemps ni en hiver. Cette approche ne permettrait donc pas de répondre à la problématique des rejets en azote ammoniacal à l'année longue mais pourrait constituer une solution adéquate si la période sur laquelle serait imposée des futures exigences de rejets n'incluait pas l'hiver. En effet, le projet d'avis (2003) antérieure à la publication de la ligne directrice (2004) ciblait, pour le contrôle des rejets d'ammoniac, la période du 1^{er} juin au 30 septembre (Environnement Canada, 2003 ; 2004). Par ailleurs, certaines villes américaines ont des exigences de rejets pour l'azote ammoniacal spécifiques aux mois de l'été et d'automne (Zimmerman

et al., 2003).

Une augmentation de l'OD dans les étangs permettrait, dans certains cas, de pallier au problème des rejets d'azote ammoniacal. Toutefois, l'augmentation de l'aération dans les étangs pourrait avoir des effets secondaires indésirables, notamment lié au brassage dans l'étang ce qui favoriserait le relargage de la DBO_5 et de l'azote ammoniacal contenues dans les boues.

6.3.2 Bioaugmentation

La bioaugmentation par ajout de bactéries nitrifiantes dans les étangs a également été reconnue comme une alternative possible pour prolonger la période de nitrification. Cette approche nécessiterait l'ajout ponctuel d'une grande quantité de biomasse qui ne serait pas bien adaptée à la nitrification en période hivernale. Toutefois, dans certains cas cette alternative pourrait s'avérer efficace, notamment pour accélérer le processus au début de la période de nitrification, soit en été et au printemps.

6.3.3 Modifications hydrauliques

Le rôle du régime hydraulique proche du type complètement mélangé dans le maintien de la biomasse nitrifiante au sein des étangs a été identifié dans le Chapitre 3. L'installation de chicanes pour améliorer l'enlèvement de la DBO_5 et des coliformes est un exemple d'intervention dans les étangs qui serait susceptible d'affecter l'écoulement et risquerait d'entraîner un impact négatif sur la nitrification. On note que pour des étangs où la nitrification serait assurée par des systèmes à culture fixée ou alimentés par bioaugmentation, ce type de problème ne serait pas rencontré. Par ailleurs, cette conclusion suggère qu'il serait possible d'améliorer la nitrification par

l'intégration d'un système de recirculation de l'effluent ou des boues, ce qui aurait pour effet de transformer les étangs en procédé semblable aux boues activées.

6.3.4 Procédés à culture fixée

Les procédés de nitrification par biomasse en culture fixée se prêtent bien à la mise à jour des STEP d'étangs aérés parce qu'ils permettent de contourner le problème lié au lessivage de la biomasse à l'effluent des étangs. L'étude pilote menée à la STEP de Sainte-Julie indique, d'ailleurs, que cette approche permettrait de pratiquer la nitrification en période hivernale. Le problème réside toutefois dans le choix de l'emplacement de ces réacteurs dans le procédé de lagunage. En effet, positionné en aval des étangs, la faible charge en DBO_5 sur les réacteurs ne suscite pas de compétition pour l'OD ce qui est favorable à la nitrification. Par contre, les températures en hiver y sont plus faibles ce qui limite l'activité nitrifiante. Au contraire, lorsque le procédé à culture fixée se situe en amont des étangs, on profite de températures plus clémentes en hiver et donc propice à la nitrification, par contre la charge en DBO_5 y est plus élevée. La validation des modèles empiriques et mécanistes du procédé RBLM, présentée dans le Chapitre 5, fournit des outils pour évaluer l'emplacement idéal de ce type de réacteur.

6.4 Intégration des résultats

Le choix de l'approche de la mise à niveau des STEP d'étangs aérés au Québec devrait être effectué selon les exigences de rejet prescrites pour l'azote ammoniacal, particulièrement en fonction de la période saisonnière qui lui serait imposée de respecter. L'approche retenue devrait également être compatible par rapport aux exigences de rejet existantes pour la DBO_5 , les coliformes fécaux et le phosphore

total ainsi. Finalement, l'approche à la mise à jour des STEP devrait également laissée suffisamment de flexibilité afin de répondre aux besoins éventuels d'augmenter la capacité des STEP en fonction de la croissance démographique.

6.4.1 Exigence de rejet imposée pour la période estivale

Dans le cas où une exigence serait imposée seulement pour une période limitée en été ou en automne, l'une des deux options suivantes pourrait être retenue pour mettre certaines STEP en norme : l'optimisation de l'aération ou la vidange des boues. Dans d'autre cas, la bioaugmentation pourrait être une approche peu coûteuse pour accélérer la période de nitrification au printemps.

6.4.2 Exigence de rejet imposée à l'année longue

Dans le cas où l'exigence de rejet serait imposée à l'année longue, il serait nécessaire d'installer un procédé adapté à la nitrification en eau froide. Le procédé évalué dans le cadre de cette thèse est le procédé à culture fixée RBLM. D'autres procédés à culture fixée pourraient également permettre de respecter une exigence imposée à l'année longue. On note par exemple les procédés de biofiltration ou l'installation de supports favorisant la croissance d'une biomasse à culture fixée directement dans l'étang. La recirculation de la liqueur mixte ou des boues pourrait aussi être une solution intéressante puisque ceci permettrait d'éviter le problème du lessivage des bactéries nitrifiantes. Ce genre de solution constituerait, en effet, une conversion de l'étang en procédé de boues activées.

Toutefois, mêmes les procédés adaptés à la nitrification en eau froide nécessitent des températures au dessus de 3 à 5°C pour assurer une performance efficace. L'installation d'un réacteur à culture fixée en aval du premier étang a été proposée

afin de profiter de l'enlèvement de la DBO_5 dans le premier étang. Ceci serait problématique, par contre, à des STEP où la température de l'effluent du premier étang est inférieure à 3°C en hiver. Une façon de contourner ce problème serait d'installer un réacteur à culture fixée de telle façon qu'il puisse être alimenté de l'affluent de la STEP en hiver et de l'effluent du premier, deuxième ou même le dernier étang pendant le reste de l'année. Cette approche serait bien adaptée aux STEP où l'affluent et l'effluent de la station sont adjacents et permettrait de profiter d'une charge en DBO_5 réduite pendant une bonne partie de l'année tout en respectant les exigences de rejets en hiver. De la même façon, la conversion du premier étang en procédé de boues activées ne permettrait pas de nitrifier en hiver si la température de l'eau dans le bassin était à $0,5^\circ\text{C}$. Afin de maintenir des températures suffisamment élevées pour nitrifier dans un procédé de boues activées, le volume du premier étang devrait être diminué afin de limiter le TRH et, par conséquent, ses pertes thermiques en hiver.

Puisque la nitrification en culture fixée nécessitent généralement des faibles charges organiques, ce genre de procédés de nitrification installés en amont du premier étang devrait enlever la DBO_5 ainsi que l'azote ammoniacal. Les étangs en aval d'un tel procédé recevraient donc des charges relativement faibles en DBO_5 ainsi qu'en azote ammoniacal. Dans ces cas, le rôle des étangs en aval du procédé de nitrification serait surtout pour le polissage de l'effluent. On note particulièrement la capacité des étangs pour abattre les coliformes fécaux et la décantation des matières particulaires. Il serait important, toutefois, d'assurer que les étangs en aval de la STEP ne jouent pas un rôle nuisible de par le relargage de la DBO_5 et des nutriments des boues ou par la croissance excessive des algues en été.

6.4.3 Rôle de la modélisation

Tel que présenté dans le Chapitre 3, des modifications visant l'amélioration de l'enlèvement d'un polluant peuvent avoir des effets nuisibles sur l'enlèvement d'un autre polluant. Toute modification à la STEP visant l'amélioration d'un paramètre devrait donc être évaluée par rapport aux conséquences pour tous les autres paramètres d'intérêts. Le modèle mécaniste développé dans le cadre de ce projet s'avère donc un outil intéressant pour évaluer différents scénarios de mise à jour de par sa capacité de tenir en compte les interactions entre les différents processus et paramètres du modèle.

CHAPITRE 7

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

7.1 Nitrification dans les étangs aérés au Québec

Les procédés d'étangs aérés au Québec ne sont pas adaptés à l'enlèvement de l'azote ammoniacal parce que les conditions par temps froid ne sont pas propices au maintien de la biomasse nitrifiante dans les étangs. La croissance des bactéries nitrifiantes dans les étangs est seulement favorable pendant la période restreinte de l'été lorsque les températures plus élevées permettent des taux de croissance supérieurs au taux de lessivage à l'effluent.

Des essais de traçage réalisés dans les étangs de la STEP de Drummondville confirment que le régime hydraulique de ces étangs est plus proche du type complètement mélangé que du type piston et qu'il y existe par ailleurs des courants de court-circuitage. Le mélange dans l'étang favorise la recirculation interne de la biomasse nitrifiante et permet donc d'atténuer l'effet du lessivage à l'effluent. L'installation de chicanes qui créerait des conditions plus proche d'un écoulement piston, efficace pour améliorer l'enlèvement de la DBO_5 et des coliformes fécaux, risquerait donc de nuire à la nitrification.

L'accumulation des boues a un effet significatif sur la charge en azote ammoniacal dans un étang. Les résultats de modélisation indiquent que l'effet serait particulièrement important en début de l'été lorsque le réchauffement des boues accumulées pendant l'hiver permet des taux de digestion plus élevés.

Il est possible de prolonger la période de nitrification en été et en automne en

augmentant les concentrations d'OD dans les étangs. Ceci serait particulièrement souhaitable pour les STEP très peu performantes en été en termes de nitrification. Cependant, l'augmentation de l'aération pourrait entraîner des effets secondaires indésirables tels que l'augmentation du taux de relargage de la DBO_5 et de l'azote ammoniacal des boues.

La bioaugmentation par ajout ponctuel de bactéries nitrifiantes permettrait en théorie de prolonger la période de nitrification, particulière au début de l'été, sans toutefois assurer la nitrification en hiver.

Des réacteurs à culture fixée, tel que du type RBLM ou biofiltre, installés entre des étangs permettraient d'assurer la nitrification à des températures aussi faibles que 3 à 5 °C puisque la biomasse nitrifiante serait retenue sur des supports. La température minimale à laquelle ces procédés peuvent opérer, toutefois, n'a pas été établie.

Les meilleurs emplacements pour positionner ces réacteurs seraient en aval des étangs, pour minimiser les charges en DBO_5 , et en amont des étangs pour maximiser les températures en hiver. Des modèles empiriques et mécanistes ont été validés et indiquent qu'il serait plus favorable pour la nitrification de minimiser la charge en DBO_5 sur un RBLM que de maximiser la température, du moins pour des températures supérieures à la température minimale.

7.2 Recommandations pour travaux futurs de recherche

7.2.1 Conversion du début du premier étang en procédé de boues activées

Étant donné l'importance des pertes thermiques des étangs aérés et l'influence que cela exerce sur les possibilités de nitrification, il est recommandé d'étudier le potentiel de convertir une portion du début du premier étang en procédé de boues activées. Cette étude devrait d'abord passer par une modélisation thermique pour identifier le TRH maximal de cette zone qui permettrait de maintenir une température adéquate pour la nitrification en hiver. La possibilité de couvrir la surface de cette zone pour réduire les pertes thermiques à l'atmosphère pourrait également être étudiée. La performance de cette zone pourrait être prédite en fonction de la température et la charge organique en utilisant un modèle de boues activées. Enfin, les meilleures approches pour cloisonner une zone dans le premier étang et, notamment, la faisabilité de réaliser une décantation et recirculation des boues sans modifications trop majeures à la STEP devrait être étudiées.

7.2.2 Caractérisation de l'effet des boues sur la qualité de l'effluent

Le rôle des boues dans le relargage de la DBO_5 , des MES et de l'azote ammoniacal devrait jouer un rôle dans le processus de décision pour positionner des réacteurs à culture fixée. Les résultats de simulation présentés au Chapitre 4 démontrent que la charge en azote ammoniacal provenant des boues a un effet quantifiable sur la concentration d'azote ammoniacal à l'effluent de la STEP. Il y a donc un risque qu'une STEP avec nitrification en amont des étangs ne rencontre pas ses exigences de rejets à cause de l'azote ammoniacal relargué par les étangs en aval. Une étude

de l'évolution de la composition des boues dans le temps et l'effet de celles-ci sur la charge en azote ammoniacal et en DBO_5 dans l'étang permettrait de mieux quantifier le risque que cela pose.

Il est recommandé de prélever des boues du fond des étangs et de fractionner la DCO de ces boues en laboratoire par technique de respirométrie. L'évolution de la composition des boues seraient suivie entre le début et la fin de l'étang (espace) et au cours de l'année (temps). Ceci permettrait de mieux caractériser l'activité des boues, l'impact qu'elles ont sur la qualité de l'effluent ainsi que d'évaluer l'intérêt de vidanger les boues des étangs.

7.2.3 Calage du modèle mécaniste pour l'enlèvement de la DBO_5

Le modèle mécaniste présenté au Chapitre 4 permet de faire le lien entre plusieurs processus biochimiques et physiques. Ce modèle a un potentiel inexploité notamment quant à la modélisation de l'enlèvement de la DBO_5 et l'influence du relargage de la DBO_5 des boues sur la disponibilité de l'OD dans un étang. Cet aspect du modèle pourrait être développé davantage afin de pouvoir recommander des stratégies d'optimisation de l'aération dans les étangs. Afin de fournir plus de données pour le calage de ce modèle, il est recommandé de mesurer le profil de DBO_5 et d'OD à travers un étang à des intervalles régulières de l'année.

7.2.4 Caractériser le degré de court-circuitage dans les STEP d'étangs aérés

Les résultats d'études de traçage présentés dans le Chapitre 3 permettent d'identifier qu'il existe du court-circuitage dans le premier et le dernier étang de la STEP de Drummondville. Ce court-circuitage a été associé à un courant qui contourne

le périmètre de l'étang et évite ainsi le volume principal de l'étang. Ceci suggère qu'une chicane conçue uniquement pour bloquer ce courant permettrait d'améliorer la performance du traitement. Il est recommandé de réaliser des essais de traçage pour identifier s'il existe vraiment un court-circuitage important au niveau de la STEP qui justifierait l'installation de chicanes. Ceci nécessiterait une injection de traceur à l'affluent de la STEP et un suivi intensif du traceur à l'effluent le temps nécessaire pour identifier quelle fraction du traceur est associée à du court-circuitage. La vitesse et la direction du vent devrait également être suivies pendant la période de suivi puisque celui-ci peut avoir une influence importante sur le court-circuitage.

