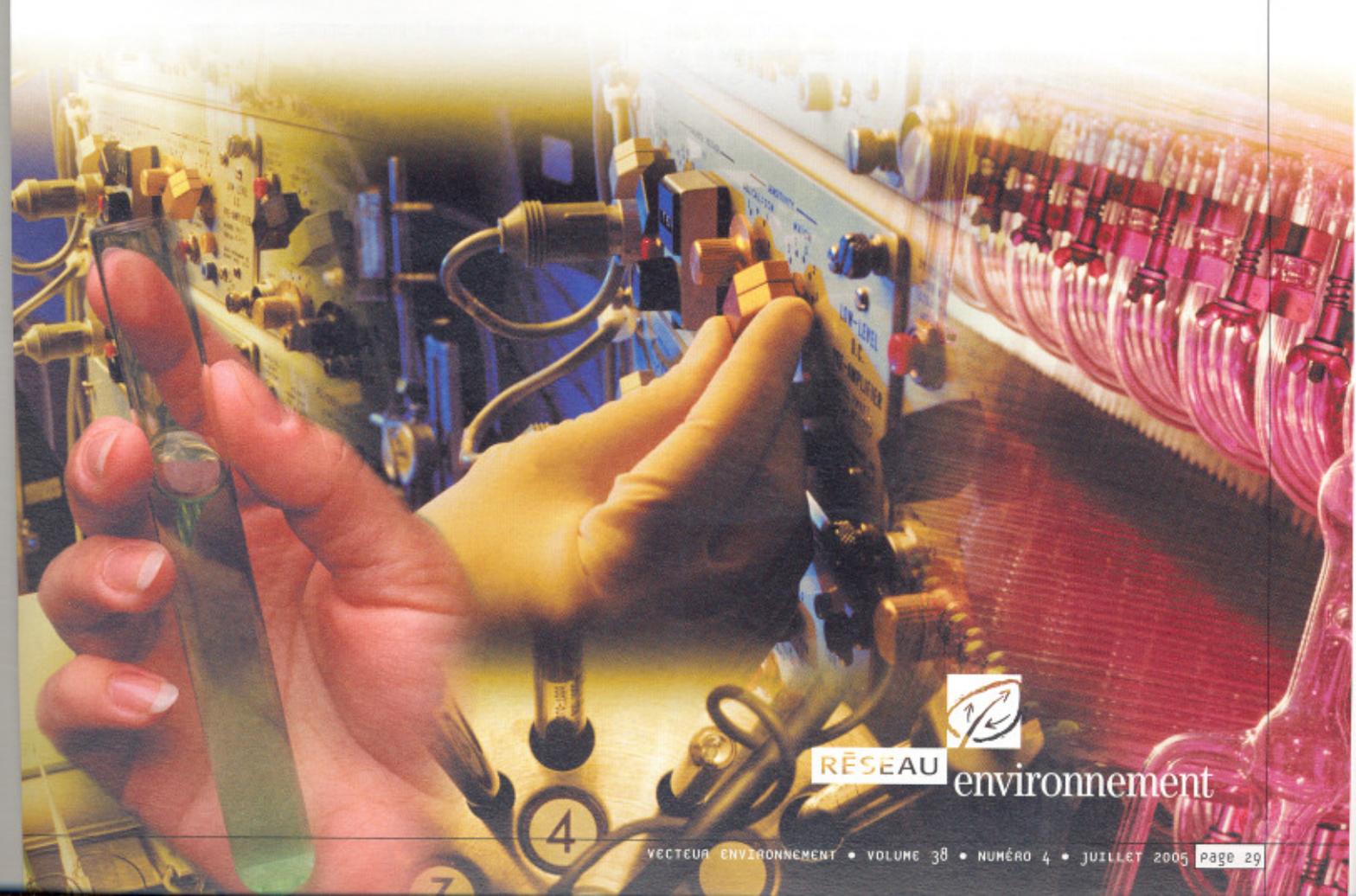


## ÉPURATION DES EAUX USÉES

Modélisation de l'enlèvement de l'azote  
ammoniacal dans les étangs aérés



RÉSEAU environnement

Épuration des  
eaux uséesModélisation de l'enlèvement de l'azote  
ammoniacal dans les étangs aérésMarc-André Desjardins<sup>1\*</sup>, Julie Cormier<sup>1</sup>,  
Dwight Houweling<sup>2</sup> et Yves Comeau<sup>2</sup>

\*Auteur pour correspondance

*Modelling of Ammonia Removal in Aerated  
Lagoons*

## Résumé

Dans le cadre du plan d'action sur la réduction de la toxicité des effluents municipaux associé à l'engagement 40 de la Politique nationale de l'eau du Gouvernement du Québec, un projet de recherche et développement sur la réduction de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés, financé par le ministère des Affaires Municipales et des Régions (MAMR), a été réalisé par AXOR Experts-Conseils Inc., en collaboration avec l'École Polytechnique de Montréal et la firme NORDIKeau Inc. Le rapport final de cette étude a été remis au début de 2005 (AXOR Experts-Conseils Inc., 2005). L'un des aspects les plus originaux de ce projet concerne la modélisation de l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés. Dans le cadre de ce projet, un modèle empirique simple a été développé afin de permettre l'estimation de l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs. Le modèle proposé a été adapté de l'équation d'Eckenfelder utilisée pour calculer l'enlèvement de la DBO<sub>5</sub> dans les étangs. Par ailleurs, le projet a également permis le développement d'un modèle mécaniste, élaboré à l'aide du logiciel de simulation GPS-X, rendant possible la prédiction des concentrations d'azote ammoniacal à la sortie des étangs en fonction des conditions d'alimentation et d'exploitation de ceux-ci. Le développement de ce modèle a permis d'établir que la concentration de la biomasse nitrifiante, la température, la concentration d'oxygène dissous (O.D.) ainsi que le régime hydraulique des étangs sont les paramètres qui jouent un rôle prépondérant dans l'enlèvement de l'azote ammoniacal. Selon les résultats des simulations, une concentration de biomasse nitrifiante minimale de 0,5 mg DCO/L est nécessaire pour que s'amorce la nitrification dans les étangs.

Mots-clés : étangs aérés, azote ammoniacal, modélisation.

## Abstract

As part of the Province of Quebec's action plan for the reduction of toxicity related to municipal wastewater discharges (commitment 40 of the provincial Water Policy), a research and development project on ammonia removal in aerated lagoons, financially supported by the ministry of Municipal Affairs and Regions (MAMR), was conducted by AXOR Experts-Conseils Inc., in collaboration with Ecole Polytechnique of Montreal and NORDIKeau Inc. The final report of this study was submitted in early 2005 (AXOR Experts-Conseils Inc., 2005). One of the most original aspects of this project is the modelling of ammonia removal in aerated lagoons. Within this project, a simplified empirical model was developed to estimate ammonia removal in aerated lagoons. This proposed model was adapted from the Eckenfelder equation used to calculate BOD<sub>5</sub> removal in aerated lagoons. In addition, a mechanistic model was developed using the simulation software GPS-X which allows the prediction of ammonia concentration at the outlet of aerated lagoons taking into account influent characteristics and operating conditions. The development of this model showed that nitrifying biomass concentration, temperature, dissolved oxygen concentration (D.O.) and lagoons' hydraulic regime are the key parameters for ammonia removal. According to the simulation results, a minimal nitrifying biomass concentration of 0.5 mg COD/L is required to initiate nitrification in lagoons.

Key words : aerated lagoons, ammonia, modelling.

