

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

OPTIMISATION D'ÉTANGS AÉRÉS FACULTATIFS
EN EAU FROIDE PAR AJOUT D'UN
RÉACTEUR À BIOFILM AVEC LIT EN MOUVEMENT

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

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
DÉCEMBRE 2005



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: 978-0-494-16837-0

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-16837-0

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

Ce mémoire intitulé :
OPTIMISATION D'ÉTANGS AÉRÉS FACULTATIFS
EN EAU FROIDE PAR AJOUT D'UN
RÉACTEUR À BIOFILM AVEC LIT EN MOUVEMENT

présenté par : PLAIS Nicolas

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

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

M. COMEAU Yves, Ph.D., président

Mme MILLETTE Louise, Ph.D., membre et directrice de recherche

M. MONETTE Frédéric, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. HAUSLER Robert, Ph.D., membre

DÉDICACE

Je dédie ce mémoire à mes parents, qui m'ont donné les moyens de vivre cette aventure québécoise, et à mes frères, qui ont su ignorer l'éloignement.

Je veux aussi rendre hommage aux membres de la STation Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement (permanents et temporaires: Robert, Frédéric, Patrick, Maria, Mathias, Gisella, Jean-Philippe, Samir, Victor, Nathalie, Pierre-Olivier) qui ont su créer, comprendre et intégrer l'Esprit de la STEPPE grâce auquel j'ai passé trois années enrichissantes et stimulantes à Montréal.

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements sont des remerciements de principe adressés à Louise MILLETTE et Frédéric MONETTE, directeurs de Maîtrise, pour m'avoir fait confiance en m'avoir permis de poursuivre mon cursus universitaire au sein de l'École Polytechnique de Montréal.

Je tiens surtout à remercier tout particulièrement et très sincèrement **Gisella GESUALE, Maria CENDAN, Jean-Philippe FOURNIER, Mathias GLAUS et Robert HAUSLER** de la STation Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement, qui m'ont aidé et soutenu tant matériellement qu'émotionnellement, et sans qui je n'aurais pas pu achever ce travail. Mille mercis à eux cinq.

Enfin, je veux remercier Richard ROUSSEAU, de la compagnie WARCO, et Albert PERREAULT, de la Ville de Sainte-Julie, pour leur présence et leur action sur le terrain, indispensables à la réussite de cette étude.

RÉSUMÉ

Dans un cadre réglementaire de plus en plus strict sur les normes de rejet des installations d'épuration des eaux usées municipales et avec une pression démographique accentuée, certaines agglomérations se voient confrontées à la problématique de rejets non conformes à leurs objectifs environnements ou aux normes en vigueur. La ville de Sainte-Julie, dont les eaux usées sont traitées par des étangs aérés facultatifs, est l'une de ces agglomérations. Sa station d'épuration présente, à l'effluent, une DBO_5 supérieure à ses objectifs environnementaux de rejet en période hivernale et des concentrations en azote ammoniacal dépassant la concentration préconisée par la récente ligne directrice d'Environnement Canada.

La technologie du réacteur à biofilm avec lit en mouvement (RBLM) d'AnoxKaldnes a fait ses preuves pour le traitement de la matière organique ainsi que de l'azote dans de nombreux domaines et a été particulièrement bien étudiée, toutefois aucune étude n'a été menée sur la combinaison d'un RBLM avec des étangs aérés facultatifs. La présente étude a donc pour premier objectif de valider la pertinence d'ajouter un RBLM entre deux étangs facultatifs d'une station d'épuration pour en augmenter la capacité de traitement de la DBO_5 en eau froide et pour second objectif d'évaluer le potentiel d'élimination de l'azote ammoniacal par nitrification que pourrait atteindre une telle combinaison de technologies.

L'étude, d'une période d'environ six mois (de septembre à mars), a été menée sur une unité pilote placée entre le premier et le deuxième des quatre étangs de la station d'épuration de la ville de Sainte-Julie. L'unité pilote était constituée d'un RBLM à deux étages, le premier réacteur devant traiter la matière organique et le second l'azote ammoniacal. L'étude s'est divisée en trois phases : (I) une évaluation des performances globales de dégradation de la matière organique et de nitrification des RBLM ainsi qu'une évaluation de leur sensibilité à des conditions d'eaux froides et très froides; (II) une évaluation de la sensibilité des réacteurs à des variations de charges hydrauliques; (III) une évaluation de l'influence sur les performances du taux de remplissage des réacteurs en média de croissance des microorganismes. Les

performances du procédé ont été évaluées par des mesures, en amont et en aval de chaque réacteur, des paramètres de qualité des eaux tels que DBO_5 , DCO, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , MES, MVES. Le temps de rétention hydraulique moyen dans chaque réacteur a été fixé dans l'objectif d'abattre au moins 50% de la DBO_5 dans le premier réacteur.

L'étude a montré que la technologie du RBLM d'AnoxKaldnes est bien adaptée pour améliorer les performances d'élimination de la DBO_5 d'étangs facultatifs, particulièrement en condition d'eau froide. En effet, un RBLM à un étage permet d'obtenir un abattement moyen de 57% de la DBO_5 , y compris dans des conditions d'eau froide (température entre 5 et 10°C). En eau très froide (température entre 3 et 5°C), le procédé montre des pertes de performances pouvant aller jusqu'à 35%. Toutefois le rétablissement des performances est rapide dès lors que la température redevient supérieure à 5°C. Une faiblesse du procédé apparaît face à des fortes charges hydrauliques. En effet, l'application d'un facteur de pointe égal à 2,0 provoque une diminution significative des performances d'enlèvement de la matière organique. Les performances se rétablissent cependant rapidement dès lors que la charge hydraulique redevient normale.