7.2.5 Caractérisation des cinétiques de nitrification à températures faibles

Des coefficients de température tirés de la littérature ont été appliqués pour prédire l'effet de la température sur la nitrification. Cependant, ces coefficients ne sont pas valides pour des températures en dehors de la plage de 5 à 25 °C . Afin de pouvoir prédire le potentiel de nitrification à températures froides, il serait souhaitable de caractériser les cinétiques de nitrification à des températures inférieures à 5 °C.

RÉFÉRENCES

- ANDERSSON, A., LAURENT, P., KIHN, A., PRÉVOST, M., SERVAIS, P. (2001) Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment. *Water Research* 35(12), 2923-2934.
- APHA, AWWA, WEF. (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21^e édition. Maryland : American Public Health Association.
- AGUNWAMBA, J.C., EGBUNIWE, N., ADEMILUYI, J.O. (1992) Prediction of the dispersion number in waste stabilisation ponds. *Water Research* 26(1), 85-89.
- ANDREWS, J.F. (1969) Dynamic model of the anaerobic digestion process. *Journal of the Sanitary Engineering Division ASCE* 95(1), 95-116.
- AXOR Experts-Conseils Inc. (2005) Projet de recherche et de développement - Réduction de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés. Rapport préparé pour la Régie d'assainissement des eaux usées Terrebonne / Mascouche, 132 p. + annexes.
- BALÉO, J.-N., HUMEAU, P., LE CLOIREC P. (2001) Numerical and experimental hydrodynamic studies of a lagoon pilot. *Water Research.*, 35(9). 2268-2276.
- BARTER, P.J. (2003) Investigation of pond velocities using dye and small drogues : a case study of the Nelson City waste stabilisation pond. *Water Science and Technology.*, 48(2). 145-151.
- BÉLAND, Y., BLANCHARD, B., JALBERT, J.-M. (1994) Accumulation des boues biologiques dans les étangs aérés. 17^e *Symposium international sur le traitement des eaux usées*. AQTE. 15-17 novembre à Montréal.
- CANADA GAZETTE (2003) Part I, ORDER 2003-87-03-02, June 7th, 2003, Proposed Notice Requiring the Preparation and Implementation of Pollution Prevention Plans for Ammonia Dissolved in Water, Inorganic Chloramines and Chlorinated Wastewater Effluents.

- CEHQ (2005) Rivière des Mille Îles : Étude des solutions de soutien des étiages critiques. Centre d'expertise hydrique du Québec, gouvernement du Québec. ISBN 2-550-45153-8.
- CHABIR, D., OUARGHI, H.E., BROSTAUX, Y., VASEL, J.L. (2000) Some influences of sediments in aerated lagoons and waste stabilization ponds *Water Science and Technology*, 42(10-11). 237-246.
- CORMIER, I. (2005a) New Process Upgrades, Improves Lagoon System Treatment. *Water and Wastewater International*, November 2005.
- COX, C.D. (2004) Statistical Distributions of Uncertainty and Variability in Activated Sludge Model Parameters. *Water Environment Research*, 76(7). 2672-2685.
- CRAGGS, R.J., TANNER, C.C., SUKIAS, J.P., DAVIES-COLLEY, R.J. (2000) Nitrification potential of attached biofilms in dairy farm waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, 42(10-11). 195-202.
- CURTIS, T.P., MARA, D.D., DIXO, N.G.H, SILVA, S.A. Light penetration in waste stabilization ponds. *Water Research*, 28(5). 1031-1038.
- CURTIS, T.P., MARA, D.D., SILVA, S.A. The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds : implications for research and design. *Water Science and Technology*, 26(7-8). 1729-1738.
- DANCKWERTS, P.V. (1953) Continuous flow systems : Distribution of residence times. *Chemical Engineering Science*, 2(1). 1-13.
- DELATOLLA, R.A., BABARUTSI, S. (2005) Parameters affecting hydraulic behavior of aerated lagoons. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, October 2005. 1404-1413.
- DESJARDINS, M.-A., CORMIER, J., HOUWELING, D., COMEAU, Y. (2005) Modélisation de l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés. *Vecteur Environnement*, 38(2). 30-40.

- DESJARDINS, M.A., BRIÈRE, F.G. (1994) Caractérisation de boues d'étangs aérés facultatifs. *Science et technique de l'eau*, 27(4). 45-56.
- DOCHAIN, D., GREGOIRE, S., PAUSS, S., SCHAEGER, M. (2003) Dynamical modelling of a waste stabilisation pond. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 26(1). 19-26.
- DOREGO, N.C., LEDUC, R. (1996) Characterization of hydraulic flow patterns in facultative aerated lagoons. *Water Science and Technology*, 34(11). 99-106.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2004) Ligne directrice sur le rejet de l'ammoniac dissous dans les effluents d'eaux usées. *Canada Gazette*, Partie I, 138(49).
- ENVIRONNEMENT CANADA (2003) Projet d'avis requérant l'élaboration et l'exécution de plans de prévention de la pollution à l'égard de l'ammoniac dissous dans l'eau, les chloramines inorganiques et les eaux usées chlorées. *Canada Gazette*, Partie I, 137(23).
- FILLOS, J., MOLOF, A.H. (1972) Effect of benthal deposits on oxygen and nutrient economy of flowing waters *Journal of Water Pollution Control Federation*, 44(4). 644-661.
- FOGLER, H.S. (2002) *Elements of Chemical Reaction Engineering*, 3^e édition. Upper Saddle River, New Jersey : Prentice-Hall PTR. 967p.
- GILLOT, S., VANROLLEGHEM, P.A. (2003) Equilibrium temperature in aerated basins - comparison of two predictive models *Water Research*, 37(15). 3742-3748.
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC (2005) Travaux d'infrastructures Canada-Québec - Aide financière de 170 000 \$ à la ville de Trois-Rivières pour expérimenter une nouvelle technologie en relation avec les étangs aérés. *Portail Québec*. <http://communiqués.gouv.qc.ca/gouvqc/communiqués/GPQF/Juin2005/03/c7621.html>.
- GUJER, W., HENZE, M., MINO, T., VAN LOOSDRECHT, M.C.M (1999) Activated Sludge Model No. 3. *Water Science and Technology*, 39(1). 183-193.

- HEAVEN, S., BANKS, C.J., ZOTOVA, E.A. (2005) Light attenuation patterns for waste stabilisation ponds *Water Science and Technology*, 51(12). 143-152.
- HEM, L.J., RUSTEN, B., ODEGAARD, H. (1994) Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water Research*, 28(6). 1425-1433.
- HENZE, M., GRADY, C.P.L., GUJER, W., MARAIS, G.V.R., MATSUO, T. (1999) Activated Sludge Model no. 2D ASM2D. *Water Science Technology* 39(1), 165-182.
- HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M.C., MARAIS, G.V.R. (1995) *Activated Sludge Model No. 2*. (IAWQ Scientific and Technical Report No. 3.) IAWQ : London.
- HENZE, M., GRADY, C.P.L., GUJER, W., MARAIS, G.V.R., MATSUO, T. (1987) *Activated Sludge Model No. 1*. (IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1.) IAWPRC : London.
- HOUWELING, C.D., KHAROUNE, L., ESCALAS, A., COMEAU, Y. (2006) Dynamic modelling of nitrification in an aerated facultative lagoon. *Water Research*, accepted in October 2005.
- HOUWELING, C.D., KHAROUNE, L., ESCALAS, A., COMEAU, Y. (2005) Modeling ammonia removal in aerated facultative lagoons. *Water Science and Technology*, 51(12). 139-142.
- HYDROMANTIS, INC. (2006) GPS-X 5.0. Hamilton, Ontario, Canada.
- HYDROMANTIS, INC. (2001) GPS-X 4.1. Hamilton, Ontario, Canada.
- IWA TASK GROUP ON BIOFILM MODELING (2006) *Mathematical modeling of biofilms*. London, IWA Publishing.
- IWA TASK GROUP ON MATHEMATICAL MODELLING FOR ANEROBIC DIGESTION PROCESSES (2002). *Anaerobic digestion model No. 1 (ADM1)*. London, IWA Publishing.

- IWA TASK GROUP ON MATHEMATICAL MODELLING FOR DESIGN AND OPERATION OF BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT (2000). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. London, IWA Publishing.
- JUPSIN, H., PRAET, E., VASEL, J.-L. (2003) Dynamic mathematical model of high rate algal ponds (HRAP). *Water Science and Technology*, 48(2). 197-204.
- LEVENSPIEL, O. (1962) *Chemical reaction engineering : An introduction to the design of chemical reactors*. Wiley, New York.
- MAMR (2005) Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'années 2004. *Ministère des affaires municipales et des régions du Québec.*, http://www.mamr.gouv.qc.ca/publications/infrastructures/eval_perform_rapport.2004.pdf.
- MARAIS, G.V.R. Fecal bacteria kinetics in stabilisation ponds. *Journal Environmental Engineering Divisino, ASCE.*, 100(EE1). 119-139.
- MARIN, M. (1987) Accumulation de boues dans les étangs aérés facultatifs. *Science et technique de l'eau*. 20(4). 303-308.
- MENV (2000) Portrait global de la qualité des eaux au Québec. *Ministère de l'environnement du Québec.*, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/global4.htm>.
- MENV (2001a) Ministère de l'environnement du Québec. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'environnement, Québec, 430 p.
- MENV (2001b) Ministère de l'environnement du Québec. Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique, Chapitre 6 Lagunage. 30 p.
- MENV (2002) Politique nationale de l'eau. *Ministère de l'environnement du Québec.*, ISBN 2-550-40074-7.

MENV (2004) Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec. *Ministère de l'environnement du Québec*, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/global-2004/Etat2004.htm>.

MENV, ENVIRONNEMENT CANADA (2001) Ministère de l'Environnement du Québec et Environnement Canada (2001). Évaluation du potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec - Rapport final. Saint-Laurent Vision 2000, phase III - volet Industriel et Urbain. Rapport (136 pages) et annexes (222 pages).

METCALF & EDDY (2003) *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4^e édition. New York : McGraw-Hill. 1819p.

METCALF & EDDY (1991) *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 3^e édition. New York : McGraw-Hill. 1334p.

MURPHY, K.L., WILSON, A.W. (1974) Characterization of mixing in aerated lagoons. *Journal of Environmental Engineering Division, ASCE* October 1974. 1105-1117.

MUTTAMARA, S., PUETPAIBOON, U. (1997) Roles of baffles in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 35(8). 275-284.

NAMÈCHE, T., VASEL, J.-L. (1998) Bilan thermique sous climat tempéré des lagunes aérées et naturelles. *Revue des sciences de l'eau*, 12(1). 65-91.

NAMÈCHE, T., VASEL, J.-L. (1998) Hydrodynamic studies and modelization for aerated lagoons and waste stabilization ponds. *Water Research*, 32(10). 3039-3045.

NAMÈCHE, T., CHABIR, D., VASEL, J.-L. (1997) Characterization of sediments in aerated lagoons and waste stabilization ponds. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 68(2). 257-279.

OULDALI, S., LEDUC, R., NGUYEN, V.-T.-V. (1989) Uncertainty modeling of facultative aerated lagoon systems. *Water Research* 23(4), 451-459.

- PAINTER, H.A. (1970) A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. *Water Research*, 4. 393-450.
- PALUMBO, J. (2006) National Council for Air and Stream Improvement, Inc. Communication personnelle.
- PEARSON, H.W., AVERY, S.T., MILLS, S.W., NJAGGAH, P., ODIAMBO, P. (1996) Performance of the phase II Dandora waste stabilisation ponds : the case for anaerobic ponds *Water Science and Technology*, 33(7). 91-98.
- PEÑA, M.R., MARA, D.D. (2004) Macrokinetic modelling of COD removal in pilot-scale high-rate anaerobic ponds. *Proceedings of the 6th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds*, Avignon, France.
- PEREZ, J., PICIOREANU, C., VAN LOOSDRECHT, M. (2005) Modeling bio-film and floc diffusion processes based on analytical solution of reaction-diffusion equations. *Water Research*, 39. 1311-1323.
- PICIOREANU, C., KREFT, J.-U., VAN LOOSDRECHT, M. (2003) Particle-based multidimensional multispecies biofilm model. *Applied Environmental Microbiology*, 70(5) 3024-3040.
- PLAIS, N. (2006) *Réacteur à biofilm avec lit en mouvement pour optimiser le traitement en eau froide par étangs aérés facultatifs* 51p. Mémoire de maîtrise en génie civil. École Polytechnique de Montréal.
- REICHERT, P., BORCHARDT, D., HENZE, M., RAUCH, W., SHANAHAN, P., SOMLYODY, L., VANROLLEGHEM, P. (2002) River Water Quality Model no. 1 (RWQM1) : II. Biochemical process equations. *Water Science and Technology*, 43(5). 11-30.
- RITTMANN, B.E., SNOEYINK, V.L. (1984) Achieving biologically stable drinking water. *Journal of American Water Works Association*, 76(10). 106-114.
- RITTMANN, B.E., MCCARTY, P.L. (2001) *Environmental Biotechnology : Principles and Applications*. New York : McGraw-Hill. 754p.

- SACKELARRES, R.W. (1994) Using predictive models on mill modernization projects *Tappi Journal*, 77(9). 45-48.
- SAEZ, P.B., RITTMANN, B.E. (1992) Accurate Pseudoanalytical Solution for Steady-State Biofilms. *Biotechnology and Bioengineering*, 39. 790-793.
- SEDORY, P.E., STENSTROM, M.K. (1995) Dynamic prediction of wastewater aeration basin temperature. *Journal of Environmental Engineering ASCE* September 1995. 609-618.
- SENZIA, M.A., MAYO, A.W., MBWETTE, T.S.A., KATIMA, J.H.Y., JORGENSEN, S.E. (2002) Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds. *Ecological Modelling* 154(3), 207-215.
- SHILTON, A., HARRISON, J. (2003) Development of guidelines for improved hydraulic design of waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, 48(2). 173-180.
- SHILTON, A., HARRISON, J. (2003) Integration of coliform decay within a CFD (computational fluid dynamic) model of a waste stabilisation pond. *Water Science and Technology*, 48(2). 205-210.
- SHILTON, A. (2001) *Studies into the hydraulics of waste stabilisation ponds*. 280p. Thèse de doctorat. Massey University, New Zealand.
- SHILTON, A., WILKS, T., SMYTH, J., BICKERS, P. (2000) Tracer studies on a New Zealand waste stabilisation pond and analysis of treatment efficiency. *Water Science and Technology*, 42(10). 343-348.
- SHILTON, A., KERR, M. (1999) Field measurement of in-pond velocities by a drogue and survey technique. *Proceedings of the 4th IAWQ Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds*, Marrakech, Morocco.
- TADESSE, I., GREEN, F.B., PUHAKKA, J.A. (2004) Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond system@treating tannery effluent *Water Research*, 38(3). 645-654.