## 1. Introduction

Depuis quelques années, la toxicité causée par les rejets d'azote ammoniacal dans l'environnement est devenue une préoccupation grandissante. Tel que l'a fait ressortir l'étude menée dans le cadre du programme Saint-Laurent Vision 2000, les effluents municipaux présentent un potentiel toxique relié notamment à l'azote ammoniacal (MENV et Env. Can., 2001). En janvier 2003, le gouvernement fédéral a inscrit l'ammoniac dissous dans l'eau sur la *Liste des substances toxiques* de l'annexe 1 de la *Loi Canadienne sur la protection de l'environnement* (1999). Par ailleurs, le gouvernement du Québec, dans sa *Politique nationale de l'eau* rendue publique en 2002, a pris l'engagement de diminuer, d'ici 2005, la toxicité des effluents par l'élaboration et la mise en œuvre d'un plan d'action sur la réduction de la toxicité des effluents municipaux (engagement 40). Dans le cadre de ce plan d'action, un projet de recherche et développement sur la réduction de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés, financé par le ministère des Affaires Municipales et des Régions (MAMR) a été réalisé par AXOR Experts-Conseils Inc., en collaboration avec l'École Polytechnique de Montréal et la firme NORDIKeau

Inc. Le rapport final de cette étude a été remis au MAMR ainsi qu'à la Régie d'assainissement des eaux usées Terrebonne/Mascouche (Régie), également partenaire du projet, au début de 2005 (AXOR Experts-Conseils Inc., 2005).

Le projet de recherche et développement sur la réduction de l'azote ammoniacal visait à mieux comprendre le mécanisme de la nitrification dans les étangs aérés et à évaluer les avenues d'optimisation ainsi que les moyens d'améliorer la performance des étangs aérés pour l'enlèvement de l'azote ammoniacal, particulièrement en saison froide. Les résultats de ce projet ont été présentés lors d'AMERICANA 2005 (Desjardins *et al.*, 2005). Sans contredit, l'une des contributions les plus originales de ces résultats concerne la modélisation de l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés. Avant ce projet, aucun modèle simple de prédiction de l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés n'était disponible et les ingénieurs concepteurs n'avaient d'autres choix que de faire des hypothèses pour estimer l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs. Dans le cadre de ce projet, un modèle empirique simple a été développé afin de permettre l'estimation de l'enlèvement de l'azote ammoniacal

<sup>1</sup> AXOR Experts-Conseils Inc., 1950, rue Sherbrooke Ouest, Montréal (Québec), Canada, H3H 1E7. Téléphone : (514) 846-4000. Télécopieur : (514) 846-4005.<sup>2</sup> Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique, Montréal (Québec), Canada.

dans les étangs. Par ailleurs, le projet a également permis le développement d'un modèle mécaniste rendant possible la prédiction des concentrations d'azote ammoniacal à la sortie des étangs en fonction des conditions d'alimentation et d'exploitation de ceux-ci. Cet article vise à présenter successivement les deux modèles mentionnés ci-dessus, soit le modèle empirique ainsi que le modèle mécaniste.

## 2.1 Modèle empirique

### 2.1 Méthodologie

#### 2.1.1 Modèle de conception des étangs aérés au Québec

Le développement du modèle empirique a été basé sur les données de 36 stations d'épuration (STEP) de type étangs aérés suivies par le MAMR. L'approche retenue a été d'adapter l'équation d'Eckenfelder qui est le modèle de conception recommandé par le ministère de l'Environnement (MENV) pour l'enlèvement de la DBO<sub>5</sub> dans les étangs aérés facultatifs (voir le *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique*, MENV, 2001).

#### 2.1.2 Modèle d'Eckenfelder adapté au calcul du taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal

Le modèle d'Eckenfelder adapté pour prédire l'enlèvement de l'azote ammoniacal est représenté par l'équation 1. Cette équation est sensiblement la même que celle pour l'enlèvement de la DBO<sub>5</sub> mais les valeurs de  $K_{e-N(T)}$  et  $FC_N$  doivent être établies.

L'enlèvement de l'azote ammoniacal est calculé par rapport à la

concentration d'azote total Kjeldahl (NTK) à l'affluent parce que ce paramètre inclut l'azote ammoniacal et l'azote organique. En effet, l'azote organique peut s'hydrolyser dans les étangs pour contribuer à la charge en azote ammoniacal.

Le facteur de correction ( $FC_N$ ) dans l'équation 1 tient compte du fait qu'il y a un relargage de  $NH_4$  par les boues. Comme dans le cas du modèle de l'enlèvement de la DBO<sub>5</sub>, des valeurs différentes de  $FC_N$  devraient être appliquées selon les saisons.

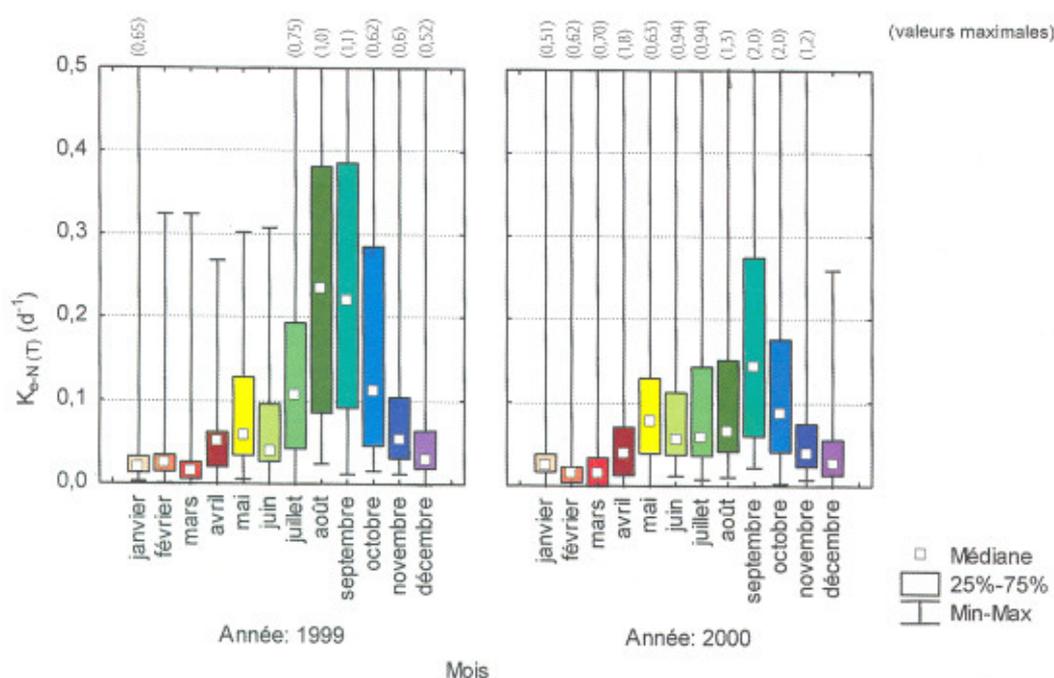
$$\frac{N_e}{N_o} = \frac{1}{1 + K_{e-N(T)} \times t} \times FC_N \quad \text{Équation 1}$$

où  $N_e$  = azote ammoniacal à l'effluent, mg N/L  
 $N_o$  = azote total Kjeldahl à l'affluent, mg N/L  
 $K_{e-N(T)}$  = taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal à la température T, d<sup>-1</sup>  
 $t$  = temps de rétention hydraulique, d  
 $FC_N$  = facteur de correction pour tenir compte de l'azote ammoniacal provenant des produits de la décomposition anaérobie qui s'effectue au fond de l'étang