Un deuxième étage de RBLM permet une nitrification biologique efficace de l'azote ammoniacal. L'étude montre qu'un abattement d'au moins 74% de l'azote ammoniacal est possible et que ce taux peut être amélioré en augmentant le temps de rétention hydraulique dans le deuxième étage. La nitrification biologique dans un RBLM semble peu sensible à la température, y compris aux températures inférieures à 10°C. Par contre elle est très sensible aux variations de charges hydrauliques. Un facteur de pointe égal à 2,0 provoque une diminution dramatique du taux nitrification (abattement de l'azote ammoniacal inférieur à 32%), mais le procédé retrouve rapidement ses performances moyennes lorsque le débit redevient normal. Enfin, le taux de remplissage du réacteur en média est également un paramètre très important pour l'efficacité de la nitrification puisqu'une diminution du taux de remplissage de 58 à 48% provoque une diminution de l'abattement de l'azote ammoniacal de 74 à 28%.

ABSTRACT

Due to increasing stricter norms for wastewater treatment plants and increasing populations, many municipalities are faced with problems of producing effluents which are incapable of respecting both their environmental objectives and the established norms. Sainte-Julie, a town in Quebec, whose wastewater is treated by facultative aerobic lagoons, is one of these municipalities faced with such a problem. Presently, during the winter season their effluent has a BOD₅ higher than their environmental objective and a higher yearly ammonia concentration level than that recommended by Environment Canada.

The moving bed biofilm reactor technology of AnoxKaldnes has been widely studied and is known to be efficient, in many cases, in the removal of organic matter and ammonia. However, combining the moving bed biofilm reactor and facultative aerobic lagoon has never been studied. The first aim of this research was to verify the possibility of increasing the BOD₅ treatment capacity of a facultative aerobic lagoon plant in cold water conditions. The second goal was to evaluate the ammonia removal capacity using biological nitrification by combining the two technologies.

This six month experiment (between September and March) was conducted on a pilot plant located between the first and second lagoon (of four) of the Sainte-Julie's wastewater treatment plant. The pilot plant system consisted of a two-stage moving bed biofilm reactor, the first stage treating the organic matter and the second stage treating the ammonia. The research was conducted in three phases. During the first phase, the efficiency of organic matter degradation and biological nitrification were evaluated, as was their sensibility to the cold water conditions. The second phase consisted of evaluating the effect of flow rate changes on the efficiency, and the third phase consisted of evaluating the effect of the media fill fractions.

Efficiencies were evaluated by measuring the following parameters BOD₅, COD, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, TSS and VSS before and after each reactor. The mean hydraulic

retention time of each reactor was calculated in order to obtain a 50% decrease in the BOD₅ value after passing through the first stage.

The study showed that the moving bed biofilm reactor technology was capable of increasing the degradation rate of organic matter in facultative aerobic lagoons, especially under cold water conditions. A one-stage moving bed biofilm reactor reached a 57% BOD removal, even in cold water (between 5 and 10°C). In very cold water (between 3°C and 5°C), a loss of 35% efficiency was observed, however this efficiency was re-established once the temperature was above 5°C. A weakness in the process occurred during high flow rates. A flow rate equal to twice the mean flow rate lead to a significant decrease in the organic matter removal, but this efficiency was returned to the mean value once the flow rate became normal again.

The two-stage moving bed biofilm reactor achieved an efficient ammonia removal by biological nitrification. A 74% removal was possible and this rate could be improved on by increasing the hydraulic retention time in the second stage. The biological nitrification in the moving bed biofilm reactor is slightly affected by temperature, even under 10°C. However, it is extremely affected by flow rate variation. A flow rate equal to twice the mean flow rate lead to a decrease in the nitrification rate (ammonia removal rate lower than 32%) but this mean value was re-established once the flow rate returned to normal. Furthermore, the media fill fraction also has a great influence on nitrification. A decrease in the media fill fraction from 58% to 48% results in a decrease of the ammonia removal rate from 74% to 28%.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	iv
REMERCIEMENTS.....	v
RÉSUMÉ	vi
ABSTRACT	viii
TABLE DES MATIÈRES	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xii
LISTE DES FIGURES	xiii
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xiv
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 : REVUE DE LA DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE.....	4
1.1 Problématique de la demande biochimique carbonée en oxygène	4
1.2 Problématique des rejets d'azote ammoniacal.....	5
1.2.1 Toxicité de l'azote ammoniacal	5
1.2.2 Eutrophisation	6
1.2.3 Demande biochimique azotée en oxygène	7
1.3 Principes de l'épuration biologique	7
1.3.1 Métabolisation aérobie de la matière organique	7
1.3.2 Nitrification biologique	8
1.4 Procédés d'épuration.....	10
1.4.1 Étangs aérés	10
1.4.2 Réacteurs à biofilm avec lit en mouvement AnoxKaldnes.....	11
1.4.3 Procédés comparables aux RBLM AnoxKaldnes	14
CHAPITRE 2 : MATÉRIEL ET MÉTHODE	16
2.1 Installations.....	16
2.1.1 Station d'épuration de la Ville de Sainte-Julie	16
2.1.2 Pilote d'expérimentation.....	16
2.2 Mise en route du pilote.....	17
2.3 Performances générales et influence de la température (phase I).....	18
2.3.1 Points d'échantillonnage.....	18