- TALATI, S.N., STENSTROM, M.K. (1990) Aeration-basin heat loss. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE. 116(1). 70-86.
- THIRUMURTHI, D. (1991) *Biodegradation in waste stabilization ponds (facultative lagoons)*. Biological Degradation of Wastes. Elsevier; London, England; 231-246.
- TORRES, J.J., SOLER, A., SAEZ, J., LEAL, L.M., AGUILAR, M.I. (1999) Study of the internal hydrodynamics in three facultative ponds of two municipal WSPS in Spain. *Water Research*, 33(5). 1133-1140.
- VON SPERLING, M. (2005) Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. *Water Research.*, 39(20). 5261-5273.
- WANNER, O., MORGENROTH, E. (2004) Biofilm modeling with AQUASIM. *Water Science and Technology*, 49(11-12). 314-328.
- WEHNER, J.F., WILHELM, R.H. (1956) Boundary conditions of flow reactor *Chemical Engineering Science.*, 6(2). 89-93.
- WERF (2003) *Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling*. WERF Stock No. 99WWF3. Virginia : Water Environment Research Foundation. 596p.
- ZIMMERMAN, R.A., RICHARD, D., BRADSHAW, A.T., CRADDOCK, P.P. (2003) Pilot-Scale Evaluation of Separate Stage Nitrification Utilizing an Attached Growth Moving Bed Media Process. *Water Environment Research*. 75(5). X-Y.

ANNEXE I

RÉSULTATS BRUTS DES ÉTUDES DE TRAÇAGE

Les tableaux suivants présentent les résultats bruts des essais de traçage réalisés dans les étangs de la STEP de Drummondville. Le traceur utilisé était la rhodamine WT et sa concentration était mesurée dans les eaux de l'étang par fluorescence. La STEP de Drummondville est divisée en deux séries identiques d'étangs aérés. Des échantillons ont été prélevés de l'étang en parallèle de chaque étang étudié par essai de traçage afin de permettre un suivi de la variation du bruit de fond dû à la fluorescence naturelle de l'eau dans l'étang.

Le traceur a été injecté dans le premier étang de la série sud-est et la fluorescence des échantillons prélevés à la sortie de l'étang a été suivie pendant quasiment deux mois (échantillons indiqués par la lettre « C »). Les échantillons du premier étang de la série nord-ouest, les échantillons témoin, sont indiqués par la lettre « D ».

Le traceur a été injecté dans le dernier étang de la série nord-ouest et la fluorescence des échantillons prélevés à la sortie de l'étang a été suivie pendant quasiment un mois (échantillons indiqués par la lettre « A »). Les échantillons du dernier étang de la série sud-est, les échantillons témoin, sont indiqués par la lettre « B ».

Une discussion des résultats des essais de traçage est présentée au Chapitre 4.

Résultats bruts de l'étude de traçage dans l'étang 1 de Drummondville
Injection du traceur le 15-Nov-05 à 9h30
Quantité de traceur : 3 gallons de 10 % Rhodamine WT

Date du prélèvement	Débit (m3/d)	# d'échantillon	Emmission à 573 nm	# d'échantillon	EM à 573 nm	RWT (ppb)
15-nov-05 09:30		D1	101.933	C1	100.282	
15-nov-05 16:30		D2	98.132	C2	108.102	0.2
16-nov-05 08:00		D3	99.148	C3	279.723	3.4
16-nov-05 13:00		D4	96.446	C4	266.024	3.2
16-nov-05 16:00		D5	95.592	C5	201.837	2.0
17-nov-05 08:30		D6	89.651	C6	208.172	2.3
17-nov-05 14:30		D7	89.937	C7	208.35	2.3
17-nov-05 16:00	63488	D8	90.744	C8	202.428	2.1
18-nov-05 08:00		D9	90.358	C9	199.699	2.1
18-nov-05 13:15		D10	86.976	C10	192.376	2.0
18-nov-05 15:45	63206	D11	84.482	C11	190.266	2.0
19-nov-05 06:45	55696	D12	90.08	C12	193.338	2.0
19-nov-05 10:15	48041	D13	92.128	C13	191.326	1.9
20-nov-05 08:00	52983	D14	88.423	C14	178.14	1.7
20-nov-05 11:15	53701	D15	86.111	C15	180.132	1.8
21-nov-05 08:15	53197	D16	84.063	C16	168.304	1.6
21-nov-05 13:15	69010	D17	83.038	C17	159.978	1.5
21-nov-05 15:40	42068	D18	82.591	C18	161.018	1.5
22-nov-05 08:00		D19	83.046	C19	159.715	1.5
22-nov-05 13:15		D20	84.14	C20	164.405	1.5
22-nov-05 15:40	81534	D21	86.084	C21	158.185	1.4
23-nov-05 07:45	56928	D22	86.443	C22	149.662	1.2
23-nov-05 13:00	62798	D23	84.772	C23	153.319	1.3
23-nov-05 16:05	61873	D24	90.578	C24	166.05	1.4
24-nov-05 07:35	17906	D25	94.84	C25	162.396	1.3
24-nov-05 14:30		D26	94.548	C26	162.851	1.3
25-nov-05 07:45		D27	97.409	C27	158.688	1.2
25-nov-05 13:15	51107	D28	96.74	C28	162.423	1.3
25-nov-05 16:00	54415	D29	96.225	C29	155.748	1.1
26-nov-05 08:05	52265	D30	96.281	C30	157.075	1.2
26-nov-05 11:20	30846	D31	95.86	C31	157.776	1.2
27-nov-05 07:55	48849	D32	106.137	C32	163.712	1.1
27-nov-05 11:15	68090	D33	107.073	C33	163.929	1.1
28-nov-05 08:00	43806	D34	106.791	C34	147.816	0.8
28-nov-05 13:00	76526	D35	99.136	C35	150.695	1.0
28-nov-05 16:00	49968	D36	99.002	C36	149.938	1.0
29-nov-05 08:00	76320	D37	98.951	C37	144.979	0.9
29-nov-05 13:00	64397	D38	99.178	C38	146.59	0.9
29-nov-05 16:00	51064	D39	100.639	C39	147.187	0.9
30-nov-05 16:00	81063	D40	97.318	C40	143.476	0.9
01-déc-05 08:45	65908	D41	101.396	C41	140.622	0.7
01-déc-05 16:00	72430	D42	102.62	C42	161.887	1.1
02-déc-05 08:15	64815	D43	99.983	C43	163.583	1.2
02-déc-05 16:00	73056	D44	120.687	C44	179.158	1.1
04-déc-05 08:10	54031	D47	115.291	C47	158.428	0.8
04-déc-05 11:30	62186	D48	114.09	C48	142.978	0.6
05-déc-05 08:15	50131	D49	113.405	C49	152.498	0.7
05-déc-05 15:15	25574	D50	107.785	C50	148.455	0.8
06-déc-05 08:20	69991	D51	111.393	C51	141.284	0.6
06-déc-05 15:45	63502	D52	111.152	C52	147.004	0.7
07-déc-05 08:00	52942	D53	112.921	C53	141.734	0.6
07-déc-05 15:30	57459	D54	113.167	C54	144.469	0.6
08-déc-05 08:15	51231	D55	116.819	C55	139.847	0.4
09-déc-05 08:45	52790	D56	113.204	C56	132.447	0.4
09-déc-05 15:37	58334	D57	108.881	C57	134.6847	0.5
10-déc-05 08:45	45904	D58	133.626	C58	163.2	0.6
10-déc-05 11:00	49643	D59	132.107	C59	153.373	0.4
11-déc-05 11:20	44549	D60	112.764	C60	137.244	0.5
12-déc-05 08:15	42170	D61	122.845	C61	130.566	0.1
12-déc-05 16:00	57755	D62	120.302	C62	132.062	0.2
13-déc-05 08:15	44900	D63	116	C63	125.382	0.2
13-déc-05 16:15	56679	D64	111.267	C64	120.49	0.2
14-déc-05 15:45	49753	D65	118.415	C65	123.938	0.1
15-déc-05 14:30	49242	D66	124.972	C66	139.493	0.3
16-déc-05 09:00	47198	D67	128.267	C67	140.558	0.2
17-déc-05 08:00	47356	D68	128.435	C68	135.714	0.1
19-déc-05 14:00	43852	D69	120.111	C69	125.502	0.1
20-déc-05 14:00	45819	D70	116.123	C70	124.026	0.2
21-déc-05 16:00	45238	D71	119.266	C71	120.792	0.0
22-déc-05 16:00	45638	D72	116.603	C72	122.878	0.1
23-déc-05 10:00	42887	D73	119.164	C73	119.707	0.0
24-déc-05 09:00	39022	D74	124.12	C74	117.75	
25-déc-05 14:30	44320	D75		C75		
26-déc-05 15:30	49123	D76	107.87	C76	104.833	

Date	Débit à l'affluent de la station (m3/d) ¹
01-nov-05	63178
02-nov-05	60345
03-nov-05	60505
04-nov-05	57616
05-nov-05	52496
06-nov-05	47999
07-nov-05	40161
08-nov-05	54766
09-nov-05	57111
10-nov-05	65348
11-nov-05	55407
12-nov-05	48628
13-nov-05	45423
14-nov-05	49415
15-nov-05	52567
16-nov-05	81450
17-nov-05	65204
18-nov-05	61263
19-nov-05	55529
20-nov-05	51956
21-nov-05	54479
22-nov-05	64471
23-nov-05	57763
24-nov-05	4342
25-nov-05	44421
26-nov-05	48755
27-nov-05	46293
28-nov-05	60730
29-nov-05	69307
30-nov-05	80519
01-déc-05	67796
02-déc-05	64732
03-déc-05	56168
04-déc-05	51497
05-déc-05	55034
06-déc-05	56389
07-déc-05	53842
08-déc-05	52826
09-déc-05	53008
10-déc-05	46052
11-déc-05	42910
12-déc-05	46782
13-déc-05	49090
14-déc-05	49181
17-déc-05	44497
18-déc-05	41259
19-déc-05	45324
20-déc-05	46914
21-déc-05	45793
22-déc-05	44223
23-déc-05	43087
24-déc-05	39352
25-déc-05	45679
26-déc-05	46328
27-déc-05	39608
28-déc-05	39958
29-déc-05	43726
30-déc-05	42167
31-déc-05	37698

¹ N.B. le débit à l'affluent de la station est reparti de façon égale entre les deux séries d'étangs.

² Entretien biennal du poste de pompage régional.

Date du prélèvement	Débit (m3/d)	# d'échantillon	Emmission à 573 nm	# d'échantillon	EM à 573 nm	RWT (ppb)
28-déc-05 08:15	38523	D77	101.243	C77	94.626	
29-déc-05 08:15	40129	D78	98.497	C78	95.379	
30-déc-05 14:15	45986	D79	92.998	C79	88.695	
31-déc-05 13:30	38464	D80	88.691	C80	87.064	
01-janv-06 11:45	35599	D81	87.412	C81	84.758	
02-janv-06 16:15	37656	D82	82.928	C82	80.475	
04-janv-06 08:00	40646	D83	80.701	C83	76.874	
05-janv-06 13:15	45209	D84	87.658	C84	79.217	

Résultats bruts de l'étude de traçage dans l'étang 4 de Drummondville

Injection du traceur le 24-oct-05 à 10h00

Quantité de traceur : 1 gallons de 10 % Rhodamine WT

Date du prélèvement	Débit à l'effluent (m3/d)	# d'échantillon	Emmission à 573 nm	# d'échantillon	EM à 573 nm	RWT (ppb)
24-10-05 10:15	34097	A1	74.902	B1	68.591	0.1224334
24-10-05 13:15	35369	A2	67.907	B2	68.648	-0.0143754
24-10-05 16:10	34097	A3	81.199	B3	68.588	0.2446534
25-10-05 08:00	34097	A4	129.002	B4	68.862	1.166716
25-10-05 13:00	35369	A5	113.224	B5	68.606	0.8655892
25-10-05 16:10	35369	A6	110.335	B6	76.452	0.6573302
26-10-05 08:15	43302	A7	105.414	B7	68.338	0.7192744
26-10-05 13:15	46057	A8	105.213	B8	68.813	0.70616
26-10-05 16:00	46057	A9	112.996	B9	70.252	0.8292336
27-10-05 08:00	47454	A10	103	B10	69.348	0.6528488
27-10-05 16:00	44673	A12	101.924	B12	70.856	0.6027192
28-10-05 08:15	41945	A13	99.198	B13	68.837	0.5890034
28-10-05 14:00	40602	A14	91.656	B14	67.565	0.4673654
28-10-05 16:00	39272	A15	92.154	B15	68.757	0.4539018
29-10-05 08:30	37937	A16	92.783	B16	66.461	0.5106468
29-10-05 11:30	36656	A17	90.533	B17	67.43	0.4481982
30-10-05 07:30	32840	A18	85.984	B18	68.989	0.329703
30-10-05 11:15	32840	A19	86.995	B19	65.359	0.4197384
31-10-05 07:45	31599	A20	85.601	B20	67.027	0.3603356
31-10-05 13:30	29161	A21	85.043	B21	66.404	0.3615966
31-10-05 16:00	29161	A22	84.386	B22	67.384	0.3298388
01-11-05 08:15	30372	A23	86.197	B23	67.292	0.366757
01-11-05 14:00	31599	A24	83.778	B24	66.892	0.3275884
01-11-05 16:00	32840	A25	84.471	B25	68.729	0.3053948
02-11-05 08:00	34097	A26	84.414	B26	67.767	0.3229518
02-11-05 13:10	34097	A27	84.224	B27	68.725	0.3006806
02-11-05 16:00	34097	A28	86.875	B28	66.603	0.3932768
03-11-05 08:00	30372	A29	82.496	B29	68.372	0.2740056
04-11-05 08:00	31599	A30	84.299	B30	70.084	0.275771
07-11-05 08:00	27966	A33	80.566	B33	71.799	0.1700798
08-11-05 10:00	23351	A31	83.427	B31	72.262	0.216601
09-11-05 08:00	24788	A32	81.901	B32	72.097	0.1901976
10-11-05 15:15	34097	A36	84.02	B36	76.064	0.1543464
11-11-05 08:30	31599	A37	84.152	B37	76.033	0.1575086
12-11-05 09:30	20065	A38	83.236	B38	80.025	0.0622934
13-11-05 09:30	20065	A39	82.133	B39	75.937	0.1202024
14-11-05 08:45	26788	A40	82.847	B40	75.15	0.1493218
14-11-05 10:50	25625	A41	80.411	B41	76.028	0.0850302

ANNEXE II

RÉSULTATS DE SUIVI DE BALISE DÉRIVANTE

Le suivi du déplacement d'une balise a été entrepris afin d'aider à identifier la présence de zones mortes et de courants de court-circuitage. La balise était composée d'un tuyau de plomberie qui abritait une antenne de GPS, un système d'acquisition de données et des piles électriques. Le GPS était siégé dans la balise pour permettre une ligne de visée au ciel afin de recevoir son signal. La balise avait une autonomie de quelques jours durant lesquels elle suivait l'écoulement de l'étang.