#### 2.1.3 Données de performance de stations

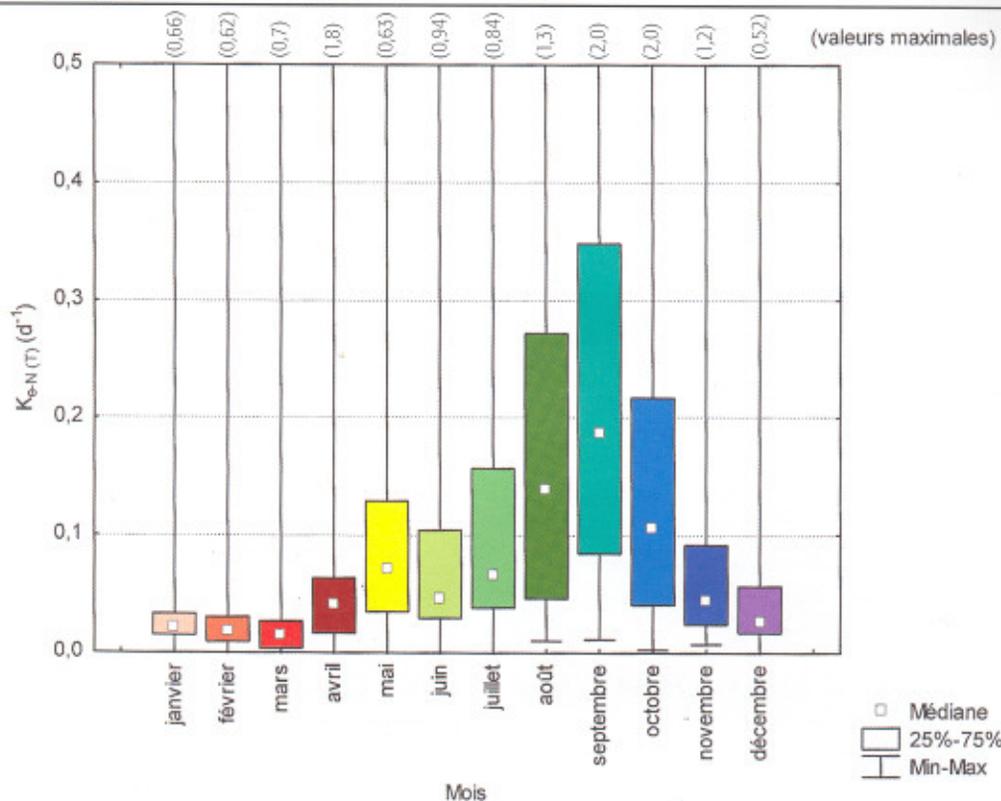
Les données de performance des 36 stations d'étangs aérés ont été analysées pour les années 1999 et 2000 afin de déterminer des paramètres  $K_{e-N(T)}$  et  $FC_N$  applicables dans l'équation 1. Ces années ont été retenues parce que les données étaient disponibles au MAMR en format électronique. Le volume ainsi que le nombre d'étangs pour chaque station ont été obtenus à partir des Cahiers des exigences environnementales des stations cataloguées au MAMR.

**Figure 1**  
Taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal ( $K_{e-N(T)}$ ) calculés à partir des données disponibles pour 36 STEP d'étangs aérés (1999 et 2000)



**Figure 2**

Variation mensuelle du  $K_{e-N(T)}$  pour 36 STEP d'étangs aérés pour les années 1999-2000 combinées



Ces stations se trouvent dans plusieurs régions du Québec telles que la région de Montréal, de l'Estrie, des Hautes Laurentides et de l'Abitibi. Les débits variaient de 23 à 63 863 m<sup>3</sup>/d pendant la période étudiée, avec des temps de rétention hydraulique (TRH = rapport  $V_{ÉTANGS}/Q$ ) variant entre 4 à 218 jours. Parmi ces 36 stations, il y a des étangs de petite, moyenne et grande taille, dans des conditions climatiques diverses. Les données de performance retenues sont donc représentatives de la variété des stations d'étangs aérés au Québec.

## 2.2 Résultats et discussion

### 2.2.1 Calcul du taux d'enlèvement pour chaque mois

Le taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal,  $K_{e-N(T)}$  a été calculé à partir de l'équation 1 pour chacun des mois des années 1999 et 2000. La figure 1 illustre la variation mensuelle du taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal pour les 36 STEP d'étang aérés, présentée séparément pour les années 1999 et 2000.

À l'examen de la figure 1, on observe que les années 1999 et 2000 affichent les mêmes tendances :

- le plus bas taux d'enlèvement d'azote ammoniacal est en hiver;
- une légère augmentation du  $K_{e-N(T)}$  au début du printemps;
- une diminution du  $K_{e-N(T)}$  à la fin du printemps;
- le plus haut taux d'enlèvement est pendant les derniers mois d'été et au début de l'automne.

Les résultats de la variation mensuelle du taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal, combinés pour les années 1999 et 2000, sont

présentés à la figure 2. Pour les deux années combinées, les valeurs médianes du coefficient  $K_{e-N(T)}$  varient de 0,01 à 0,20 d<sup>-1</sup> (mois de mars et septembre respectivement). Les valeurs médianes ont été retenues pour chacune des périodes parce qu'elles ne sont pas affectées par des valeurs extrêmes, ce qui n'est pas le cas pour les valeurs moyennes. La médiane de  $K_{e-N(T)}$  est donc plus représentative du taux d'enlèvement calculé pour la majorité des 36 STEP. Les valeurs médianes mensuelles du  $K_{e-N(T)}$  calculées pour les années 1999 et 2000 combinées sont présentées au tableau 1.

Les résultats indiquent que les valeurs médianes du taux d'enlèvement de NH<sub>4</sub> ( $K_{e-N(T)}$ ) calculées sont plus basses que le taux d'enlèvement de la DBO<sub>5</sub> recommandé par le MENV ( $K_c = 0,37$  d<sup>-1</sup> à 20°C). Ces résultats sont cohérents pour les raisons suivantes :

- les étangs sont plus efficaces pour l'enlèvement de la DBO<sub>5</sub> que pour l'enlèvement du NH<sub>4</sub>;
- la concentration de la DBO<sub>5</sub> à l'affluent des STEP est plus élevée que la concentration d'azote ammoniacal.

Les boîtes 25 %-75 % des figures 1 et 2 représentent les plages quartiles. La moitié des valeurs est située dans les plages quartiles. De ces boîtes, on observe que les résultats sont plus variables en été et en automne (plage d'environ 0,25 d<sup>-1</sup> au mois de septembre) et beaucoup moins variable en hiver (plage d'environ 0,02 d<sup>-1</sup> au mois de mars).

**Tableau 1**Valeurs médianes du  $K_{e-N}(T)$  pour chaque mois de l'année

Mois	Taux d'enlèvement de $NH_4$ , $K_{e-N}(T)$ ( $d^{-1}$ )
Janvier	0,02
Février	0,02
Mars	0,01
Avril	0,04
Mai	0,08
Juin	0,05
Juillet	0,07
Août	0,15
Septembre	0,20
Octobre	0,11
Novembre	0,04
Décembre	0,03

Des valeurs de  $K_{e-N}(T)$  bien au-delà des plages 25 %-75 %, surtout en été et en automne, indiquent que le taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal n'est pas uniquement fonction du TRH. Le modèle du type Eckenfelder néglige en effet des paramètres importants tels que la concentration d'oxygène dissous dans les étangs, le régime hydrodynamique et le niveau d'accumulation des boues, paramètres qui peuvent avoir un effet important sur la nitrification. Cependant, des valeurs typiques peuvent être tirées des figures 1 et 2 pour des STEP d'étangs aérés opérées sous des conditions normales au Québec.

### 2.2.2 Normalisation du taux d'enlèvement

La normalisation du taux d'enlèvement  $K_{e-N}$  en fonction de la température n'est pas réalisable à cause du manque de lien direct entre ces deux variables. Par exemple, on observe généralement davantage d'enlèvement de  $NH_4$  en automne qu'en été, alors que la température de l'eau a commencé à diminuer. Normalement, la température des étangs continue d'augmenter durant les mois de mai, juin et juillet et il est observé que le taux d'enlèvement  $K_{e-N}(T)$  diminue pendant cette période avant de remonter vers la fin de l'été et en automne.

### 2.2.3 Modèle empirique proposé

Le modèle d'Eckenfelder adapté au calcul du taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal (avec  $K_{e-N}$  au lieu de  $K_{e-N}(T)$  dans l'équation 1) est proposé pour prédire l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés facultatifs du Québec. Dans sa forme actuelle, le modèle peut être utilisé pour évaluer la performance globale d'une série d'étangs. Toutefois, il ne peut servir à prédire l'enlèvement de l'azote ammoniacal de chaque étang considéré individuellement.