2.3.2 Planification des analyses	19
2.3.3 Méthodes analytiques	20
2.3.4 Conditions d'essais.....	21
2.4 Variations de débit et performances (phase II).....	21
2.5 Taux de remplissage de média et performances (phase III).....	22
CHAPITRE 3 : RÉSULTATS.....	23
3.1 Caractéristiques de l'effluent de l'étang 1	23
3.2 Évolution de la température.....	24
3.3 Traitement de la matière organique	24
3.3.1 Abattement de la DCO et de la DBO _{c5}	24
3.3.2 Robustesse du procédé	29
3.4 Traitement de l'azote ammoniacal.....	31
3.4.1 Abattement de NH ₄ ⁺	31
3.4.2 Nitrification.....	33
3.4.3 Robustesse du procédé	34
3.5 Matières solides	36
CHAPITRE 4 : DISCUSSION.....	38
4.1 Enlèvement de la matière organique	38
4.1.1 Biodégradation effective de la matière organique	38
4.1.2 Performance comparée	39
4.2 Performance de la nitrification	40
4.2.1 Performance globale d'enlèvement d'ammoniac.....	40
4.2.2 Contribution de la nitrification biologique	41
4.3 Effet de la température	42
4.3.1 Enlèvement de la matière organique	42
4.3.2 Enlèvement de l'azote ammoniacal.....	42
4.4 Importance du taux d'oxygénation pour la nitrification	43
4.5 Réduction des MES.....	44
CONCLUSION	46
RÉFÉRENCES.....	49

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Paramètres analysés et fréquences	19
Tableau 2.2 : Méthodes d'analyses et matériel.....	20
Tableau 3.1 : Caractéristiques moyennes de EE1 au cours de la période d'essais	23
Tableau 3.2 : Valeurs moyennes des DCO (mg-O ₂ /L) pendant la phase I	26
Tableau 3.3 : Pourcentages d'abattement moyen de DCO pendant la phase I	26
Tableau 3.4 : Valeurs moyennes des DBO _{c5t} (mg-O ₂ /L) pendant la phase I	27
Tableau 3.5 : Pourcentages d'abattement moyen de DBO _{c5t} pendant la phase I	27
Tableau 3.6 : Concentrations moyennes de NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	31
Tableau 3.7 : Pourcentages d'abattement de NH ₄ ⁺	33
Tableau 3.8 : Moyennes des MES, MVES et MD (phase I)	37
Tableau 4.1 : Revue d'abattelements de DCO par RBLM	40
Tableau 4.2 : Revue de taux de nitrification	41

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Médias de type K1, K2 et K3 d'AnoxKaldnes (Rusten <i>et al.</i> , 2005).....	12
Figure 2.1 : Schéma fonctionnel du pilote	18
Figure 3.1 : Évolution de la température de ER1 au cours de la période d'essais.....	24
Figure 3.2 : Évolution des a) DCO et des b) abattements de DCO	25
Figure 3.3 : Évolution des a) DBO _{c5t} et des b) abattements de DBO _{c5t}	28
Figure 3.4 : Robustesse du traitement de la matière organique	29
Figure 3.5 : Évolution des a) [NH ₄ ⁺] et des b) abattements de l'ammoniac	32
Figure 3.6 : Évolution des [NH ₄ ⁺] enlevées et [NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻] produites.....	34
Figure 3.7 : Robustesse du traitement de l'azote ammoniacal	35

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

DBO	Demande biochimique en oxygène
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène à 5 jours
DBO _c	Demande biochimique carbonée en oxygène
DBO _{c5}	Demande biochimique carbonée en oxygène à 5 jours
DBO _{c5s}	Demande biochimique carbonée en oxygène à 5 jours soluble
DBO _{c5t}	Demande biochimique carbonée en oxygène à 5 jours totale
DCO	Demande chimique en oxygène
EE1	Effluent de l'étang 1
EE1d	Effluent de l'étang 1 décanté
ER1	Effluent du réacteur 1
ER1d	Effluent du réacteur 1 décanté
ER2	Effluent du réacteur 2
ER2d	Effluent du réacteur 2 décanté
ES	Effluent de la station
f	Débit faible
F	Débit fort
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
MD	Matières décantables
MES	Matières en suspension
MO	Matière organique
moy	Débit moyen
MVES	Matières volatiles en suspension
NH ₃	Azote ammoniacal non ionisé
NH ₄ ⁺	Azote ammoniacal ionisé
NO ₂ ⁻	Nitrites
NO ₃ ⁻	Nitrates
OER	Objectifs environnementaux de rejet
PNE	Politique nationale de l'eau
R1	Réacteur 1
R1 + R2	Ensemble des réacteurs R1 et R2

R2	Réacteur 2
RBLF	Réacteur à biofilm avec lit fluidisé
RBLM	Réacteur biologique à biofilm avec lit en mouvement
TF	Débit très fort
TRH	Temps de rétention hydraulique

INTRODUCTION

Trop longtemps considérée comme une ressource inépuisable dans certaines régions du globe, l'eau est devenue une richesse dont la gestion est l'un des enjeux les plus importants du 21^e siècle. Après avoir puisé sans restriction dans les cours d'eau et dans les nappes phréatiques et avoir rejeté pendant si longtemps ses eaux usées directement dans l'environnement sans traitement préalable, l'homme a pris conscience que, non seulement la ressource exploitable en eau douce est limitée en quantité, mais également que sa qualité est un paramètre de première importance qu'il est nécessaire de préserver au mieux. Un usage raisonnable de l'eau par les différents consommateurs ainsi qu'un traitement adéquat des eaux usées de façon à respecter le milieu naturel constituent deux éléments fondamentaux d'une gestion saine de la ressource.