Les résultats des suivis permettaient d'observer le parcours et la vitesse de déplacement de la balise dans l'étang sur une période de plusieurs jours. Les résultats de suivi dans le dernier étang de Drummondville sont présentés dans la Figure II.4. Ces résultats indiquent que la ligne d'aération dans cet étang agissait comme barrière à l'avancement de la balise malgré un vent constant qui le poussait de l'entrée vers la sortie. Les résultats de suivi dans le premier étang de Drummondville sont présentés dans la Figure II.5. Ces résultats indiquent que l'agencement des aérateurs dans cet étang avait pour effet de « piéger » la balise entre des aérateurs.

Les résultats des suivis de balise permettent de spéculer sur la présence de zones mortes et de courants de court-circuitage dans les étangs étudiés. Cependant, le lien entre le déplacement de la balise et l'écoulement de l'eau dans l'étang n'a pas été établi dans ce projet. Avant de pouvoir tirer des conclusions à propos de l'écoulement hydraulique dans l'étang, il serait d'abord nécessaire de valider à quel point la balise utilisée est « lagrangienne », c'est-à-dire, à quel point elle suit l'écoulement de l'eau.

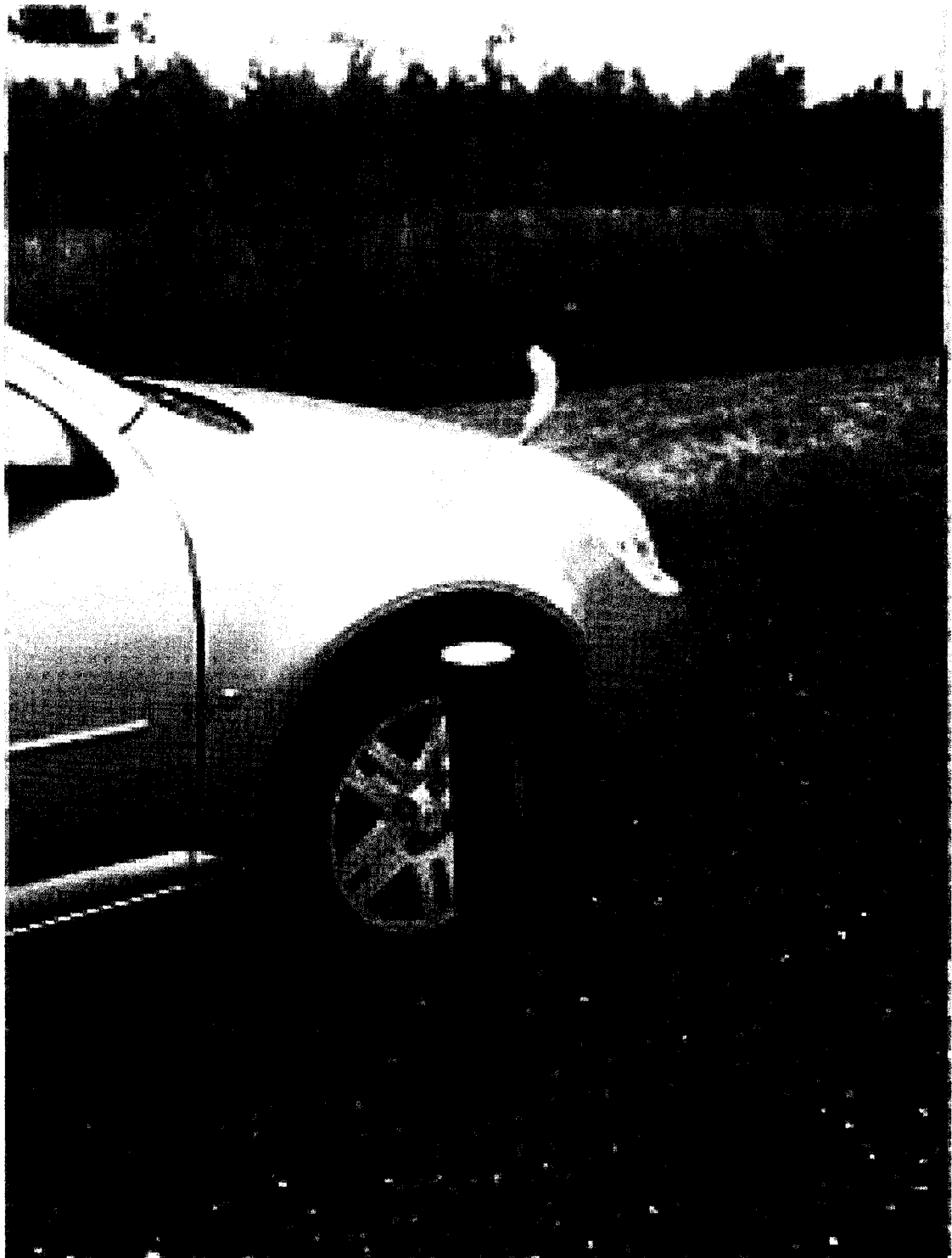


Figure II.1 Balise de 75 mm

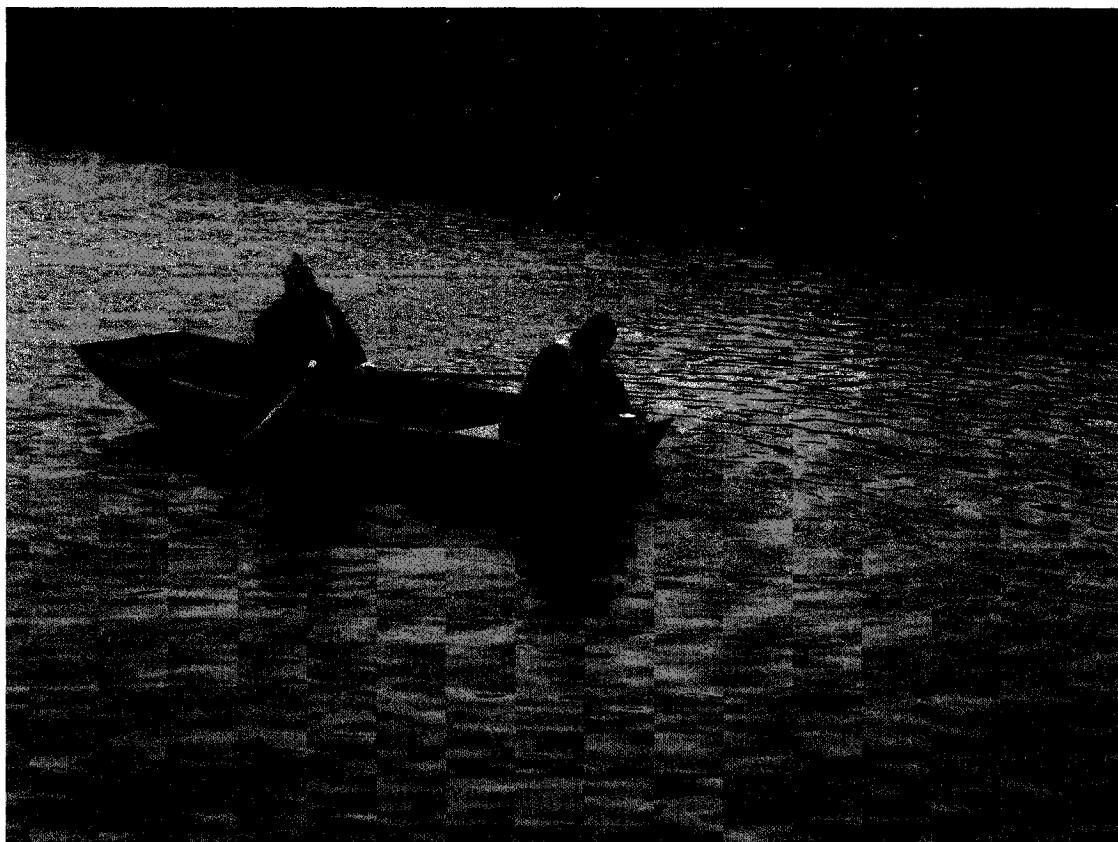


Figure II.2 Placement de la balise de 75 mm

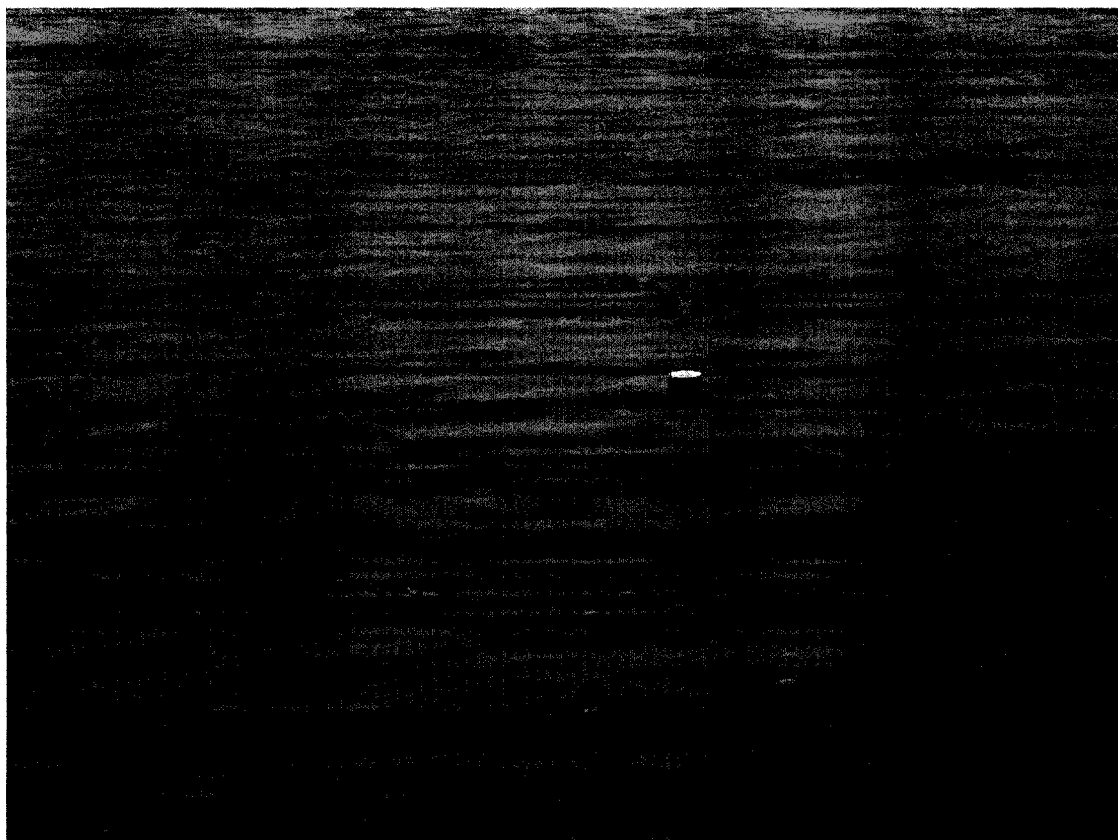


Figure II.3 Dérive de la balise de 75 mm

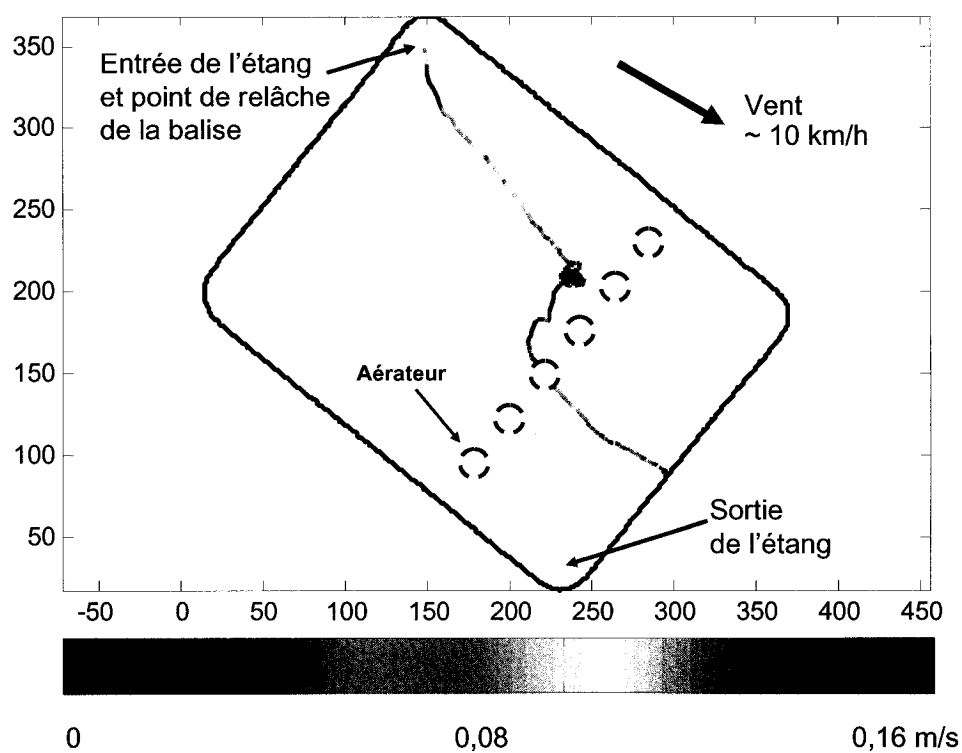


Figure II.4 Suivi de balise dans le quatrième étang de la série nord-ouest entre le 31 octobre 10 :00 et le 1 novembre 03 :00 2005. Les axes indiquent la distance en mètres du point d'origine (choisi de façon arbitraire).