Il est recommandé d'utiliser des valeurs de  $K_{e-N}$  pour les trois périodes caractéristiques de l'hiver-printemps (novembre à avril inclusivement), printemps-été (mai à juillet inclusivement) et été-automne (août à octobre inclusivement). Les valeurs de  $K_{e-N}$  et  $FC_N$  recommandées pour les trois périodes identifiées sont présentées au tableau 2.

**Tableau 2**Valeurs de  $K_{e-N}$  et  $FC_N$  recommandées en fonction de trois périodes de l'année

Période	$FC_N$	$K_{e-N}$ ( $d^{-1}$ )
Hiver-printemps (novembre à avril inclusivement)	1,05	0,03
Printemps-été (mai à juillet inclusivement)	1,20	0,07
Été-automne (août à octobre inclusivement)	1,20	0,15

Les valeurs de  $K_{e-N}$  présentées au tableau 2 ne sont pas normalisées en fonction de la température et sont les moyennes des valeurs calculées à partir des données des 36 STEP étudiées pour les années 1999 et 2000 combinées (voir tableau 1).

Les valeurs de  $FC_N$  retenues sont les mêmes que celles recommandées pour le calcul de l'enlèvement de la DBO<sub>5</sub> dans le *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique (MENV, 2001)*. Une valeur de  $FC_N$  de 1,05 a été retenue pour la période hiver-printemps et une valeur de  $FC_N$  de 1,20 a été retenue pour les périodes printemps-été et été-automne, ces facteurs étant appliqués au premier étang d'une série de deux étangs et aux deux premiers étangs d'une série de trois étangs ou plus.

### 2.2.4 Exemple d'application du modèle empirique

Afin d'illustrer l'application du modèle empirique proposé, un exemple de calcul est fourni ci-après :

La STEP de la Régie est constituée de 4 étangs aérés en série ayant chacun un volume total de 87 333 m<sup>3</sup>. Au mois de juillet, le débit moyen mensuel et la concentration moyenne d'azote Kjeldahl sont respectivement de 14 927 m<sup>3</sup>/d et 26 mg N/L à l'affluent. On veut estimer la concentration d'azote ammoniacal à l'effluent de la STEP durant cette période.

**Solution :**

- À partir de l'équation 1, on calcule la concentration d'azote ammoniacal à la sortie du premier étang de la manière suivante :

$$N_{e(t)} = \frac{1}{1 + K_{e-N} \times t} \times FC_N \times N_o$$

$$\text{où } N_o = 26 \text{ mg N/L}$$

$$K_{e-N} = 0,07 \text{ d}^{-1} \text{ (voir tableau 2)}$$

$$t = 87\,333 \text{ m}^3 / 14\,927 \text{ m}^3/\text{d} = 5,85 \text{ d}$$

$$FC_N = 1,2 \text{ (voir tableau 2)}$$

$$\text{alors } N_{e(t)} = \frac{1}{1 + 0,07 \text{ d}^{-1} \times 5,85 \text{ d}} \times 1,2 \times 26 \text{ mg N/L}$$

$$N_{e(t)} = 22,1 \text{ mg N/L}$$

2. Calcul de la concentration d'azote ammoniacal à la sortie du deuxième étang :

$$N_{e(2)} = \frac{1}{1 + K_{e-N} \times t} \times FC_N \times N_{e(1)}$$

alors 
$$N_{e(2)} = \frac{1}{1 + 0,07 \text{ d}^{-1} \times 5,85 \text{ d}} \times 1,2 \times 22,1 \text{ mg N/L}$$

$$N_{e(2)} = 18,8 \text{ mg N/L}$$

3. Calcul de la concentration d'azote ammoniacal à la sortie du troisième étang :

$$N_{e(3)} = \frac{1}{1 + K_{e-N} \times t} \times N_{e(2)}$$

alors 
$$N_{e(3)} = \frac{1}{1 + 0,07 \text{ d}^{-1} \times 5,85 \text{ d}} \times 18,8 \text{ mg N/L}$$

$$N_{e(3)} = 13,3 \text{ mg N/L}$$

4. Calcul de la concentration d'azote ammoniacal à l'effluent de la STEP de la Régie :

$$N_e = \frac{1}{1 + K_{e-N} \times t} \times N_{e(3)}$$

alors 
$$N_e = \frac{1}{1 + 0,07 \text{ d}^{-1} \times 5,85 \text{ d}} \times 13,3 \text{ mg N/L}$$

$$N_e = 9,4 \text{ mg N/L}$$

### 3. Modèle mécaniste

#### 3.1 Méthodologie

##### 3.1.1 Logiciel utilisé

Le modèle mécaniste a été élaboré à l'aide du logiciel de simulation *GPS-X*, conçu par la firme Hydromantis Inc. Ce logiciel permet de simuler un grand nombre de procédés de traitement des eaux usées, à culture libre ou à culture fixe. À la base de chaque procédé se trouvent un modèle hydraulique et un modèle biologique. Les modèles hydrauliques sont des agencements de réacteurs complètement mélangés (RCM). Les modèles biologiques sont basés sur les modèles biologiques de boues activées et de digestion anaérobie de la « International Water Association » (IWA, Henze *et al.*, 2000).

##### 3.1.2 Modèle hydraulique

Afin de modéliser un étang aéré facultatif avec *GPS-X*, l'étang a été divisé en un réacteur aéré pour représenter le surnageant et un réacteur non-aéré pour représenter la zone de boues anaérobies au fond de l'étang. Les échanges entre ces deux zones ont été modélisés par un objet « séparateur de solides » qui limite la concentration de matières en suspension à l'effluent de l'étang et envoie les solides en excès dans le réacteur non-aéré avec une

petite fraction du débit. Par conséquent, il y a une accumulation de solides dans le réacteur non-aéré, tel qu'il est observé dans la couche de boues au fond des étangs.

Dans le modèle, le surnageant a été simulé par un réacteur de  $n = 4$  RCM en série pour chacun des étangs. Normalement, le nombre «  $n$  » de RCM approprié pour modéliser le surnageant d'un étang serait déterminé à partir de résultats d'essais de traçage. Dans le cadre de ce projet, ces essais n'ont pas été réalisés et un nombre de  $n = 4$  a été choisi sur la base des résultats des patrons d'oxygène dissous (O.D.) qui ont permis de distinguer au moins trois zones de concentration d'O.D. différentes dans le premier étang de la STEP de Terrebonne.

La zone de boues a été modélisée avec un seul réacteur ( $n = 1$ ). De fait, il a été montré qu'une zone de boues avec  $n = 4$  RCM, correspondant aux 4 RCM du surnageant, aurait complexifié et alourdi le modèle sans améliorer sa capacité de simuler l'enlèvement de l'azote ammoniacal. De plus, les zones de boues ont été modélisées pour les trois premiers étangs seulement. Dans les étangs avals (4 et 5), où l'intensité de mélange était moindre (limitant le brassage des boues), les zones de boues n'ont pas été modélisées puisque le phénomène de relargage de la DBO<sub>5</sub> et de l'azote des boues dans le surnageant des étangs a été considéré non significatif. Cette simplification a permis d'éviter d'alourdir inutilement le modèle.

Les figures 3 et 4 présentent respectivement le schéma du modèle des séries d'étangs des STEP de Terrebonne et de la Régie.

#### 3.1.3 Modèle biologique

Le modèle biologique qui a été utilisé est basé sur le modèle ASM2d de l'IWA développé pour les procédés de boues activées avec déphosphatation biologique (Henze *et al.*, 2000). Bien que les réactions de déphosphatation biologique ne s'appliquent pas aux procédés de lagunage, ce modèle a été choisi parce que les réactions de fermentation incluses ont permis l'ajout de réactions anaérobies au nouveau modèle. Les réactions de déphosphatation biologique ont donc été supprimées du nouveau modèle et des réactions de croissance et de dégradation ont été ajoutées pour une biomasse méthanogène.