En 1999, le Canada a modifié sa loi visant la prévention de la pollution, la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE – Environnement Canada, 1999). En plus d'offrir un cadre réglementaire, cette loi s'accompagne de lignes directrices et de codes de pratiques respectueuses de l'environnement. Ces derniers, bien que n'ayant aucun caractère réglementaire, fixent des objectifs de qualité environnementale. En particulier, une ligne directrice sur le rejet de l'ammoniac dissous dans l'eau se trouvant dans les effluents d'eaux usées (Environnement Canada, 2004) rappelle que l'azote ammoniacal figure sur la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la LCPE (1999). Elle fixe comme objectif, pour les rejets d'ammoniac des stations d'épuration de débit supérieur à 5000 m³/d, de conserver une concentration dans le milieu naturel qui soit inoffensive pour la vie aquatique. La recommandation est de ne pas dépasser une concentration de 0,019 mg-NH₃/L dans le milieu récepteur après dilution de l'effluent. Dans la Province de Québec, la Politique nationale de l'eau (PNE - Ministère de l'Environnement du Québec, 2002) explicite les objectifs et les engagements du gouvernement québécois en matière de gouvernance de l'eau. En particulier, elle rappelle qu'il est important de s'assurer que les installations d'assainissement des eaux usées répondent aux objectifs

environnementaux de rejets (OER) qui ont présidé à leur conception et que le potentiel de toxicité pour la vie aquatique des rejets soit contrôlé, particulièrement en ce qui concerne l'azote ammoniacal. Le Ministère de l'Environnement du Québec (récemment renommé Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs) a donc fixé des concentrations maximales en polluants dans le milieu récepteur pour l'ensemble des paramètres susceptibles d'être rejetés, parmi lesquels la demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO_5), le phosphore total et l'azote ammoniacal sont à prendre en compte principalement.

Dans un tel contexte, et du fait de l'augmentation de la clientèle desservie et du vieillissement des infrastructures, certaines installations québécoises d'assainissement des eaux usées se trouvent confrontées à des problèmes de non respect de certaines de leurs exigences de rejets. La station d'épuration de la Ville de Sainte Julie (étangs aérés facultatifs) où a été menée la présente étude, par exemple, ne répondait plus, en 2004, à l'exigence concernant la DBO_5 . Elle présentait en effet des dépassements récurrents des OER en DBO_5 en hiver (DBO_5 majoritairement particulière). De plus, cette station était directement concernée par la ligne directrice canadienne sur le rejet de l'ammoniac dissous dans l'eau se trouvant dans les effluents d'eaux usées en raison de son débit à l'effluent supérieur à 5 000 m³/d et des dépassements observés des valeurs guides en terme de concentrations d'azote ammoniacal. De plus, du fait des caractéristiques du zonage de la ville, les possibilités d'agrandissement ou d'ajout d'étangs y étaient limitées.

Dans ce cadre, la présente étude a été conduite pour vérifier si la technologie des réacteurs à biofilm avec lit en mouvement (RBLM) d'AnoxKaldnes, insérée entre deux étangs, permettait d'augmenter efficacement la capacité de traitement hivernal de la DBO_5 d'une station à étangs aérés facultatifs sans en accroître significativement la superficie. L'étude a également été conduite pour vérifier si cet ajout offrait la possibilité de nitrifier de façon efficace l'azote ammoniacal, y compris dans les conditions d'eaux usées froides caractéristiques du climat québécois. L'objectif principal de l'étude est donc d'évaluer les performances globales du RBLM en

matière de traitement de la matière organique et de l'azote ammoniacal et d'évaluer l'influence de la température sur celles ci.

Le présent mémoire est composé de quatre grands chapitres. Le premier chapitre constitue une revue de la documentation scientifique relative au sujet de cette étude. Cette revue de documentation porte dans un premier temps sur la problématique des rejets de matière organique et d'azote ammoniacal par les installations d'épuration des eaux usées dans les milieux naturels, puis elle développe dans un second temps les principes de quelques procédés de traitement de ces deux paramètres. Le deuxième chapitre expose l'ensemble des matériels et méthodes utilisés au cours de l'étude tandis que le troisième chapitre présente l'ensemble des résultats obtenus. Le quatrième et dernier chapitre reprend, développe et discute les résultats les plus intéressants de l'étude. Finalement, le mémoire se termine avec une brève conclusion.

CHAPITRE 1 : REVUE DE LA DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE

Ce premier chapitre constitue une revue de la documentation scientifique relative au sujet de l'étude réalisée. Il présente dans un premier temps un survol des connaissances actuelles sur la problématique des rejets de matière organique et d'azote ammoniacal dans le milieu naturel. Dans un deuxième temps, il expose les grands principes de l'épuration biologique qui permettent de traiter ces deux paramètres dans les eaux usées, soit l'oxydation biologique de la matière organique et la nitrification biologique de l'azote ammoniacal. Enfin, le présent chapitre se termine avec une description des procédés mis en œuvre dans cette étude, soit les étangs aérés et les réacteurs à biofilm avec lit en mouvement, ainsi que de certains autres procédés à biofilm.

1.1 Problématique de la demande biochimique carbonée en oxygène

La demande en oxygène des eaux usées constitue l'une des principales problématiques auxquelles les stations d'épuration sont confrontées. La quantité importante de matière organique présente dans les eaux usées est à l'origine de cette demande en oxygène. En effet, la matière organique biodégradable, sous toutes ses formes (soluble, colloïdale ou particulaire), constitue la source de carbone et d'énergie des nombreux organismes hétérotrophes qui se retrouvent dans les eaux naturelles. Les organismes hétérotrophes aérobies, en particulier, transforment la matière organique par oxydation et, ce faisant, consomment de l'oxygène dissous (Gerardi, 2002). Ce phénomène crée un besoin en oxygène appelé la demande biochimique carbonée en oxygène (DBO_c). Si la DBO_c des eaux rejetées dans le milieu récepteur est trop importante, la consommation d'oxygène par les organismes hétérotrophes aérobies peut dépasser la capacité naturelle de réoxygénation du milieu et provoquer une diminution dramatique de la quantité d'oxygène dissous dans le