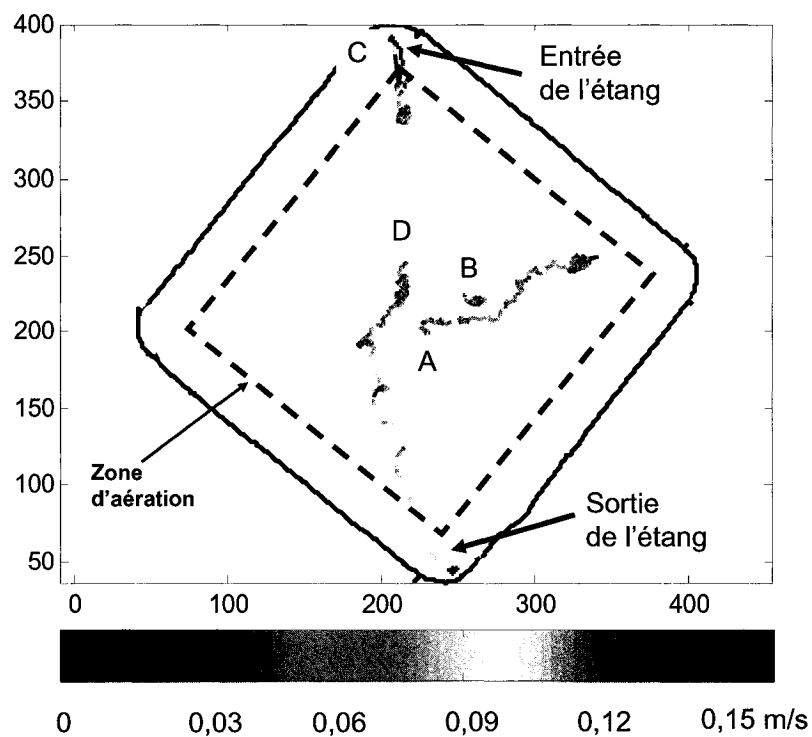


Figure II.5 Suivis de balise dans le premier étang de la série sud-est. Les lettres majuscules indiquent les points de relâchement des balises. A : Suivi du 16 novembre 07 :00 au 17 novembre 09 :30 2005 ; B : Suivi du 18 novembre 16 :00 au 20 novembre 14 :45 2005 ; C : Suivi du 24 novembre 09 :00 au 25 novembre 13h00 2005 ; D : Suivi du 2 décembre 10 :30 au 3 décembre 20 :00 2005. Les axes indiquent la distance en mètres du point d'origine (choisi de façon arbitraire).

ANNEXE III

TESTS DE NITRIFICATION

Des tests de nitrification ont été réalisés avec des effluents prélevés des étangs des STEP de Terrebonne et Mascouche. Le but de ces tests étaient de mesurer le taux spécifique de nitrification et d'estimer la concentration de bactéries nitrifiantes dans les étangs au moment du prélèvement. Les tests étaient réalisés suivant le protocole « High F/M » selon lequel l'échantillon est incubé dans des conditions non-limitantes de substrat, nutriments et OD afin de créer des conditions de croissances exponentielles (WERF, 2005). La consommation d'azote ammoniacal et la production de nitrates sont suivies au cours du test. Le taux spécifique de croissance des bactéries nitrifiantes et la sa concentration au début du test sont ensuite calculés par régression non-linéaire des résultats.

Les résultats des tests ont permis de conclure que les taux spécifiques de nitrification dans les étangs étaient dans la même plage que ceux rapportés dans la littérature. Aucuns effets d'inhibition de la biomasse nitrifiante ont été détectés par ces tests. Les tests ont également permis de conclure que les concentrations de bactéries nitrifiantes étaient très faibles dehors de la période de nitrification. Toutefois, le degré de précision de l'estimation de la concentration des biomasses était en doute à ces faibles concentrations (inférieures à 10^{-2} g VSS m^{-3}).

Réacteur A :

Date du prélèvement : 08-mars-04

Lieu du prélèvement : inter-étang Mascouche 1-2

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.8; temp = 6.7 °C; O.D. = 11 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	1.47	1.206	0.264	0.070
0.65	1.32	1.213	0.107	0.012
0.86	1.28	1.216	0.064	0.004
1.60	1.34	1.231	0.109	0.012
1.91	1.29	1.240	0.050	0.003
2.61	1.31	1.273	0.037	0.001
2.90	1.43	1.293	0.137	0.019
3.63	1.33	1.370	-0.040	0.002
3.86	1.34	1.407	-0.067	0.004
4.71	1.45	1.614	-0.164	0.027
4.97	1.54	1.712	-0.172	0.030
5.67	1.72	2.104	-0.384	0.148
6.00	1.89	2.386	-0.496	0.246
6.63	3.54	3.173	0.367	0.135
6.85	3.84	3.577	0.263	0.069
7.65	5.75	5.723	0.027	0.001
7.82	6.30	6.423	-0.123	0.015
8.48	9.67	10.102	-0.432	0.187
9.18	17.59	16.893	0.697	0.486
9.54	21.95	22.301	-0.351	0.123
9.85	29.15	28.398	0.752	0.565
9.94	29.62	30.303	-0.683	0.466
10.64	47.53			
10.83	51.76			
10.94	52.21			
11.71	68.11			
11.96	72.28			
12.71	89.45			
12.96	105.40			
13.63	120.80			
13.76	122.20			
13.91	124.50			
14.60	125.40			
14.94	131.00			
15.60	131.00			
15.91	129.00			
16.60	128.00			
16.88	130.00			

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
μ _{AUT}	0.96 1/d
X _{AUT,0}	1.15E-03 g-VSS/m3
S _{NO,0}	1.21 g-N/m3
Σ(Résiduel) ²	2.624
s ² =	0.138
Nombre de paramètre (p) =	3
Nombre d'observation (n) =	22
degrés de liberté =	19

	Date	MES	MVS	IVT
Début test	08-mars-04	non disp	non disp	non disp
Fin test	25-mars-04	38	27	0.70

Durée du test : 18 jours

Réacteur B :

Date du prélèvement : 08-mars-04

Lieu du prélèvement : inter-étang Mascouche 1-2

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.8; temp = 6.7 °C; O.D. = 11 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	1.38	1.157	0.223	0.050
0.65	1.31	1.168	0.142	0.020
0.86	1.22	1.174	0.046	0.002
1.60	1.41	1.204	0.206	0.043
1.91	1.31	1.223	0.087	0.008
2.61	1.33	1.297	0.033	0.001
2.90	1.32	1.343	-0.023	0.001
3.63	1.49	1.535	-0.045	0.002
3.86	1.61	1.633	-0.023	0.001
4.71	1.99	2.212	-0.222	0.049
4.97	2.14	2.504	-0.364	0.132
5.67	3.37	3.741	-0.371	0.138
6.00	4.19	4.681	-0.491	0.241
6.63	7.88	7.456	0.424	0.180
6.85	9.54	8.949	0.591	0.349
7.65	17.29	17.399	-0.109	0.012
7.82	20.19	20.298	-0.108	0.012
8.48	32.08			
9.18	44.12			
9.54	50.59			
9.85	58.92			
9.94	61.69			
10.64	79.99			
10.83	83.87			
10.94	85.87			
11.71	120.00			
11.96	114.00			
12.71	127.00			
12.95	126.00			
13.63	123.00			
13.76	127.00			
13.91	127.00			
14.60	126.00			
14.94	134.00			
15.60	134.00			
15.91	132.00			
16.60	133.00			
16.88	130.00			

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
D _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
μ _{AUT}	1.08 1/d
X _{AUT,0}	1.76E-03 g-VSS/m3
S _{NO,0}	1.16 g-N/m3
Σ(Résiduel) ²	1.239
s ² =	0.088
Nombre de paramètre (p)	3
Nombre d'observation (n)	17
degrés de liberté =	14

	date	MES	MVS	IVT
Début test	08-mars-04	non disp	non disp	non disp
Fin test	25-mars-04	25	23	0.69

Durée du test : 18 jours

Réacteur C :

Date du prélèvement : 08-mars-04

Lieu du prélèvement : inter-étang Terrebonne 1-2

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.5; temp = 5.1 °C; O.D. = 5.1 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	1.26	1.227	0.033	0.001
0.65	1.26	1.227	0.033	0.001
0.86	1.29	1.228	0.062	0.004
1.60	1.25	1.228	0.022	0.000
1.91	1.26	1.228	0.032	0.001
2.61	1.24	1.228	0.012	0.000
2.90	0.78	1.228	-0.448	0.201
3.63	1.15	1.229	-0.079	0.006
3.86	1.19	1.230	-0.040	0.002
4.71	1.23	1.234	-0.004	0.000
4.97	1.30	1.236	0.064	0.004
5.67	1.35	1.245	0.105	0.011
6.00	1.23	1.253	-0.023	0.001
6.63	1.30	1.277	0.023	0.001
6.85	1.32	1.291	0.029	0.001
7.65	1.50	1.374	0.126	0.016
7.82	1.43	1.405	0.025	0.001
8.48	1.65	1.583	0.067	0.004
9.18	1.75	1.974	-0.224	0.050
9.54	2.45	2.327	0.123	0.015
9.85	2.89	2.759	0.131	0.017
9.94	2.99	2.901	0.089	0.008
10.64	4.68	4.736	-0.056	0.003
10.83	5.23	5.556	-0.326	0.106
10.94	5.78	6.062	-0.282	0.080
11.71	12.74	12.182	0.558	0.311
11.96	13.95			
12.71	21.82			
12.96	22.98			
13.63	30.94			
13.76	31.84			
13.91	35.15			
14.60	46.50			
14.94	63.20			
15.60	77.90			
15.91	78.30			
16.60	89.90			
16.88	91.30			

	Date	MES	MVS	iVT
Début test	08-mars-04	non disp	non disp	non disp
Fin test	25-mars-04	17	19	0.68

Durée du test : 18 jours

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
μ _{AUT}	1.21 1/d
X _{AUT,0}	5.79E-06 g-VSS/m ³
S _{NO,0}	1.23 g-N/m ³
Σ(Résiduel) ²	0.846
s ² =	0.037
Nombre de paramètre (p)	3
Nombre d'observation (n)	26
degrés de liberté =	23

Réacteur D :

Date du prélèvement : 08-mars-04

Lieu du prélèvement : inter-étang Terrebonne 1-2

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.5; temp = 5.1 °C; O.D. = 5.1 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	1.25	1.227	0.023	0.001
0.65	1.22	1.228	-0.008	0.000
0.86	1.19	1.228	-0.038	0.001
1.60	1.21	1.228	-0.018	0.000
1.91	1.2	1.228	-0.028	0.001
2.61	1.2	1.229	-0.029	0.001
2.90	1.15	1.230	-0.080	0.006
3.63	1.21	1.232	-0.022	0.000
3.86	1.2	1.234	-0.034	0.001
4.71	1.21	1.243	-0.033	0.001
4.97	1.21	1.248	-0.038	0.001
5.67	1.24	1.273	-0.033	0.001
6.00	1.24	1.293	-0.053	0.003
6.63	1.42	1.358	0.062	0.004
6.85	1.47	1.396	0.074	0.006
7.65	1.7	1.630	0.070	0.005
7.82	1.74	1.717	0.023	0.001
8.48	2.34	2.237	0.103	0.011
9.54	4.41	4.486	-0.076	0.006
9.85	5.78	5.827	-0.047	0.002
9.94	6.38	6.269	0.111	0.012
10.64	11.06	12.113	-1.053	1.108
10.83	15.37	14.768	0.602	0.363
10.94	16.47			
11.71	30.11			
11.96	32.32			
12.71	51.39			
12.96	52.64			
13.63	63.02			
13.76	64.25			
13.91	68.53			
14.60	78.92			
14.94	98.62			
15.60	115.00			
15.91	114.00			
16.60	116.00			
16.88	113.00			
17.61	115.00			

	Date	MES	MVS	IVT
Début test	08-mars-04	non disp	non disp	non disp
Fin test	25-mars-04	22	17	0.69

Durée du test : 18 jours

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
μ _{AUT}	1.25 1/d
X _{AUT,0}	1.16E-05 g-VSS/m3
S _{NO,0}	1.23 g-N/m3
Σ(Résiduel) ²	1.535
s ² =	0.077
Nombre de paramètre (p)	3
Nombre d'observation (n)	23
degrés de liberté =	20

Paramètres suivis lors des tests de nitrification
Début du test : 2004-03-08 18:30

Réacteur : A = Mascouche Inter-étangs 1-2= Unité 3
B = Mascouche Inter-étangs 1-2= Unité 2
C = Terrebonne Inter-étangs 1-2= Unité 4
D = Terrebonne Inter-étangs 1-2= Unité 1