Le tableau 3 présente les réactions biologiques et chimiques du modèle biologique développé. Une réaction d'hydrolyse de la matière organique normalement « inerte » dans les procédés de boues activées a été ajoutée au modèle. De fait, cette matière dite « inerte » est très lentement biodégradable dans les étangs en raison des temps de séjour prolongés de boues. L'importance d'inclure cette réaction relève du fait qu'un des sous-produits de dégradation de la matière organique « inerte » est de la matière organique biodégradable (DBO<sub>5</sub>). Le relargage de cette DBO<sub>5</sub> des boues vers le surnageant peut augmenter la charge en DBO<sub>5</sub> au point d'avoir un effet important sur la demande en O.D. dans le surnageant des étangs.

#### 3.1.4 Paramètres de simulation, calage et validation du modèle

Afin de déterminer les paramètres de simulation, de caler le

**Figure 3**

Schéma du modèle des cinq étangs de la série Ouest de la STEP de Terrebonne

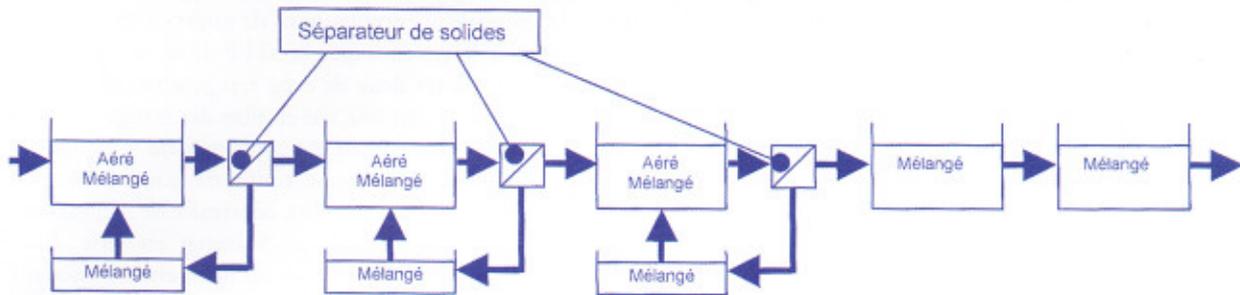
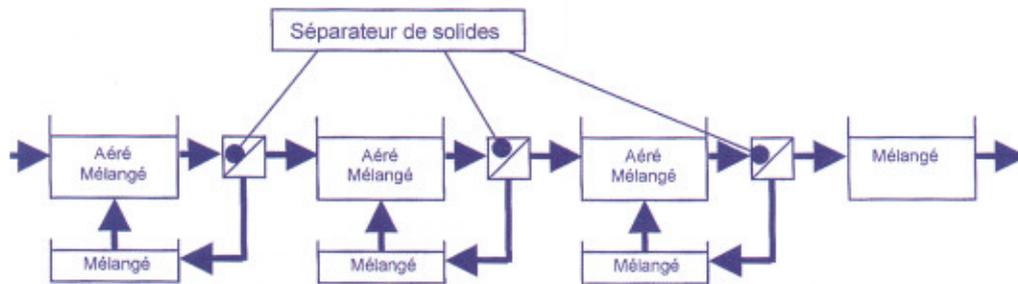
**Figure 4**

Schéma du modèle des quatre étangs de la STEP de la Régie

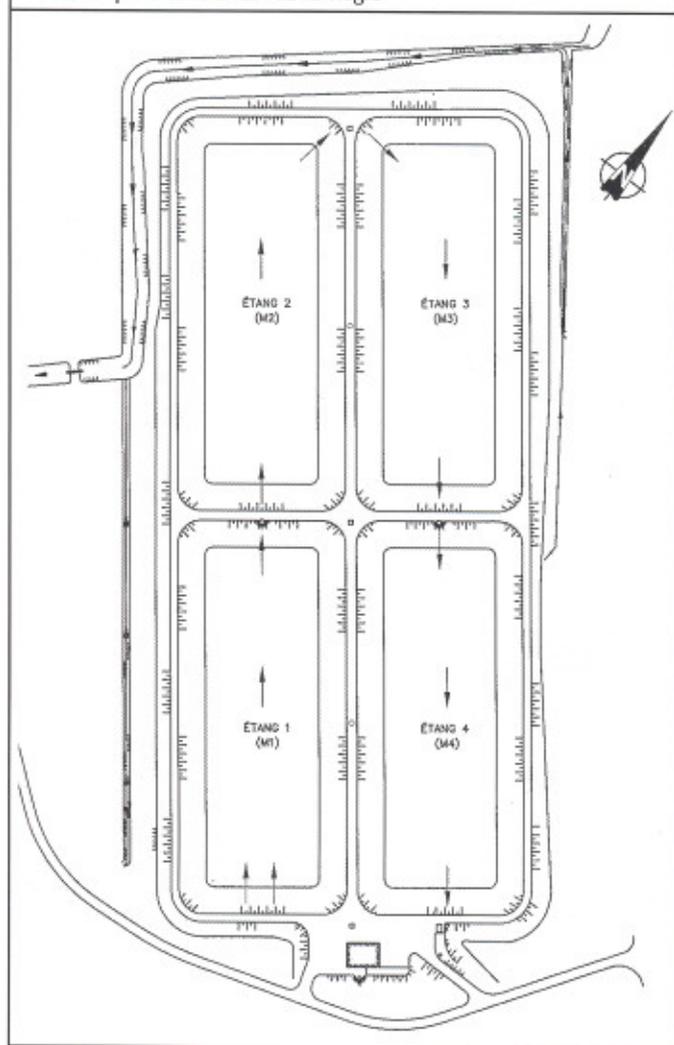
**Tableau 3**

Réactions biologiques et chimiques du modèle biologique développé pour un étang aéré facultatif

Numéro	Réaction	Formule
<b>Hydrolyse</b>		
1	Hydrolyse aérobie de la matière organique particulaire biodégradable, $X_S$	$X_S \rightarrow S_F$
2	Hydrolyse anoxie	$X_S \rightarrow S_F$
3	Hydrolyse anaérobie	$X_S \rightarrow S_F$
4	Hydrolyse de la matière organique, particulaire « inerte », $X_I$	$X_I \rightarrow X_S$
<b>Biomasse hétérotrophe, <math>X_H</math></b>		
5	Croissance avec substrat fermentable, $S_F$	$S_F \rightarrow X_H$
6	Croissance avec produits fermentés, $S_A$	$S_A \rightarrow X_H$
7	Dénitrification avec substrat fermentable, $S_F$	$S_F \rightarrow X_H$
8	Dénitrification avec produits fermentés, $S_A$	$S_A \rightarrow X_H$
9	Fermentation	$S_F \rightarrow S_A$
10	Lyse de $X_H$	$X_H \rightarrow X_S + X_I$
<b>Biomasse nitrifiante, <math>X_{NIT}</math></b>		
11	Croissance aérobie de $X_{NIT}$	$S_{NH} + S_{ALK} \rightarrow X_{NIT}$
12	Lyse de $X_{NIT}$	$X_{NIT} \rightarrow X_S + X_I$
<b>Biomasse anaérobie, méthanogène, <math>X_{MTH}</math></b>		
13	Croissance de $X_{MTH}$ avec produits fermentés	$S_A \rightarrow X_{MTH} + S_{CH4}$
14	Lyse de $X_{MTH}$	$X_{MTH} \rightarrow X_S + X_I$
<b>Précipitation du phosphore soluble, <math>S_{PO4}</math></b>		
15	Précipitation	$X_{MEOH} + S_{PO4} \rightarrow X_{MEPO4} + S_{ALK}$
16	Re-dissolution	$S_{ALK} + X_{MEPO4} \rightarrow X_{MEOH} + S_{PO4}$