cours d'eau, ce qui peut nuire gravement à la faune aquatique. En effet, les organismes aquatiques supérieures tels que les poissons ont généralement besoin d'une concentration en oxygène dissous supérieure à 4 voire 7 mg-O₂/L (selon les espèces) pour pouvoir vivre. Les critères de qualité de l'eau de surface au Québec (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, 2005) prévoient qu'un rejet d'eau usée ne doit pas provoquer un déficit en oxygène dissous supérieur au déficit maximal tolérable pour la protection de la vie aquatique qui est fixé à 3 mg-O₂/L. Chaque milieu récepteur ayant une capacité de réoxygénation unique et particulière, des objectifs environnementaux de rejets (OER) spécifiques aux milieux sont définis pour chaque installation avant leur conception et indiquent la valeur maximale en demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO₅) de l'effluent à ne pas dépasser, la DBO₅ étant l'addition de la DBO_c et de la demande biochimique azotée en oxygène (section 1.2.3) à 5 jours.

1.2 Problématique des rejets d'azote ammoniacal

Les eaux usées municipales constituent une source importante d'azote ammoniacal et doivent être traitées en conséquence. En effet, l'azote ammoniacal, en plus d'être toxique à certaines teneurs, peut occasionner des problèmes d'eutrophisation ou de réduction de la teneur en oxygène du milieu récepteur (Environnement Canada, 2003). Ces deux conséquences sont décrites dans les deux sections qui suivent.

1.2.1 Toxicité de l'azote ammoniacal

L'azote ammoniacal existe sous deux formes à l'équilibre dans l'eau (équation 1) : l'ammonium (NH₄⁺) et l'ammoniac non ionisé (NH₃). Cet équilibre dépend du pH et de la température. La fraction d'azote ammoniacal sous forme d'ammoniac non ionisé se calcule suivant les équations 2 et 3.



(Équation 2)
$$\% \text{NH}_3 = \frac{1}{1 + 10^{(pK_a - pH)}} \times 100 \%$$

$$(Équation 3) \quad pKa = 0,09 + \frac{2730}{273 + Temp.(^{\circ}C)} \quad (=9,4 \text{ à } 20^{\circ}C)$$

La forme non ionisée est la forme de l'azote ammoniacal la plus toxique pour l'environnement (Environnement Canada, 2003). En effet, NH_3 est une forme liposoluble qui peut traverser les membranes cellulaires de certains organismes (des poissons par exemple) et entrer dans leur circulation sanguine. La toxicité aiguë (troubles neurologiques, épaissement de la membrane des branchies) et la toxicité chronique (diminution de la diffusion de l'oxygène) peuvent entraîner la mort de la faune atteinte. Le Ministère de l'Environnement de l'Ontario (1992) rapporte un seuil de létalité aiguë pour de nombreux poissons à 0,1 mg-N- NH_3 /L. Pour cela, l'azote ammoniacal figure aujourd'hui sur la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Environnement Canada (2004) a défini comme objectif, par le biais d'une ligne directrice, de maintenir une concentration en ammoniac non ionisé à une valeur inférieure à 0,019 mg/L (= 0,0156 mg-N- NH_3 /L) dans l'environnement aquatique. La toxicité due à l'azote ammoniacal est plus importante en période estivale en raison des températures et des pH plus élevés qui favorisent de plus fortes concentrations en ammoniac non ionisé (équations 2 et 3). Au Québec, le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (2005) a, quant à lui, établi des tableaux de valeurs indiquant les concentrations d'azote ammoniacal toxiques selon le pH et la température.

1.2.2 Eutrophisation

L'azote ammoniacal est, avec le phosphate, un des éléments nutritifs essentiels aux plantes aquatiques et aux algues. Les rejets d'azote ammoniacal par les eaux usées peuvent donc stimuler leur croissance dans le milieu récepteur. Lorsque cette croissance est excessive, d'importantes quantités de plantes et d'algues, ayant connu une croissance importante, finissent par mourir et se décomposer en consommant des quantités significatives d'oxygène, ce qui nuit à la faune aquatique, et en dégageant des mauvaises odeurs. Ce phénomène de prolifération de plantes dans les milieux

récepteurs causée par un excès d'azote ou de phosphore est appelé l'eutrophisation (Environnement Canada, 2003).

1.2.3 Demande biochimique azotée en oxygène

Les rejets d'azote ammoniacal peuvent également provoquer une diminution du taux d'oxygène dissous dans le milieu récepteur, par le processus de la nitrification (oxydation biologique de l'azote ammoniacal en nitrates) qui crée une demande en oxygène (Environnement Canada, 2003). La nitrification se produit à des taux plus élevés dans les hauts-fonds, où les températures plus hautes et les meilleures conditions d'oxygénation favorisent l'activité des bactéries nitrifiantes. Dans un milieu récepteur où la capacité de réaération est limitée, la consommation d'oxygène par la nitrification de l'azote ammoniacal peut provoquer une baisse dramatique du taux d'oxygène dissous, nuisant ainsi à la faune aquatique.

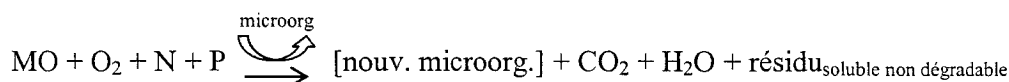
1.3 Principes de l'épuration biologique

Les installations d'épuration biologique des eaux usées reprennent les principes de l'épuration des eaux par les microorganismes peuplant les milieux naturels, en concentrant ces microorganismes dans des réacteurs biologiques qui leur offrent des conditions de développement favorables. La présente section reprend les principes de base de l'épuration biologique : la métabolisation aérobie de la matière organique et la nitrification biologique de l'azote ammoniacal.