# de prélèvement	date	Temps (d)	Température				pH				Oxygène dissous				ajustements	
			A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	Ajout	
1	2004-03-08 19:00	0.00	20.2	20.1	20.2	20.3	7.55	7.89	7.77	7.63	74.3	75.5	107.9	109.1		
2	2004-03-09 10:30	0.85	20.2	20.0	20.2	20.2	8.42	7.90	8.54	7.93	81.5	76.5	106.5	113.2	1g NaHCO ₃ aux A&C+ HCl	
3	2004-03-09 15:45	0.86	20.0	20.0	20.0	20.1	7.90	7.96	7.89	8.00	74.6	66.8	82.2	76.6		
4	2004-03-10 09:30	1.60	20.0	20.0	20.0	20.1	7.90	8.05	8.03	8.13	72.8	69.4	82.0	79.9	étalonnage+ H ₂ SO ₄ aux A,B,C&D	
5	2004-03-10 16:45	1.91	20.2	20.0	20.0	20.0	7.87	7.96	8.04	8.01	73.8	77.2	91.8	95.5		
6	2004-03-11 09:45	2.61	20.0	20.0	20.0	20.0	7.83	8.09	8.14	8.20	72.9	80.6	90.9	90.8	étalonnage+ H ₂ SO ₄ aux A,B,C&D	
7	2004-03-11 16:30	2.90	20.0	20.0	20.0	20.1	7.77	7.79	7.96	7.72	78.4	82.4	85.4	84.7		
8	2004-03-12 10:00	3.63	20.0	20.0	20.0	20.0	8.02	7.88	8.08	8.05	79.9	82.8	82.3	81.8	étalonnage+ H ₂ SO ₄ aux A,B,C&D	
9	2004-03-12 15:45	3.86	20.0	20.0	20.0	20.0	7.77	7.62	7.75	7.61	70.3	78.8	77.8	77.0	H ₂ SO ₄ aux A&C	
10	2004-03-13 12:00	4.71	20.0	20.0	20.0	20.1	7.75	7.99	8.00	8.01	69.0	79.9	81.7	81.0	étalonnage+ H ₂ SO ₄ aux A,B,C&D	
11	2004-03-13 18:15	4.97	20.0	20.0	20.0	20.0	7.73	7.81	7.94	7.58	80.8	80.4	82.4	81.3		
12	2004-03-14 11:00	5.67	20.0	20.0	20.0	20.0	8.04	7.93	8.21	7.92	81.3	76.2	83.3	82.4	étalonnage+ H ₂ SO ₄ aux A,B,C&D	
13	2004-03-14 19:00	6.00	20.0	20.0	20.0	20.0	7.73	7.58	7.82	7.54	78.9	77.1	85.9	83.7		
14	2004-03-15 10:00	6.63	20.0	20.0	20.0	20.0	7.98	8.15	7.88	7.89	83.9	71.8	81.5	85.7	H ₂ SO ₄ aux A,B,C&D	
15	2004-03-15 15:30	6.85	20.0	20.0	20.0	20.0	7.87	7.63	7.78	7.49	82.4	69.0	86.9	86.2	H ₂ SO ₄ aux A&C	
16	2004-03-16 10:30	7.65	20.0	20.0	20.0	20.0	7.85	7.37	8.04	7.89	76.5	57.7	88.2	86.6	étalonnage+ H ₂ SO ₄ aux A,C&D	
17	2004-03-16 14:45	7.82	20.0	20.0	20.0	20.0	7.54	7.45	7.56	7.26	74.4	57.3	81.7	80.5		
18	2004-03-17 06:30	8.48	20.0	20.0	20.0	20.0	7.40	7.22	7.84	7.78	62.8	58.4	80.9	78.4	0.5g NaHCO ₃ aux A&B	
19	2004-03-17 23:15	9.18	20.0	20.0	20.0	20.0	7.56	7.48	8.01	7.84	57.1	56.0	80.0	75.0		
20	2004-03-18 08:00	9.54	20.0	20.0	20.0	20.0	7.63	7.71	8.04	7.79	57.1	58.9	79.3	71.9	étalonnage	
21	2004-03-18 15:30	9.85	20.0	20.0	20.0	20.0	7.54	7.59	8.02	7.58	56.8	58.1	79.3	72.5	H ₂ SO ₄ au C	
22	2004-03-18 17:30	9.94	20.0	20.0	20.0	20.0	7.51	7.55	7.43	7.55	56.7	57.1	78.7	72.2	0.5g NaHCO ₃ au A,B,D	
23	2004-03-19 10:15	10.84	20.0	20.0	20.0	20.0	7.39	7.61	7.72	7.41	57.5	56.3	74.8	60.7		
24	2004-03-19 15:00	10.83	20.0	20.0	20.0	20.0	7.26	7.51	7.67	7.51	56.2	58.9	75.3	56.8		
25	2004-03-19 17:30	10.94	20.0	20.0	20.0	20.0	7.19	7.41	7.63	7.49	58.8	59.9	74.2	56.5	0.5g NaHCO ₃ au A	
26	2004-03-20 12:00	11.71	20.0	20.0	20.0	20.0	6.85	5.77	7.24	7.38	57.1	79.2	62.9	59.5	étalonnage+0.5g NaHCO ₃ au A et 1g au B	
27	2004-03-20 18:00	11.96	20.0	20.0	20.0	20.0	7.50	7.56	7.11	7.28	57.0	55.0	59.4	56.9		
28	2004-03-21 12:00	12.71	20.0	20.0	20.0	20.0	6.68	7.96	6.00	6.35	59.5	56.9	58.5	65.2	étalonnage+NaHCO ₃ : 1g A,1.5g C, 0.75g D+H ₂ SO ₄ D	
29	2004-03-21 18:00	12.96	20.0	20.0	20.0	20.0	7.53	7.10	7.57	7.54	55.4	64.5	58.7	55.6		
30	2004-03-22 10:00	13.63	20.0	20.0	20.0	20.0	7.10	7.78	7.51	7.32	58.2	74.1	56.5	54.2	étalonnage	
31	2004-03-22 13:15	13.76	20.0	20.0	20.0	20.1	6.98	7.82	7.48	7.28	58.7	75.4	56.3	57.8	0.5g NaHCO ₃ au A	
32	2004-03-22 16:45	13.91	20.0	20.0	20.0	20.0	7.48	7.84	7.43	7.25	59.9	76.4	56.4	53.6		
33	2004-03-23 09:30	14.60	20.0	20.0	20.0	20.0	7.91	7.91	7.00	6.70	65.6	80.2	57.8	56.8	étalonnage+ 0.5g NaHCO ₃ C & D	
34	2004-03-23 17:30	14.94	20.0	20.0	20.0	20.0	7.96	7.88	7.28	7.36	68.5	82.5	56.9	58.6		
35	2004-03-24 09:30	15.60	20.0	20.0	20.0	20.2	8.08	7.88	6.50	6.87	71.7	85.7	57.5	59.3	étalonnage+ 0.5g NaHCO ₃ au C	
36	2004-03-24 16:45	15.91	20.0	20.0	20.0	20.0	8.08	7.86	7.13	7.41	71.9	88.8	57.2	82.0		
37	2004-03-25 09:30	16.60	20.0	20.0	20.0	20.0	8.14	7.90	6.17	7.90	70.3	88.4	65.5	82.8	étalonnage	
38	2004-03-25 16:00	16.88	20.0	20.0	20.0	20.2	8.14	7.90	5.88	7.82	64.4	84.2	76.8	82.1	0.5g NaHCO ₃ au C	
39	2004-03-26 09:45	17.61	20.0	20.0	20.0	20.0	8.20	7.97	6.90	7.43	72.9	87.6	57.2	82.3		

Paramètres suivis lors des tests de nitrification
Début du test : 2004-03-08 18:30

Réacteur :

A = Mascouche inter-étangs 1-2 =
B = Mascouche inter-étangs 1-2=
C = Terbonne inter-étangs 1-2=
D = Terbonne inter-étangs 1-2=

Unité 3
Unité 2
Unité 4
Unité 1

# de prélèvement	date	Temps (d)	α-PO4 mgP/L					NH3-N mgN/l					NO3-N mgN/l				
			A	B	C	D	T	A	B	C	D	T	A	B	C	D	T
1	2004-03-08 19:00	0.00	1.61	2.03	0.18	0.39	0.02	121.00	117.00	114.00	108.00	<0.1	1.47	1.38	1.26	1.25	<0.1
2	2004-03-09 10:30	0.65	1.29	1.56	0.33	0.27	<0.05	110.00	108.00	107.00	104.00	0.10	1.32	1.31	1.26	1.22	<0.1
3	2004-03-09 15:45	0.86	1.32	1.31	0.47	0.71	0.02	109.00	109.00	104.00	99.70	0.07	1.28	1.22	1.29	1.19	<0.1
4	2004-03-10 09:30	1.60	1.34	2.01	0.33	0.44	0.03	112.00	115.00	105.00	103.00	0.04	1.34	1.41	1.25	1.21	<0.1
5	2004-03-10 16:45	1.91	1.39	1.54	0.63	0.37	0.02	113.00	119.00	104.00	105.00	<0.1	1.29	1.31	1.26	1.20	<0.1
6	2004-03-11 09:45	2.61	1.50	1.50	0.51	0.32	<0.05	113.00	114.00	100.00	107.00	0.03	1.31	1.33	1.24	1.20	<0.1
7	2004-03-11 16:30	2.90	1.41	1.55	0.37	0.65	0.01	89.70	90.30	95.50	93.40	0.03	1.43	1.32	0.78	1.15	<0.1
8	2004-03-12 10:00	3.63	1.54	1.66	0.47	0.37	0.06	73.00	97.60	87.10	88.40	0.01	1.33	1.49	1.15	1.21	<0.1
9	2004-03-12 15:45	3.86	1.49	1.59	0.34	0.42	0.02	77.20	93.90	93.10	86.80	0.04	1.34	1.61	1.19	1.20	<0.1
10	2004-03-13 12:00	4.71	1.52	1.66	0.36	0.46	0.01	77.40	101.00	95.80	91.20	<0.1	1.45	1.99	1.23	1.21	<0.1
11	2004-03-13 18:15	4.97	1.73	1.66	0.36	0.31	<0.05	79.50	98.30	89.50	93.00	<0.1	1.54	2.14	1.30	1.21	<0.1
12	2004-03-14 11:00	5.67	1.58	1.63	0.44	0.33	<0.05	84.20	99.20	90.90	86.90	<0.1	1.72	3.37	1.35	1.24	<0.1
13	2004-03-14 19:00	6.00	1.57	1.69	0.33	0.40	<0.05	86.30	94.10	87.80	89.20	<0.1	1.89	4.19	1.23	1.24	<0.1
14	2004-03-15 10:00	6.63	1.64	1.74	0.39	0.34	0.01	84.80	96.60	85.60	92.60	<0.1	3.54	7.88	1.30	1.42	<0.1
15	2004-03-15 15:30	6.85	1.65	1.67	0.39	0.31	1.83	86.50	94.40	96.10	91.20	0.79	3.84	9.54	1.32	1.47	<0.1
16	2004-03-16 10:30	7.65	1.65	1.63	0.37	0.34	0.01	89.00	81.20	95.90	93.30	0.02	5.75	17.29	1.50	1.70	<0.1
17	2004-03-16 14:45	7.82	1.66	1.66	0.32	0.32	0.01	102.00	92.30	103.00	99.50	<0.1	6.30	20.19	1.43	1.74	<0.1
18	2004-03-17 06:30	8.48	1.66	1.60	0.37	0.38	0.09	100.00	83.00	90.00	92.70	0.02	9.67	32.08	1.65	2.34	<0.1
19	2004-03-17 23:15	9.18	1.66	1.59	0.34	1.78	?	75.10	67.60	107.00	102.00	<0.5	17.59	44.12	1.75	<0.05	<0.1
20	2004-03-18 08:00	9.54	1.65	1.58	0.37	0.30	<0.04	65.60	58.90	101.00	87.80	<0.5	21.95	50.59	2.45	4.41	<0.1
21	2004-03-18 15:30	9.85	1.67	1.67	0.35	0.32	<0.04	63.30	55.40	99.60	88.40	<0.5	29.15	58.92	2.89	5.78	<0.1
22	2004-03-18 17:30	9.94	1.61	1.64	0.36	0.39	0.12	66.60	50.50	103.00	90.60	<0.5	29.62	61.69	2.99	6.38	<0.1
23	2004-03-19 10:15	10.64	1.64	1.62	0.34	0.30	0.02	57.70	35.10	93.60	91.10	<0.5	47.53	79.99	4.68	11.06	<0.1
24	2004-03-19 15:00	10.83	1.70	1.67	0.35	0.31	0.05	54.90	27.10	93.80	80.90	<0.5	51.76	83.87	5.23	15.37	<0.1
25	2004-03-19 17:30	10.94	1.67	1.58	0.37	0.36	<0.04	54.50	24.40	88.20	85.30	<0.5	52.21	85.87	5.78	16.47	<0.1
26	2004-03-20 12:00	11.71	1.59	1.65	0.28	0.29	<0.04	36.90	10.40	94.30	69.90	<0.5	68.11	120.00	12.74	30.11	<0.1
27	2004-03-20 18:00	11.96	1.62	1.50	0.29	0.31	0.11	37.50	5.10	92.90	69.20	<0.5	72.28	114.00	13.95	32.32	<0.1
28	2004-03-21 12:00	12.71	1.66	1.58	0.40	0.24	0.02	18.50	<0.5	86.20	52.70	<0.5	89.45	127.00	21.82	51.39	<0.1
29	2004-03-21 18:00	12.96	1.60	1.52	0.32	0.28	<0.04	16.90	0.25	88.60	49.40	<0.5	105.40	126.00	22.98	52.64	<0.1
30	2004-03-22 10:00	13.63	1.60	1.53	0.37	0.28	<0.04	2.90	<0.5	78.50	37.60	<0.5	120.80	123.00	30.94	63.02	<0.1
31	2004-03-22 13:15	13.76	1.55	1.53	0.27	0.26	<0.04	0.95	0.22	74.50	36.20	<0.5	122.20	127.00	31.84	64.25	<0.1
32	2004-03-22 16:45	13.91	1.56	1.64	0.30	0.28	<0.04	0.09	<0.5	69.40	35.70	<0.5	124.50	127.00	35.15	68.53	<0.1
33	2004-03-23 09:30	14.60	1.62	1.64	0.25	0.25	<0.04	0.06	<0.5	62.50	21.90	<0.5	125.40	126.00	46.50	78.92	<0.1
34	2004-03-23 17:30	14.94	1.58	1.72	0.29	0.27	<0.04	<0.05	<0.5	39.80	12.10	0.07	131.00	134.00	63.20	98.62	<0.1
35	2004-03-24 09:30	15.60	1.68	1.74	0.27	0.25	0.01	<0.05	<0.5	33.50	0.72	0.06	131.00	134.00	77.90	115.00	<0.1
36	2004-03-24 16:45	15.91	1.68	1.73	0.24	0.24	<0.04	<0.05	<0.5	27.80	<0.5	<0.5	129.00	132.00	78.30	114.00	<0.1
37	2004-03-25 09:30	16.60	1.69	1.78	0.25	0.27	0.01	<0.05	<0.5	22.50	0.19	<0.5	128.00	133.00	89.90	116.00	<0.1
38	2004-03-25 16:00	16.88	1.63	1.75	0.24	0.26	0.02	<0.5	<0.5	21.80	<0.5	<0.5	130.00	130.00	91.30	113.00	<0.1
39	2004-03-26 09:45	17.61			0.25	0.34	0.04			13.60	<0.5	<0.5			101.00	115.00	<0.1

Réacteur A :

Date du prélèvement : 2004-04-01 vers midi

Lieu du prélèvement : Mascouche - affluent

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.7; temp = 9.2 °C; O.D. > 5 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	1.96	1.419	0.541	0.292
0.69	1.88	1.437	0.443	0.196
0.81	1.82	1.441	0.379	0.144
1.13	1.83	1.454	0.376	0.142
1.73	1.82	1.487	0.333	0.111
1.88	1.84	1.498	0.342	0.117
2.02	1.78	1.509	0.271	0.073
2.77	1.77	1.593	0.177	0.031
2.92	1.8	1.616	0.184	0.034
3.02	1.78	1.633	0.147	0.022
3.71	1.85	1.787	0.063	0.004
3.86	1.82	1.834	-0.014	0.000
4.01	1.88	1.883	-0.003	0.000
4.70	2.13	2.197	-0.067	0.005
4.82	2.12	2.273	-0.153	0.023
4.99	2.14	2.385	-0.245	0.060
5.70	2.48	3.046	-0.566	0.320
5.82	2.51	3.202	-0.692	0.478
5.99	2.69	3.437	-0.747	0.558
6.70	3.91	4.788	-0.878	0.771
6.83	4.10	5.136	-1.036	1.073
6.99	4.56	5.581	-1.021	1.043
7.70	8.70	8.366	0.334	0.112
7.86	9.14	9.254	-0.114	0.013
8.01	10.57	10.124	0.446	0.199
8.68	15.99	15.499	0.491	0.241
8.79	17.68	16.711	0.969	0.939
8.98	19.07	18.924	0.146	0.021
9.09	21.19	20.430	0.760	0.577
9.88	33.92	34.792	-0.872	0.760
10.19				
10.67				
10.78				
10.94				
11.70				
11.81				