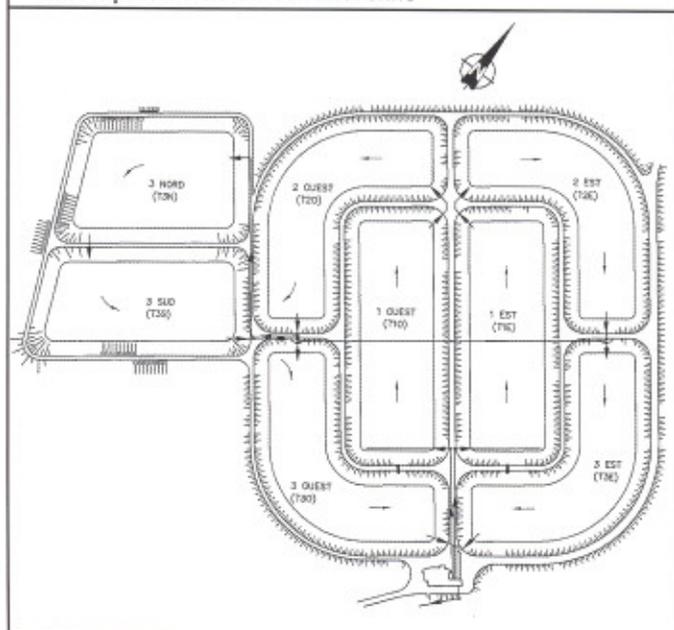
**Figure 5**

Vue en plan de la STEP de la Régie



**Figure 6**

Vue en plan de la STEP de Terrebonne



modèle mécaniste et de le valider, une campagne d'échantillonnage (incluant des mesures d'accumulation de boues) a été réalisée entre les mois de juillet 2003 et mai 2004 à la STEP de la Régie ainsi qu'à la STEP de la ville de Terrebonne (série Ouest), toutes deux de type étangs aérés (tableau 6). Les figures 5 et 6 montrent une vue en plan des étangs pour ces deux STEP. La STEP de la Régie est constituée de 4 étangs aérés en série. La STEP de Terrebonne comporte pour sa part 2 séries d'étangs en parallèle : la série Est, constituée de 3 étangs en série, et la série Ouest, constituée de 5 étangs en série. En mode d'opération normal, la répartition du débit entre les séries Est et Ouest est, respectivement, d'environ 40 % et 60 %. Les tableaux 4 et 5 présentent les temps de rétention hydrauliques moyens mensuels cumulatifs à travers les étangs de la STEP de la Régie ainsi que ceux de la série Ouest de la STEP de Terrebonne, pour la période de la campagne d'échantillonnage.

Les paramètres de simulation (volumes utiles des étangs, composition de l'affluent et fractionnement, concentrations en MES et MVES à la sortie des étangs, température, oxygène dissous) ont été établis en se basant sur les résultats de la campagne d'échantillonnage et les mesures d'accumulation de boues. En ce qui a trait au taux spécifique de nitrification, une valeur de 0,9 d<sup>-1</sup> (à 20 °C) a été considérée suite à des tests réalisés avec des eaux prélevées aux étangs des STEP de Terrebonne et de la Régie. Cette valeur mesurée se trouve entre les valeurs de 0,8 et 1,0 d<sup>-1</sup> recommandées pour ASM1 et ASM2d respectivement (Henze *et al*, 2000). Un taux spécifique de nitrification de 0,9 d<sup>-1</sup> a donc été utilisé dans le modèle et les valeurs par défaut du modèle ASM2d ont été retenues pour les paramètres cinétiques des autres réactions biologiques.

### 3.2 Résultats et discussion

Les résultats des simulations pour les cinq étangs de la série Ouest de la STEP de Terrebonne et les quatre étangs de la STEP de la Régie sont présentés aux figures 7 et 8 respectivement. Ces figures présentent les valeurs d'oxygène dissous (O.D.) et de température considérées pour les simulations, ainsi que les concentrations en azote ammoniacal (NH<sub>4</sub>) et en nitrites et nitrates (NO<sub>2,3</sub>) mesurées et obtenues du modèle. La concentration de biomasse nitrifiante obtenue par simulation est également présentée, ce qui permet d'évaluer les concentrations nécessaires pour que l'enlèvement du NH<sub>4</sub> soit efficace dans les étangs.

#### 3.2.1 STEP de Terrebonne

Les résultats de simulation de l'étang T3N (voir figure 7c) indiquent que la période de nitrification a commencé au milieu du mois de juillet lorsque la concentration de X<sub>NIT</sub> a franchi le seuil de 0,5 mg DCO/L. Étant donné que la concentration de X<sub>NIT</sub> était estimée à environ 0,001 mg DCO/L au début du mois, on constate que la nitrification a démarré dans l'étang T3N sur une période d'environ deux semaines. La nitrification s'est poursuivie pendant l'été alors que la concentration de X<sub>NIT</sub> a atteint environ 1 mg DCO/L et s'est arrêtée en automne lorsque cette concentration est retombée en dessous d'environ 0,5 mg DCO/L.

**Tableau 4**

Temps de rétention hydraulique moyen cumulatif de la STEP de la Régie (juillet 2003 à mai 2004)

Identification de l'étang		M1	M2	M3	M4
Volume liquide (m <sup>3</sup> )		87 333	87 333	87 333	87 333
Mois	Débit moyen affluent (m <sup>3</sup> /d)	Temps de rétention hydraulique cumulatif (d)			
juil. 2003	14 927	5,85	11,70	17,55	23,40
août 2003	14 210	6,15	12,29	18,44	24,58
sept. 2003	13 812	6,32	12,65	18,97	25,29
oct. 2003	22 088	3,95	7,91	11,86	15,82
nov. 2003	23 776	3,67	7,35	11,02	14,69
déc. 2003	20 066	4,35	8,70	13,06	17,41
janv. 2004	17 086	5,11	10,22	15,33	20,45
févr. 2004	16 015	5,45	10,91	16,36	21,81
mars 2004	23 637	3,69	7,39	11,08	14,78
avr. 2004	24 374	3,58	7,17	10,75	14,33
mai 2004	20 189	4,33	8,65	12,98	17,30

Une concentration de 0,5 mg DCO/L a donc été retenue comme seuil minimum pour obtenir ou maintenir la nitrification en étang.

L'étang T10 (figure 7a) n'a jamais été près de nitrifier puisque la concentration de  $X_{NIT}$  n'y a jamais été au-dessus de 0,01 mg DCO/L. L'absence de nitrification dans les premier et deuxième étangs (figures 7a et 7b) peut être attribuée en grande partie aux faibles concentrations d'O.D. dans ces étangs.

L'étang T20 (figure 7b) a été sur le seuil de nitrifier pendant le mois d'août alors que la concentration de  $X_{NIT}$  dans cet étang variait entre 0,3 et 0,7 mg DCO/L. En fait, le modèle a indiqué une légère production de  $NO_{2,3}$ , supérieure à 1 mg N/L dans l'étang T20 pendant environ deux semaines, ce qui n'a pas été observé lors de la campagne d'échantillonnage. Cette différence pourrait être due à une sous-estimation de la dénitrification dans

l'étang par le modèle. Comme le modèle réussit à simuler de très près la concentration de  $NH_4$  dans l'étang, il se peut qu'une production de  $NO_{2,3}$  ait bien eu lieu mais qu'elle n'ait pas été mesurée à l'effluent de l'étang à cause de l'enlèvement des  $NO_{2,3}$  par dénitrification.