1.3.1 Métabolisation aérobie de la matière organique

Les microorganismes aérobies hétérotrophes produisent leur énergie et génèrent leurs cellules en métabolisant la matière organique (MO) biodégradable. Cette métabolisation peut se décrire suivant l'équation 4 (Eckenfelder, 1982). Ce processus nécessite de bonnes conditions d'oxygénation ainsi que des quantités minimales de nutriments (azote et phosphore).

(Équation 4)



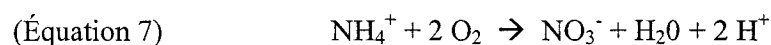
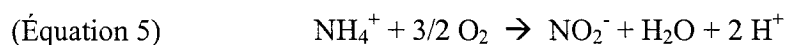
Au cours de la métabolisation, la matière organique éliminée est soit oxydée, soit convertie en biomasse. L'oxydation permet d'éliminer la matière organique sous forme de dioxyde de carbone et d'eau tandis que la conversion en biomasse permet d'obtenir un produit décantable qui sera aisément séparé et extrait de l'eau traitée sous forme de boue biologique.

Si les microorganismes métabolisent rapidement les formes solubles de la matière organique, les formes insolubles sont métabolisées beaucoup plus lentement. Elles doivent d'abord s'adsorber sur la surface des cellules et subir un traitement enzymatique qui les solubilise. Cette solubilisation de la matière organique insoluble par des exoenzymes n'est possible que s'il existe un temps de contact suffisant entre les microorganismes et la matière organique (Gerardi, 2002).

Les microorganismes aérobies facultatifs, qui constituent 80% des organismes hétérotrophes d'une boue activée, dégradent la matière organique selon le même processus mais ils sont capables de remplacer l'oxygène (qui sert de capteur d'électrons) par les ions nitrites ou nitrates. Toutefois, ils utilisent préférentiellement l'oxygène car cette molécule leur permet d'obtenir plus d'énergie (Gerardi, 2002).

1.3.2 Nitrification biologique

La nitrification est le processus biologique qui permet d'oxyder l'azote ammoniacal en nitrates. Elle se réalise en deux étapes et met en jeu deux principaux genres de microorganismes. La première étape consiste en l'oxydation de l'ammoniac en nitrites principalement par les microorganismes *Nitrosomonas* et la seconde étape consiste en l'oxydation des nitrites en nitrates par le biais des microorganismes *Nitrobacter*. Les équations 5, 6 et 7 décrivent ces deux étapes d'oxydation et l'équation bilan de la nitrification (Metcalf & Eddy, 1991).



Les *Nitrosomonas* et les *Nitrobacter* sont des microorganismes autotrophes qui tirent leur source de carbone du dioxyde de carbone (CO_2) et des bicarbonates (HCO_3^-). Le processus implique donc une consommation d'alcalinité, équivalente à 7,14 mg- CaCO_3 /mg-N- $\text{NH}_{3\text{oxydé}}$ (Eckenfelder, 1982). Ce sont des microorganismes aérobies et les besoins en oxygène associés au processus complet de nitrification s'établissent à 4,6 mg- O_2 /mg-N- $\text{NH}_{3\text{oxydé}}$ (Metcalf & Eddy, 1991; Environnement Canada, 2003).

Le processus de nitrification prend essentiellement place dans un domaine de température variant de 5 à 45°C avec un optimum se situant entre 25 et 35°C. Ce processus est très sensible au pH et est possible dans un intervalle de pH allant de 6,0 à 9,0 (Eckenfelder, 1982). La nitrification ne peut se produire qu'en présence d'ammoniac et d'oxygène dissous. Une quantité réduite de l'un ou l'autre diminue le taux de nitrification. Ainsi, une concentration d'azote ammoniacal inférieure à 3,6 mg-N/L réduit de moitié le taux de croissance des bactéries nitrifiantes et il est conseillé de conserver en tout temps un taux d'oxygène dissous supérieur à 2 mg- O_2 /L pour obtenir une nitrification efficace (Environnement Canada, 2003; Gerardi, 2002). Toutefois, si l'oxygène est indispensable à la nitrification, une absence prolongée d'oxygène dissous n'est pas pour autant létale pour les bactéries nitrifiantes et a peu d'effet sur le taux de nitrification obtenu lorsque l'oxygène est à nouveau suffisante. Comme le taux de croissance des bactéries nitrifiantes est faible (10 à 20 fois plus lent que celui des bactéries hétérotrophes dégradant la matière organique), il est indispensable que le temps de rétention des boues soit suffisamment long (supérieur au temps de duplication des bactéries) pour que la nitrification soit efficace (Environnement Canada, 2003; Eckenfelder, 1982). La nitrification a d'autant plus de chance d'être efficace que la charge en matière organique est faible (Zhu et Chen, 2001; Ling et Chen, 2005). En effet, la présence simultanée de bactéries hétérotrophes et de bactéries nitrifiantes, naturellement

présentes dans l'environnement, crée une compétition pour l'oxygène et le faible taux de croissance des bactéries nitrifiantes leur est alors défavorable (Environnement Canada, 2003).

1.4 Procédés d'épuration

La présente section décrit spécifiquement le fonctionnement des procédés d'épuration des eaux usées relatifs au cadre de cette étude, soit les étangs aérés (biomasse en suspension) et les réacteurs à biofilm avec lit en mouvement (biomasse fixée). Les premiers sont les installations que l'on retrouve le plus fréquemment au Québec (près de 400 installations), alors que les seconds offrent des installations de plus petites tailles et qui constituent l'objet de la présente étude. La section dresse aussi brièvement le portrait de quelques autres procédés à biofilm afin de mieux décrire le contexte.