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
μ _{AUT}	0.87 1/d
X _{AUT,0}	3.40E-03 g-VSS/m3
S _{NO,0}	1.42 g-N/m3
Σ(Résiduel) ²	8.361
s ²	0.310
Nombre de paramètre (p) =	3
Nombre d'observation (n) =	30
degrés de liberté =	27

	Date	MES	MVS	iVT
Début test	01-avr-04	non disp	non disp	non disp
Fin test	13-avr-04	46	35	0.77

Durée du test : 12 jours

Réacteur B :

Date du prélèvement : 2004-04-01 vers midi

Lieu du prélèvement : inter-étang Mascouche 1-2

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.34; temp = 8.3 °C; O.D. = 6.8 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	1.65	1.090	0.560	0.314
0.69	1.6	1.104	0.496	0.246
0.81	1.56	1.107	0.453	0.205
1.13	1.58	1.117	0.463	0.215
1.73	1.51	1.144	0.366	0.134
1.88	1.47	1.153	0.317	0.100
2.02	1.48	1.163	0.317	0.101
2.77	1.5	1.234	0.266	0.071
2.92	1.5	1.254	0.246	0.061
3.02	1.48	1.269	0.211	0.045
3.71	1.47	1.405	0.065	0.004
3.86	1.45	1.448	0.002	0.000
4.01	1.58	1.492	0.088	0.008
4.70	1.68	1.782	-0.102	0.010
4.82	1.33	1.853	-0.523	0.274
4.99	1.73	1.959	-0.229	0.052
5.70	2.13	2.594	-0.464	0.215
5.82	2.17	2.746	-0.576	0.331
5.99	2.36	2.977	-0.617	0.381
6.70	3.52	4.330	-0.810	0.656
6.83	3.77	4.684	-0.914	0.835
6.99	4.31	5.140	-0.830	0.688
7.70	7.33	8.044	-0.714	0.510
7.86	8.89	8.987	-0.097	0.009
8.01	9.99	9.915	0.075	0.006
8.68	15.58	15.756	-0.176	0.031
8.79	17.67	17.093	0.577	0.332
8.98	20.85	19.549	1.301	1.692
9.09	22.23			
9.88	37.38			
10.19	46.84			
10.67				
10.78				
11.70				
11.81				

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
μ _{AUT}	0.91 1/d
X _{AUT,0}	2.51E-03 g-VSS/m3
S _{NO,0}	1.09 g-N/m3
Σ(Résiduel) ²	7.527
s ² =	0.301
Nombre de paramètre (p)	3
Nombre d'observation (n)	28
degrés de liberté =	25

	Date	MES	MVS	iVT
Début test	01-avr-04	60	50	0.82
Fin test	13-avr-04	21	15	0.71

Durée du test : 12 jours

Réacteur C :

Date du prélèvement : 2004-04-01 vers midi

Lieu du prélèvement : affluent - Terrebonne

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.34; temp = 7.1 °C; O.D. = 5.8 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	1.55	1.215	0.335	0.112
0.69	1.59	1.234	0.356	0.127
0.81	1.51	1.239	0.271	0.073
1.13	1.56	1.253	0.307	0.095
1.73	1.54	1.290	0.250	0.063
1.88	1.51	1.302	0.208	0.043
2.02	1.53	1.315	0.215	0.046
2.77	1.56	1.411	0.149	0.022
2.92	1.55	1.436	0.114	0.013
3.02	1.56	1.456	0.104	0.011
3.71	1.50	1.636	-0.136	0.019
3.86	1.58	1.692	-0.112	0.012
4.01	1.70	1.750	-0.050	0.002
4.70	1.93	2.125	-0.195	0.038
4.82	1.69	2.217	-0.527	0.277
4.99	2.10	2.353	-0.253	0.064
5.70	2.74	3.161	-0.421	0.177
5.82	2.75	3.354	-0.604	0.364
5.99	2.97	3.646	-0.676	0.457
6.70	4.88	5.341	-0.461	0.213
6.83	5.30	5.781	-0.481	0.232
6.99	5.93	6.348	-0.418	0.174
7.70	11.04	9.927	1.113	1.238
7.86	12.09	11.081	1.009	1.018
8.01	12.99	12.214	0.776	0.601
8.79	20.03	20.904	-0.874	0.765
8.98				
9.09				
9.88				
10.19				
10.67				
10.78				
10.94				

	Date	MES	MVS	iVT
Début test	01-avr-04	108	62	0.58
Fin test	13-avr-04	92	41	0.44

Durée du test : 12 jours

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
μ _{AUT}	0.89 1/d
X _{AUT,0}	3.56E-03 g VSS/m3
S _{NO,0}	1.22 g N/m3
Σ(Résiduel) ²	6.258
s ² =	0.272
Nombre de paramètre (p)	3
Nombre d'observation (n)	26
degrés de liberté =	23

Réacteur D :

Date du prélèvement : 2004-04-01 vers midi

Lieu du prélèvement : inter-étang Terrebonne 1-2

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.4; temp = 7.1 °C; O.D. = 5.1 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	1.22	0.890	0.330	0.109
0.69	1.18	0.900	0.280	0.078
0.81	1.14	0.902	0.238	0.056
1.13	1.15	0.910	0.240	0.058
1.73	1.2	0.930	0.270	0.073
1.88	1.15	0.937	0.213	0.045
2.02	1.15	0.944	0.206	0.042
2.77	1.16	0.998	0.162	0.026
2.92	1.18	1.012	0.168	0.028
3.02	1.19	1.024	0.166	0.028
3.71	1.03	1.127	-0.097	0.009
3.86	1.23	1.159	0.071	0.005
4.01	1.2	1.193	0.007	0.000
4.70	1.47	1.413	0.057	0.003
4.82	1.14	1.467	-0.327	0.107
4.99	1.47	1.548	-0.078	0.006
5.70	1.72	2.034	-0.314	0.098
5.82	1.77	2.150	-0.380	0.145
5.99	2.06	2.328	-0.268	0.072
6.70	2.95	3.370	-0.420	0.176
6.83	3.08	3.643	-0.563	0.317
6.99	3.37	3.995	-0.625	0.391
7.70	5.79	6.246	-0.456	0.208
7.86	6.13	6.978	-0.848	0.720
8.01	8.08	7.700	0.380	0.144
8.68	12.85	12.255	0.595	0.354
8.79	13.88	13.300	0.580	0.336
8.98	15.88	15.222	0.658	0.433
9.09	16.98	16.539	0.441	0.194
9.88	28.71	29.391	-0.681	0.463
10.19				
10.67				
10.78				

	Date	MES	MVS	ivT
Début test	01-avr-04	34	19	0.57
Fin test	13-avr-04	28	15	0.55

Durée du test : 12 jours

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
μ _{AUT}	0.92 1/d
X _{AUT,0}	1.84E-03 g VSS/m3
S _{NO,0}	0.89 g N/m3
Σ(Résiduel) ²	4.727
s ² =	0.175
Nombre de paramètre (p)	3
Nombre d'observation (n)	30
degrés de liberté =	27

Paramètres suivis lors des tests de nitrification
Début du test : 2004-04-01 17:00

Réacteur A :
Réacteur B :
Réacteur C :
Réacteur D :

Mascouche affluent
Mascouche inter-étangs 1-2
Terrebonne affluent
Terrebonne inter-étangs 1-2

Unité 3
Unité 2
Unité 4
Unité 1

# de prélèvement	Date	Température				pH				Oxygène dissous				ajustements			
		A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D				
1	2004-04-01 17:00	0.00	20.2	20.1	20.2	20.1	7.83	7.69	7.65	7.65	60.9	59.1	57.9	étalonnage			
2	2004-04-02 09:30	0.69	20.0	20.0	20.0	8.00	8.00	8.10	8.08	57.1	69.7	63.9	76.4	étalonnage + H2SO4 ABCD			
3	2004-04-02 12:30	0.81	20.0	20.0	20.0	7.80	7.71	7.77	7.57	58.5	72.7	67.2	77.0	H2SO4 ABCD			
4	2004-04-02 20:00	1.13	20.3	/	20.0	20.3	7.85	/	7.90	/	62.6	/	72.1	contrôleur tombé en panne: pas d'agitation ni de contrôle			
5	2004-04-03 10:30	1.73	20.2	22.0	20.2	20.1	7.92	7.80	8.09	7.92	63.0	25.0	72.0	de Température dans B. étalonnage 04-03 10:00			
6	2004-04-03 14:00	1.88	20.0	20.0	20.0	20.0	7.79	7.80	7.76	7.73	71.8	79.2	74.6				
7	2004-04-03 17:30	2.02	20.0	20.0	20.0	20.0	7.84	7.88	7.89	7.82	70.0	78.7	73.6	étalonnage			
8	2004-04-04 11:30	2.77	20.0	20.0	20.0	20.0	7.88	7.98	8.04	7.91	69.5	76.9	73.6				
9	2004-04-04 15:00	2.92	20.0	20.0	20.0	20.0	7.53	7.64	7.47	7.66	71.8	81.7	81.2				
10	2004-04-04 17:30	3.02	20.0	20.0	20.1	19.9	7.66	7.56	7.65	7.34	72.0	81.7	84.1	H2SO4 ABCD			
11	2004-04-05 10:00	3.71	20.0	20.0	20.0	20.0	7.87	7.91	8.01	7.91	75.5	83.2	89.4	étalonnage			
12	2004-04-05 13:45	3.86	20.0	20.0	20.0	20.0	7.80	7.77	7.90	7.80	76.8	80.3	79.7	H2SO4 ABCD			
13	2004-04-05 17:15	4.01	20.0	20.0	20.0	20.1	7.63	7.69	7.66	7.45	77.3	80.4	81.0				
14	2004-04-06 09:45	4.70	20.0	20.0	20.0	20.0	7.97	8.01	8.07	7.95	80.4	81.8	83.1	étalonnage			
15	2004-04-06 12:45	4.82	20.0	20.0	20.0	20.0	8.02	8.05	8.08	7.97	78.5	80.4	88.6	NaHCO3 0.5g BD 1g AC			
16	2004-04-06 16:45	4.99	20.0	20.0	20.0	20.1	8.05	8.09	8.10	8.01	78.5	80.4	88.6	H2SO4 ABCD étalonnage			
17	2004-04-07 09:45	5.70	20.0	20.0	20.0	20.1	7.79	7.76	7.79	7.73	77.6	77.9	87.4				
18	2004-04-07 12:45	5.82	20.0	20.0	20.0	20.1	7.89	7.76	7.90	7.76	79.6	82.7	89.6				
19	2004-04-07 16:50	5.99	20.0	20.0	20.0	19.9	7.72	7.52	7.73	7.69	79.5	81.8	89.1	H2SO4 0.5 mL BD 2mL AC			
20	2004-04-08 09:45	6.70	20.0	20.0	20.0	20.0	8.02	7.95	8.04	8.06	76.4	76.6	84.0	étalonnage + H2SO4 ABCD			
21	2004-04-08 13:00	6.83	20.0	20.0	19.9	20.1	7.90	7.83	7.80	7.74	73.7	73.0	72.2				
22	2004-04-08 16:45	6.99	20.0	20.0	20.0	20.0	7.93	7.86	7.89	7.84	72.9	73.4	66.0	étalonnage			
23	2004-04-09 09:45	7.70	20.0	20.0	20.0	19.9	7.91	7.89	7.81	7.93	64.8	64.5	67.8				
24	2004-04-09 13:45	7.86	20.0	20.0	20.0	20.0	7.86	7.87	7.76	7.92	62.3	64.9	63.3				
25	2004-04-09 17:15	8.01	20.0	20.0	20.0	20.0	7.81	7.82	7.70	7.84	60.4	62.4	62.3				
26	2004-04-10 09:15	8.68	20.0	20.0	20.0	19.9	7.69	7.73	7.55	7.65	56.9	57.5	59.3	agitation D tombé en panne			
27	2004-04-10 12:00	8.79	20.0	20.0	20.0	20.1	7.70	7.76	7.53	7.66	56.7	57.4	60.9				
28	2004-04-10 16:30	8.98	20.0	20.0	20.0	20.0	7.69	7.73	7.48	7.58	58.0	57.2	60.2				
29	2004-04-10 19:15	9.09	20.0	20.0	20.0	20.0	7.68	7.71	7.48	7.54	57.9	56.6	59.8	NaHCO3 2g AC et 0.5g BD			
30	2004-04-11 14:00	9.88	20.0	20.0	20.0	20.0	7.87	7.84	7.67	7.54	55.4	55.4	57.4				
31	2004-04-11 21:30	10.19	20.0	20.0	20.0	20.0	7.77	7.77	7.62	7.47	54.8	56.9	57.6				
32	2004-04-12 09:00	10.67	20.0	20.0	20.0	20.0	7.67	7.62	7.47	7.44	55.6	57.6	57.1				
33	2004-04-12 11:45	10.78	20.0	20.0	20.0	19.9	7.62	7.59	7.45	7.42	59.2	57.7	57.9				
34	2004-04-12 15:30	10.94	20.0	20.0	20.0	20.2	7.54	7.52	7.37	7.41	56.7	57.0	63.1				
35	2004-04-13 09:45	11.70	20.0	20.0	20.0	20.0	7.16	8.08	7.63	8.19	56.6	73.0	78.6	1g NaHCO3 A			
36	2004-04-13 12:30	11.81	20.0	20.0	20.0	20.0	7.63	8.14	7.86	8.30	63.3	75.5	81.2				

Réacteur A :

Date du prélèvement : 2004-04-22 vers 10h00

Lieu du prélèvement : affluent - Terrebonne 1 %

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.3; temp = 9.9 °C; O.D. 4.6 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	0.254	0.286	-0.032	0.001
0.71	0.264	0.293	-0.029	0.001
0.99	0.283	0.297	-0.014	0.000
1.86	0.323	0.319	0.004	0.000
2.08	0.322	0.327	-0.005	0.000
2.85	0.365	0.371	-0.006	0.000
3.07	0.379	0.389	-0.010	0.000
3.69	0.449	0.463	-0.014	0.000
3.86	0.46	0.490	-0.030	0.001
4.00	0.482	0.515	-0.033	0.001
4.69	0.642	0.692	-0.050	0.002
4.83	0.67	0.741	-0.068	0.005
4.96	0.68	0.790	-0.111	0.012
5.70	1.08	1.204	-0.124	0.015
5.83	1.18	1.311	-0.131	0.017
6.03	1.28	1.488	-0.208	0.043
6.70	2.98	2.342	0.638	0.406
6.84	2.99	2.598	0.392	0.154
6.97	3.18	2.842	0.338	0.114
7.70	4.71	4.875	-0.165	0.027
7.80	4.92	5.261	-0.341	0.116
8.24	6.03			
8.78	7.87			
9.01	9.41			
9.86	13.10			
10.10	13.82			
10.69	18.36			
10.85	18.57			
10.98	19.63			
11.69	25.26			
11.86	26.86			
12.01	28.12			
12.67	34.01			
12.86	36.56			
12.94	36.30			
13.04	37.36			
13.69	42.65			
13.87	46.61			
14.05				
14.69				