Les résultats de simulation pour les deux derniers étangs de la série Ouest de la STEP de Terrebonne (T3S et T3O) (figures 7d et 7e) indiquent que la concentration de  $X_{NIT}$  est demeurée en dessous de 0,5 mg DCO/L pendant l'été 2003. Des concentrations de  $X_{NIT}$  supérieures à 0,5 mg/L ont seulement été obtenues par simulation dans l'étang T3O à la fin du mois de septembre. Outre l'absence d'ammoniaque lorsque la nitrification était effective

**Tableau 6**

Paramètres mesurés, méthodes d'analyses et appareils de mesure

Paramètre	Méthode d'analyse/appareil de mesure
DBO <sub>5</sub> - carbonée	Standard Methods 5210B
DCO	Standard Methods 5220C
DCO soluble	Standard Methods 5220C
MES	Standard Methods 2540D
MVES	Standard Methods 2540D+E
Nitrites/Nitrates	MENVIQ.89.07/304- lons 1.1 (juillet à décembre 2003) Std Methods 4500 NO <sub>3</sub> -F Lachat 10-107-04-1-0 (janvier à mai 2004)
Azote total Kjeldahl	Standard Methods 4500-Norg + 4500-N
Azote ammoniacal	Standard Methods 4500-NH <sub>3</sub> -G
Alcalinité	Standard Methods 2320B
Oxygène dissous (O.D.)	Oxymètre Oxy 320
Température	Thermomètre standard à niveau de mercure
pH	Hanna, HI8424C
Patron de boues	Sonar Eagle Supra Pro ID, densimètre Raven E-10201, détecteur Markland 10

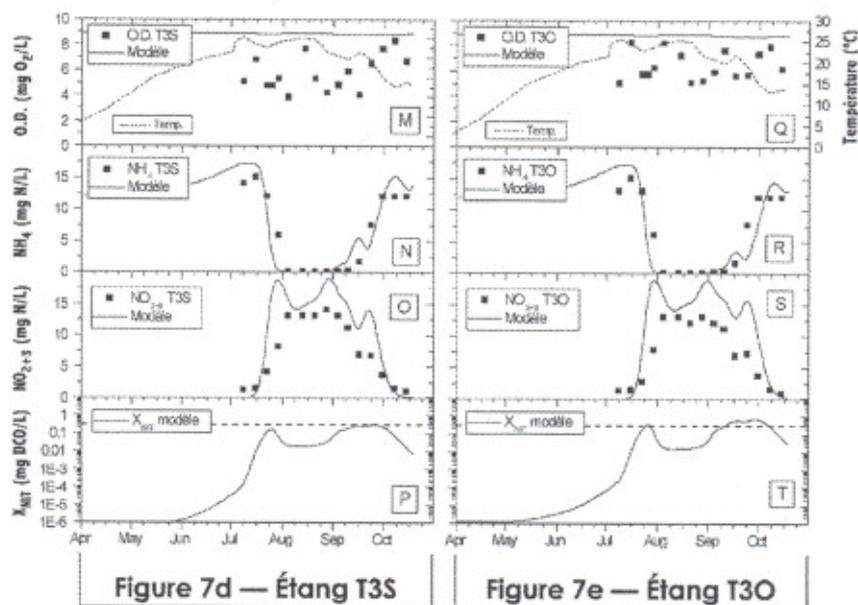
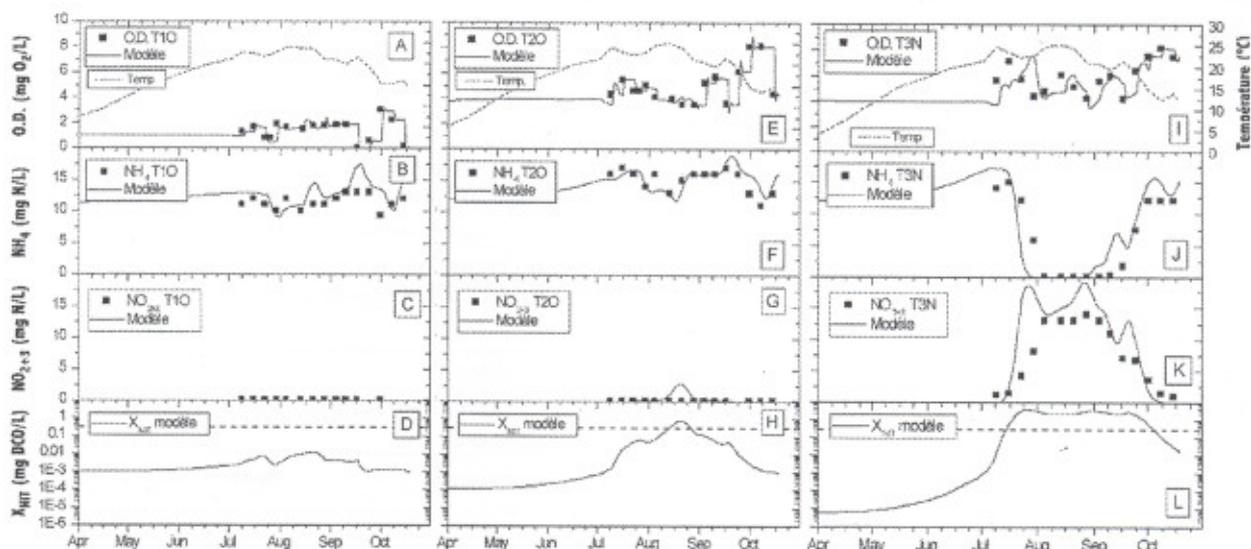
**Tableau 5**

Temps de rétention hydraulique moyen cumulatif de la série Ouest de la STEP de Terrebonne (juillet 2003 à mai 2004)

Mois	Identification de l'étang		T10	T20	T3N	T3S	T3O
	Volume liquide (m <sup>3</sup> )		92 358	83 194	76 246	77 234	81 359
	Débit moyen (m <sup>3</sup> /d)		Temps de rétention hydraulique cumulatif (d)				
	Affluent	Série Ouest 60 %					
juil. 2003	24 351	14 611	6,3	12,0	17,2	22,5	28,1
août 2003	30 324	18 194	5,1	9,6	13,8	18,1	22,6
sept. 2003	27 360	16 416	5,6	10,7	15,3	20,0	25,0
oct. 2003	38 141	22 885	4,0	7,7	11,0	14,4	17,9
nov. 2003	37 432	22 459	4,1	7,8	11,2	14,7	18,3
déc. 2003	38 439	23 063	4,0	7,6	10,9	14,3	17,8
janv. 2004	39 426	23 655	3,9	7,4	10,6	13,9	17,3
févr. 2004	34 590	20 754	4,5	8,5	12,1	15,9	19,8
mars 2004	38 792	23 275	4,0	7,5	10,8	14,1	17,6
avr. 2004	43 165	25 899	3,6	6,8	9,7	12,7	15,8
mai 2004	36 243	21 746	4,2	8,1	11,6	15,1	18,9

**Figure 7**

STEP de Terrebonne : Résultats de simulation pour la période de nitrification de 2003



dans les étangs précédents, la faible concentration de biomasse nitrifiante explique pourquoi ces deux derniers étangs n'ont pas contribué à l'enlèvement de  $\text{NH}_4$  au cours de l'année 2003.