1.4.1 Étangs aérés

Les étangs aérés sont des bassins de 2,4 à 4,8 m de profondeur d'eau dans lesquels l'oxygénation des eaux usées est assurée par des aérateurs mécaniques de surface ou par des diffuseurs installés au fonds et par aération naturelle (Eckenfelder, 1982). Les diffuseurs (ou aérateurs) provoquent également, selon leur puissance, une mise en suspension totale ou partielle de la biomasse qui se développe dans les étangs. La qualité du brassage permet de distinguer deux types d'étangs aérés : les étangs aérobies (complètement mélangés) et les étangs aérés facultatifs. Dans les étangs aérobies, la puissance de brassage est élevée de façon à ce que toute (ou presque) la biomasse soit mise en suspension et que l'ensemble de la couche d'eau soit oxygéné. De tels étangs peuvent être assimilés à des réacteurs à boues activées à écoulement piston, mais sans recirculation de boues. Dans les étangs aérés facultatifs, le brassage, d'une puissance moindre, ne permet de mettre en suspension qu'une fraction de la biomasse et de n'oxygéner que la partie supérieure de la couche d'eau. Une partie de la biomasse se dépose donc au fond des étangs et entre en fermentation anaérobie, dont certains sous-produits sont ensuite oxydés dans les couches aérobies des étangs (Ministère de l'Environnement du Québec, 2001). Des procédés de

coagulation sont généralement employés avant le rejet dans le milieu naturel afin de clarifier les eaux et d'en éliminer le phosphore.

La température de l'eau est un paramètre qui influence significativement les performances des étangs aérés (Eckenfekder, 1982). En hiver, celle-ci dépend, entre autres, de la température de l'air et de la puissance et du type de diffuseur ou d'aérateur. Le traitement de l'azote ammoniacal, en particulier, est très sensible aux effets saisonniers des régions froides (Ministère de l'environnement de l'Ontario et Environnement Canada, 1993; Novatec Consultants Inc., 1996). Des concentrations en azote ammoniacal supérieures à 5 mg-N/L ont ainsi pu être mesurées à l'effluent d'étangs aérés canadiens en hiver et au printemps. En plus des effets de la température, le faible degré de brassage et une teneur insuffisante en oxygène dissous dans les étangs aérés facultatifs diminuent le potentiel de nitrification (Environnement Canada, 1987; U.S. Environmental Protection Agency, 1993).

Eckenfelder (1982) indique que la mise en série de plusieurs étangs peut se révéler plus intéressante que des étangs uniques lorsque la surface disponible est limitée. Le volume réduit du premier bassin permet en effet d'y conserver une température et une quantité de biomasse élevées et d'avoir ainsi des conditions favorables à une élimination rapide de la matière organique. Dans les bassins suivants, le brassage est réduit pour favoriser un régime aérobic facultatif et diminuer la teneur en matières en suspension.

1.4.2 Réacteurs à biofilm avec lit en mouvement AnoxKaldnes

Le réacteur à biofilm avec lit en mouvement (RBLM) d'AnoxKaldnes est un procédé qui combine les avantages des procédés à boues activées et des procédés à biofilm conventionnels sans en avoir les inconvénients (Rusten *et al.*, 1994; Dalenft et Thulin, 1997). Les RBLM sont des réacteurs contenant un média léger (taux de remplissage inférieur à 70% v/v) sur lequel se fixe la biomasse. Le média y est maintenu en mouvement dans tout le volume du réacteur par un système d'aération à grosses bulles ou par un agitateur à pales selon que le réacteur est utilisé en condition aérobic ou anaérobic (Rusten *et al.*, 2005). Le média consiste en des éléments de

polyéthylène (densité légèrement inférieure à celle de l'eau) de sections cylindriques dont l'intérieur est sectorisé par de minces parois et l'extérieur muni de petites ailettes (médias de type K de Kaldnes). Plusieurs types de médias sont proposés par AnoxKaldnes (K, Natrix et Biofilm-chip) et sont choisis en fonction du type d'eau traitée. Le plus fréquemment utilisé pour le traitement des eaux usées domestiques est le média de type K1 (figure 1.1, à gauche). Chaque élément de ce média présente un diamètre de 10 mm pour une longueur de 7 mm et offre une surface volumique effective de biofilm de $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (surface interne). Le média est maintenu à l'intérieur des réacteurs par un ensemble de tamis placés en amont et en aval des réacteurs. L'épaisseur du biofilm, idéalement mince et réparti également sur toute la surface du média, est contrôlée par la turbulence dans le réacteur qui assure le détachement de l'excès de biomasse.

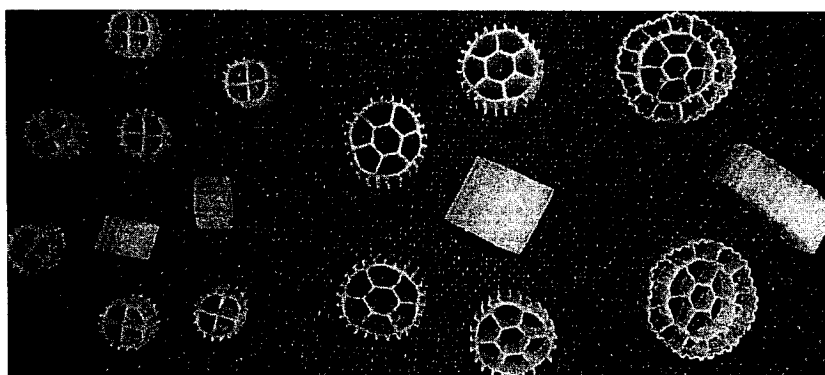


Figure 1.1 : Médias de type K1, K2 et K3 d'AnoxKaldnes (Rusten *et al.*, 2005)

Un ensemble de deux RBLM mis en série permet d'éliminer en une étape et de façon autonome la DBO_5 (dans le premier réacteur) et l'azote ammoniacal (dans le second réacteur) (Environnement Canada, 2003). Un traitement primaire (dégrillage et décantation primaire) est toutefois indispensable. Une concentration d'oxygène dissous supérieure à $3 \text{ mg-O}_2/\text{L}$ doit être assurée dans le premier réacteur et elle doit être supérieure à $5 \text{ mg-O}_2/\text{L}$ dans le second. La DBO_5 totale doit être idéalement inférieure à $20 \text{ mg-O}_2/\text{L}$ dans le second réacteur (Environnement Canada, 2003; Figueroa et Silverstein, 1992).