	Date	MES	MVS	IVT
Début test	21-avr-04	non disp	non disp	non disp
Fin test	07-mai-04	2	2	0.73

Durée du test : 15 jours

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
μ _{AUT}	0.95 1/d
Paramètres estimés	
X _{AUT,0}	1.23E-03 g VSS/m3
S _{NO,0}	0.29 g N/m3
Σ(Résiduel) ²	0.917
s ²	0.051
Nombre de paramètre (p) =	3
Nombre d'observation (n) =	21
degrés de liberté =	18

Réacteur B :

Date du prélèvement : 2004-04-22 vers 10h00

Lieu du prélèvement : affluent - Terrebonne 100 %

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.3; temp = 9.9 °C; O.D. 4.6 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

[illegible]

Paramètres spécifiés	
Y_{AUT}	0.15
b_{AUT}	0.150
λ_{AUT}	0.95 1/d
Paramètres estimés	
$X_{AUT,B}$	1.07E-02 g VSS/m ³
$S_{NO,0}$	0.06 g N/m ³
$\Sigma(\text{Résiduel})^2$	17.615
$s^2 =$	1.036
Nombre de paramètre (p) =	3
Nombre d'observation (n) =	20
Degrés de liberté =	17

	Date	MES	MVS	IVT
Début test	21-avr-04	108	53	0.49
Fin test	03-mai-04	77	35	0.46

Durée du test : 10 jours

Réacteur C :

Date du prélèvement : 2004-04-22 vers 10h00

Lieu du prélèvement : affluent - Terrebbonne 0 %

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.3; temp = 9.9 °C; O.D. 4.6 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	n. disp.			
0.71	0.259	0.305	-0.046	0.002
0.99	0.283	0.307	-0.024	0.001
1.86	0.322	0.320	0.002	0.000
2.08	0.321	0.324	-0.003	0.000
2.85	0.364	0.350	0.014	0.000
3.07	0.378	0.360	0.018	0.000
3.69	0.431	0.403	0.028	0.001
3.86	0.431	0.418	0.013	0.000
4.00	0.461	0.432	0.029	0.001
4.69	0.575	0.535	0.040	0.002
4.83	0.59	0.563	0.031	0.001
4.96	0.62	0.591	0.025	0.001
5.70	0.89	0.830	0.056	0.003
5.83	0.63	0.892	-0.261	0.068
6.03	1.00	0.994	0.006	0.000
6.70	1.56	1.487	0.073	0.005
6.84	2.63			
6.97	2.76			
7.70	4.07			
7.80	4.23			
8.24	5.35			
8.78	7.44			
9.01	8.48			
9.86	13.60			
10.10	14.29			
10.69	19.42			
10.85	21.92			
10.98	23.09			
11.69	29.66			
11.86	31.06			
12.01	32.20			
12.67	40.09			
12.86	42.21			
12.94	42.38			
13.04	44.13			
13.69	43.85			
13.87	47.25			
14.05				
14.69				

	Date	MES	MVS	iVT
Début test	21-avr-04	non disp	non disp	non disp
Fin test	07-mai-04	2	2	0.91

Durée du test : 15 jours

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
μ _{AUT}	0.95 1/d
Paramètres estimés	
X _{AUT,0}	7.09E-04 g VSS/m3
S _{NO,0}	0.30 g N/m3
Σ(Résiduel) ²	0.085
s ² =	0.007
Nombre de paramètre (p) =	3
Nombre d'observation (n) =	16
degrés de liberté =	13

Réacteur C :

Date du prélèvement : 2004-04-22 vers 10h00

Lieu du prélèvement : affluent - Terrebonne 10 %

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.3; temp = 9.9 °C; O.D. 4.6 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

[illegible]

Paramètres spécifiés	
γ_{AUT}	0.15
b_{AUT}	0.150
μ_{AUT}	0.95 1/d
Paramètres estimés	
$X_{AUT,0}$	1.19E-02 g VSS/m ³
$S_{NO,0}$	0.46 g N/m ³
$\Sigma(\text{Résiduel})^2$	1.258
S^2	0.079
Nombre de paramètre (p) =	3
Nombre d'observation (n) =	19
Degrés de liberté =	16

	Date	MES	MVS	iVT
Début test	21-avr-04	non disp	non disp	non disp
Fin test	07-mai-04	2	2	0.91

Durée du test : 10 jours

Paramètres suivis lors des tests de nitrification										Unité 3				Unité 2				Unité 4				Unité 1				Terr aff 1%				Terr aff 100%				Terr aff 0%				Terr aff 10%																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																				
Début du test : 2004-04-22 17:00										A=				B=				C=				D=				Terr aff 1%				Terr aff 100%				Terr aff 0%				Terr aff 10%																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																				
# de prélèvement	Date	temps(d)	Température				pH				Oxygène dissous				ajustements																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																											
			A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D					A	B	C	D																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																				</

Réacteur A :

Date du prélèvement : 2004-07-08 10:00:00

Lieu du prélèvement : Terrebonne sortie étang 1 ouest

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7; temp = 21 °C; O.D. 0 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	0	0.000	0.000	0.000
0.70	0	0.009	-0.009	0.000
0.86	0.134	0.012	0.122	0.015
1.00	0	0.015	-0.015	0.000
1.65	0	0.036	-0.036	0.001
1.74	0	0.040	-0.040	0.002
1.83	0.08	0.044	0.036	0.001
1.91	0.09	0.048	0.042	0.002
2.22	0.06	0.067	-0.007	0.000
2.72	0.08	0.111	-0.031	0.001
2.77	0.08	0.117	-0.037	0.001
3.23	0.10	0.184	-0.084	0.007
3.71	0.15	0.291	-0.141	0.020
3.81	0.21	0.321	-0.111	0.012
3.95	0.00	0.364	-0.364	0.133
4.03	0.00	0.394	-0.394	0.155
4.61	0.39	0.679	-0.289	0.084
5.01	0.45	0.981	-0.531	0.282
5.72	1.54	1.885	-0.345	0.119
5.83	1.45	2.081	-0.631	0.398
5.93	1.81	2.283	-0.473	0.223
6.03	1.92	2.512	-0.592	0.350
6.69	4.00	4.618	-0.618	0.382
6.78	4.03	4.985	-0.955	0.912
6.90	4.36	5.573	-1.213	1.471
7.01	6.50	6.170	0.330	0.109
7.72	13.20	11.773	1.427	2.037
7.83	13.90	13.117	0.783	0.613
7.95	13.92	14.569	-0.649	0.421
8.11	16.91	16.918	-0.008	0.000
8.68	27.90	28.409	-0.509	0.259
8.82	31.91	32.262	-0.352	0.124

	Date	MES	MVS	iVT
Début test	8 juillet 2004	58	31	0.53
Fin test	17 juillet 2004	58	31	0.53

Durée du test : 9 jours

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
X _{AUT,0}	1.30E+03 g VSS/m3
μ _{AUT}	1.07 1/d
S _{NO,0}	0.00 g N/m3
Σ(Résiduel) ²	8.134
s ² =	0.280
Nombre de paramètre (p) =	3
Nombre d'observation (n) =	32
degrés de liberté =	29

Réacteur B :

Date du prélèvement : 2004-07-08 10:00:00

Lieu du prélèvement : Terrebonne sortie étang 1 est

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7; temp = 21 °C; O.D. 0.8 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	2.28	0.559	1.721	2.960
0.70	2.81	2.041	0.769	0.592
0.86	3.03	2.538	0.492	0.242
1.00	3.18	3.035	0.145	0.021
1.65	5.86	6.475	-0.615	0.379
1.74	6.13	7.140	-1.010	1.019
1.83	6.69	7.863	-1.173	1.376
1.91	7.15	8.493	-1.343	1.805
2.22	10.05	11.744	-1.694	2.869
2.72	18.35	19.405	-1.055	1.112
2.77	22.17	20.430	1.740	3.029
3.23	34.99	31.982	3.008	9.045
3.71	52.37	50.759	1.611	2.594
3.81	53.49	56.086	-2.596	6.737
3.95				
4.03				
4.61				
5.01				
5.72				
5.83				
5.93				
6.03				
6.69				
6.78				
6.90				
7.01				
7.72				
7.83				
7.95				
8.11				
8.68				
8.82				

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
X _{AUT,0}	2.05E-01 g VSS/m3
μ _{AUT}	1.09 1/d
S _{NO,0}	0.56 g N/m3
Σ(Résiduel) ²	33.781
s ² =	3.071
Nombre de paramètre (p) =	3
Nombre d'observation (n) =	14
degrés de liberté =	11

	Date	MES	MVS	IVT
Début test	8 juillet 2004	56	35	0.62
Fin test	17 juillet 2004	54	32	0.59

Durée du test : 9 jours

Réacteur C :

Date du prélèvement : 2004-07-08 10:00:00

Lieu du prélèvement : Terrebonne sortie étang 2 est

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.05; temp = 22.1 °C; O.D. 4.3 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	0	0.000	0.000	0.000
0.70	0	0.030	-0.030	0.001
0.86	0.06	0.040	0.020	0.000
1.00	0.07	0.051	0.019	0.000
1.65	0	0.120	-0.120	0.015
1.74	0.11	0.134	-0.024	0.001
1.83	0.11	0.149	-0.039	0.001
1.91	0.14	0.161	-0.021	0.000
2.22	0.16	0.227	-0.067	0.004
2.72	0.28	0.381	-0.101	0.010
2.77	0.31	0.401	-0.091	0.008
3.23	0.53	0.632	-0.102	0.010
3.71	1.13	1.006	0.124	0.015
3.81	1.22			
3.95	1.37			
4.03	1.29			
4.61	2.91			
5.01	3.51			
5.72	9.51			
5.83	9.15			
5.93	10.31			
6.03	11.91			
6.69	15.65			
6.78	21.49			
6.90	24.76			
7.01	48.20			
7.72	43.60			
7.83	42.30			
7.95	46.80			
8.11	51.00			

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
X _{AUT,0}	4.26E-03 g VSS/m3
μ _{AUT}	1.08 1/d
S _{NO,0}	0.00 g N/m3
Σ(Résiduel) ²	0.067
s ² =	0.007
Nombre de paramètre (p) =	3
Nombre d'observation (n) =	13
degrés de liberté =	10

	Date	MES	MVS	IVT
Début test	8 juillet 2004	70	26	0.37
Fin test	17 juillet 2004	71	39	0.56

Durée du test : 9 jours

Réacteur C :

Date du prélèvement : 2004-07-08 10:00:00

Lieu du prélèvement : Terrebonne sortie étang 2 ouest

Paramètres mesurés lors du prélèvement : pH = 7.12; temp = 22 °C; O.D. 4.3 mg O/L

Température du réacteur maintenu à 20 °C

Oxygène dissous maintenu à 2.0 mg O/L

Temps (d)	S _{NO} mesuré	S _{NO} estimé	Résiduel	(Résiduel) ²
0.00	0.39	0.204	0.186	0.035
0.70	0.42	0.257	0.163	0.027
0.86	0.45	0.274	0.176	0.031
1.00	0.44	0.290	0.150	0.022
1.65	0.53	0.397	0.133	0.018
1.74	0.53	0.417	0.113	0.013
1.83	0.55	0.438	0.112	0.012
1.91	0.56	0.456	0.104	0.011
2.22	0.65	0.547	0.103	0.011
2.72	0.83	0.749	0.081	0.007
2.77	0.85	0.775	0.075	0.006
3.23	1.12	1.056	0.064	0.004
3.71	1.55	1.483	0.067	0.004
3.81	1.69	1.599	0.091	0.008
3.95	1.87	1.765	0.105	0.011
4.03	1.76	1.877	-0.117	0.014
4.61	2.98	2.901	0.079	0.006
5.01	3.42	3.921	-0.501	0.251
5.72	5.68	6.772	-1.092	1.193
5.83	7.15	7.363	-0.213	0.046
5.93	7.26	7.964	-0.704	0.495
6.03	7.55	8.637	-1.087	1.182
6.69	13.75	14.515	-0.765	0.585
6.78	12.10	15.496	-3.396	11.534
6.90	13.95	17.049	-3.099	9.602
7.01	29.90	18.605	11.295	127.574
7.72	30.30	32.419	-2.119	4.490
7.83	30.90			
7.95	32.30			
8.11	32.70			
8.68	46.10			
8.82	50.60			

Paramètres spécifiés	
Y _{AUT}	0.15
b _{AUT}	0.150
Paramètres estimés	
X _{AUT,0}	9.03E-03 g VSS/m3
μ _{AUT}	0.94 1/d
S _{NO,0}	0.20 g N/m3
Σ(Résiduel) ²	157.190
s ² =	6.550
Nombre de paramètre (p) =	3
Nombre d'observation (n) =	27
degrés de liberté =	24

	Date	MES	MVS	iVT
Début test	8 juillet 2004	45	23	0.51
Fin test	17 juillet 2004	42	23	0.55

Durée du test : 9 jours

ANNEXE IV

ARTICLE DANS VECTEUR ENVIRONNEMENT

L'article scientifique dans cet annexe a été publié pour synthétiser et diffuser les résultats du projet de R&D « Réduction de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés ». L'importance de cet article était premièrement de démontrer que la nitrification saisonnière était un phénomène général à un échantillon de 36 STEP d'étangs aérés au Québec. Le modèle mécaniste développé dans le cadre de ce projet de doctorat a ensuite servi à expliquer les causes de ce phénomène, notamment le lessivage des bactéries nitrifiantes à l'effluent de l'étang en saison froide.

Les intervenants du projet étaient AXOR Experts-Conseils Inc., l'École Polytechnique de Montréal, les entreprises NORDIKeau Inc., la Régie d'assainissement des eaux usées Terrebonne/Mascouche, la Ville de Terrebonne et le Ministère des Affaires Municipales et des Régions du Québec. La contribution de l'École Polytechnique dans ce projet était significatif, notamment quant à la modélisation mécaniste et le recensement des données des 36 STEP d'étangs aérés. Le rapport de ce projet (AXOR, 2005) a été remis au Ministère des Affaires Municipales et des Régions et à la Régie d'assainissement des eaux usées Terrebonne/Mascouche en 2005.

Cet article, ci-joint sur CD-ROM, a mérité la Distinction Arnold Drapeau de RÉSEAU environnement en 2006 pour son excellence et sa rigueur scientifique.