**3.2.2 STEP de la Régie**

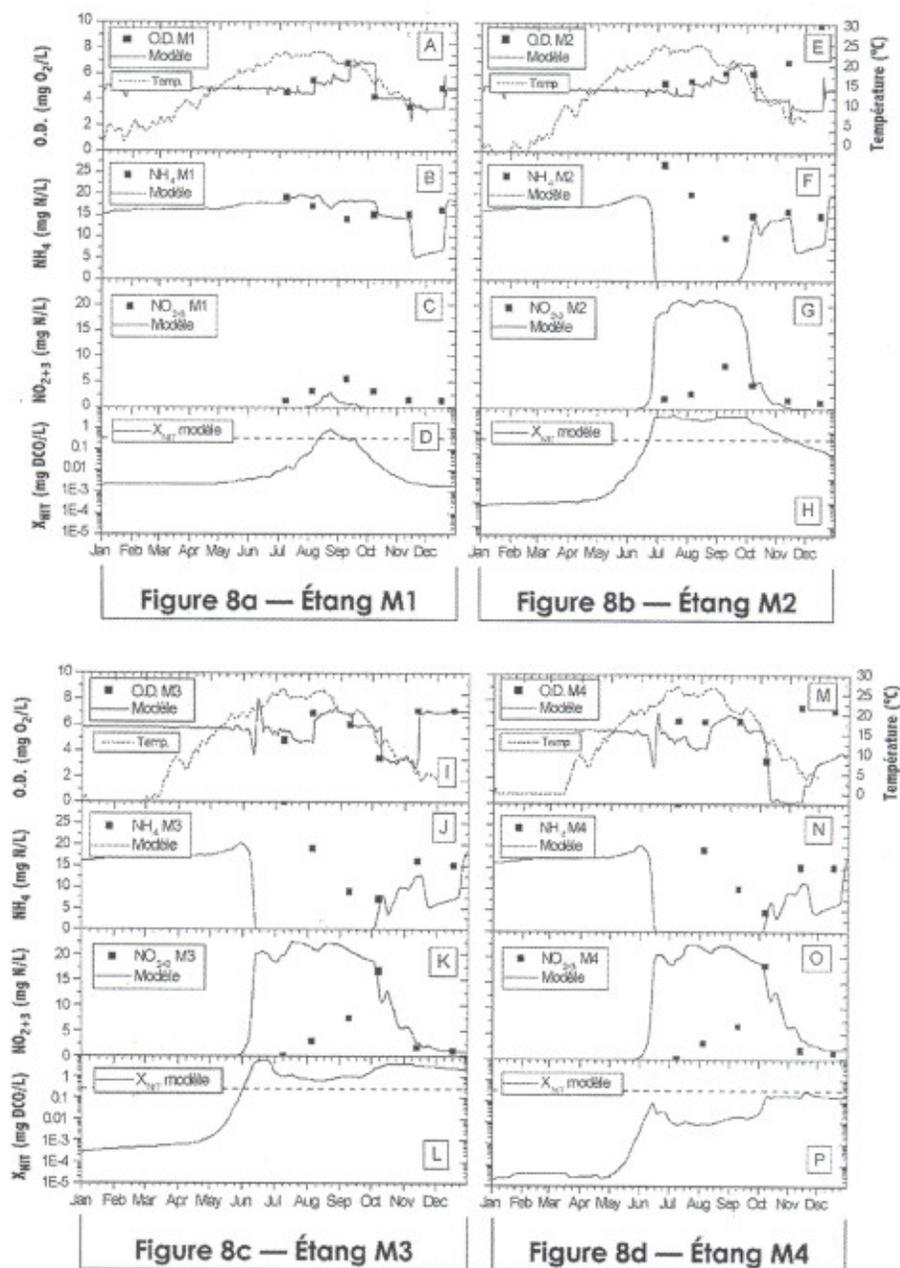
Le calage et la validation du modèle mécaniste avec la STEP de la Régie n'ont pas été concluants, tel qu'il peut être observé aux figures 8a à 8d. En effet, le modèle prédit une nitrification totale dans les étangs M2, M3 et M4 pendant les mois de juin à octobre tandis que les valeurs mesurées indiquent seulement une nitrification partielle pour les mois de juillet à septembre.

Une explication de ce résultat pourrait être la surévaluation des volumes utiles des étangs. Un rapport  $i_{VU} = 0,46 (V_{utile}/V_{total})$  a été considéré dans le modèle pour chacun des étangs de la Régie et il aurait sans doute été possible de mieux caler le modèle en diminuant ces valeurs. Cependant, il a été considéré qu'il ne serait pas justifié de réduire le volume utile en dessous de 50 % du volume total pour des étangs aérés sans résultats d'études de traçage à l'appui.

D'autres raisons pouvant expliquer l'écart entre les prédictions du modèle et les résultats observés à la STEP de la Régie pourraient être soit un effet toxique ou soit une période de forte charge à

**Figure 8**

STEP de la Régie : Résultats de simulation pour la période de nitrification de 2003



l'affluent des étangs réduisant la disponibilité d'O.D. pour la biomasse nitrifiante. Le scénario d'un effet toxique dans l'affluent provenant d'une source industrielle raccordée au réseau d'égouts est plausible et aurait pu causer la mortalité de la biomasse nitrifiante dans les étangs. Par ailleurs, une ou des périodes de forte charge en DBO<sub>5</sub> à l'affluent auraient pu entraîner une réduction des concentrations d'O.D. dans les étangs pendant des périodes critiques. Étant donné que pour la STEP de la Régie, l'échantillonnage n'était réalisé que sur une base mensuelle, il est possible que de tels événements aient eu lieu sans qu'ils aient été détectés lors de la campagne d'échantillonnage.

#### 4. Conclusion

Peu d'auteurs se sont penchés sur la modélisation de l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés. Dans le cadre d'un projet de recherche et développement sur la réduction de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés, financé par le ministère des Affaires Municipales et Régions (MAMR), deux modèles ont été développés, soit un modèle empirique simple de même qu'un modèle mécaniste plus complexe.

Le modèle empirique proposé, qui peut être utilisé pour prédire l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés

facultatifs du Québec, a été adapté de l'équation d'Eckenfelder utilisée pour calculer l'enlèvement de la DBO<sub>5</sub> dans les étangs.

Les données de performance de 36 stations d'étangs aérés ont été analysées pour les années 1999 et 2000 afin de déterminer les paramètres applicables dans le modèle. Il serait souhaitable de valider ces paramètres dans le futur, lorsqu'il y aura davantage de données recueillies pour les STEP suivies par le MAMR.

Le modèle mécaniste a été élaboré à l'aide du logiciel de simulation *GPS-X*. L'établissement des paramètres de simulation ainsi que le calage et la validation du modèle ont été effectués à partir des résultats d'une campagne d'échantillonnage réalisée à la STEP de la Régie d'assainissement des eaux usées Terrebonne/Mascouche et à la STEP de la ville de Terrebonne (série Ouest).

Le développement du modèle mécaniste a permis d'établir que la concentration de la biomasse nitrifiante, la température, la concentration d'oxygène dissous (O.D.) ainsi que le régime hydraulique des étangs sont les paramètres qui jouent un rôle prépondérant dans l'enlèvement de l'azote ammoniacal. Selon les résultats des simulations, une concentration de biomasse nitrifiante minimale de 0,5 mg DCO/L est nécessaire pour que s'amorce la nitrification dans les étangs.

Afin de poursuivre le développement du modèle mécaniste, des études de traçage seraient requises afin de mieux caractériser l'hydrodynamique des étangs. Par ailleurs, il serait aussi souhaitable d'intégrer une modélisation de la concentration d'O.D. dans les étangs tenant compte des échanges entre les boues et le surnageant, et possiblement de la croissance des algues.

## 5. Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier le MAMR qui a financé le projet ainsi que la Régie d'assainissement des eaux usées Terrebonne/Mascouche et la ville de Terrebonne qui ont été, avec le MAMR, les principaux partenaires. Des remerciements sont aussi adressés à M. Alain Rousseau, ing., ainsi qu'à Mme Lynda Kharoune de l'École Polytechnique de Montréal pour leur participation au projet, à la firme NORDIKEau Inc. qui a réalisé les travaux d'échantillonnage sur le terrain ainsi qu'à la firme Simo Management Inc. qui a collaboré à la transmission de données relatives à la STEP de la Régie.

## 6. Références bibliographiques

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.

Desjardins, M.-A., J. Cormier, D. Houweling, L. Kharoune, Y. Comeau. (2005). Réduction de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés. Résumé d'une conférence présentée à AMERICANA, Salon des technologies environnementales des Amériques, Palais des Congrès, Montréal, Québec, 6 – 8 avril.

Henze, M., W. Gujer, T. Mino et M. van Loosdrecht. (2000). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, and ASM3. International Water Association.

MENV. (2001). Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique. Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec, Chapitre 6.

MENV et Environnement Canada. (2001). Évaluation du potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec – Rapport. Saint-Laurent Vision 2000, phase III – volet Industriel et Urbain, 136 p.