Les particularités suivantes du RBLM, par rapport à d'autres procédés biologiques, sont citées dans la documentation scientifique :

- aucune installation de lavage n'est nécessaire, ce qui implique une utilisation ininterrompue (Environnement Canada, 2003);
- aucune installation de recirculation des boues n'est requise (Environnement Canada, 2003);
- les risques de colmatage sont nuls (Dalentoft et Thulin, 1997);
- les pertes de charges sont minimales (Johnson *et al.*, 2000);
- la charge organique peut être très élevée (Dalentoft et Thulin, 1997);
- le procédé est peu sensible aux variations de charges et autres perturbations (chocs hydrauliques et toxiques) (Dalentoft et Thulin, 1997; Borghei et Hosseini, 2004).

Les nombreuses études réalisées sur des RBLM présentent principalement des résultats concernant la matière organique soluble. Johnson *et al.* (2000), par exemple, indiquent des abattements de 86,5% de la demande chimique en oxygène (DCO) soluble de rejets de l'industrie pétrolière. Dalentoft et Thulin (1997), qui ont étudié les RBLM sur des eaux usées d'industrie des pâtes et papier à l'échelle pilote ainsi qu'à grandeur réelle, présentent des abattements de DCO soluble de 70 à 80% et de DCO totale allant jusqu'à 78% sans préciser quelle sont les fractions initiales de DCO soluble et particulaire dans l'eau usée. Borghei et Hosseini (2004), quant à eux, ont travaillé en laboratoire sur des eaux usées phénolées et ne présentent donc que des valeurs de DCO soluble. Le traitement d'eaux usées à DCO ou DBO majoritairement particulaire est peu documenté. Figueroa et Silverstein (1992) ont toutefois montré que la DBO particulaire nuit tout autant à la nitrification que la DBO soluble, dans les procédés à biofilm.

Les performances de nitrification des RBLM constituent un sujet bien documenté et de nombreux auteurs citent d'excellents résultats pour cette technologie et ce, dans

des domaines variés tels que la pisciculture (Rusten *et al.*, 2005) et le traitement des eaux usées (Rostron *et al.*, 2001) ou des lixiviats (Jokela *et al.*, 2002). Bien que Rostron *et al.* (2001) aient montré que le taux de nitrification diminue de 10% lorsque la température de l'eau descend de 25 à 16°C, peu ou pas d'auteurs ont réalisé d'études spécifiques en eau froide (température inférieure à 10°C) sur l'efficacité des RBLM en terme de nitrification. Pourtant, une étude sur la nitrification en eau très froide (jusqu'à 3°C), réalisée par Andersson *et al.* (2001) sur des filtres à charbon actif en grain (procédé à biofilm) aux échelles pilote et réelle, a démontré que les procédés à biofilm présentent un réel potentiel de nitrification en eau froide. En effet, s'il y a bien une perte d'efficacité de nitrification (jusqu'à 60 % en dessous de 10°C, supérieure à 90% à 3°C), il n'y a pas de perte de biomasse dans le biofilm mais uniquement une diminution de l'activité des bactéries nitrifiantes. L'étude a également démontré que la reprise du processus de nitrification biologique est rapide dès que la température de l'eau redevient plus élevée.

1.4.3 Procédés comparables aux RBLM AnoxKaldnes

Autres RBLM

Les RBLM existent sous d'autres modèles que ceux présentés par la compagnie AnoxKaldnes, comme le procédé Linpor de Linde, par exemple (Linde, 2006). La différence essentielle entre les différents modèles apparaît surtout dans la conception du support de culture biologique (média) utilisé. Rostron *et al.* (2001) ont réalisé une étude comparative de nitrification avec trois types de média différents : le K1 d'AnoxKaldnes, le Linpor de Linde (cubes de mousse polyuréthane) et un média expérimental, l'encapsulation dans le vinyle. Chaque média se différencie principalement par sa structure, sa surface spécifique et ses caractéristiques de transfert de matière. L'étude a montré que les deux médias commerciaux (Kaldnes et Linde), malgré leur différence structurelle, présentent des performances similaires et que l'encapsulation vinylique offre de meilleurs résultats, demandant des études plus approfondies.

Réacteurs à biofilm avec lit fluidisé (RBLF)

Les RBLF sont des réacteurs biologiques utilisés pour le traitement de la matière organique ou de l'azote ammoniacal. Ce sont des systèmes aérobies à flux ascendant avec admission d'air à co-courant, dont le milieu fluidisé (sable, argile, etc.) est d'une granulométrie moyenne de 0,5 mm (Water Environment Federation, 1998). Le milieu en suspension offre une grande surface volumique pour le développement de la biomasse et est réparti uniformément dans l'ensemble du volume du réacteur, ce qui fait que ce type de procédé offre des performances supérieures aux procédés à lit fixe et est largement utilisé dans les systèmes commerciaux (Timmons *et al.*, 2001; Rittmann, 1982). Les RBLF nécessitent généralement un traitement primaire de l'affluent ainsi que sa saturation en oxygène, et la recirculation d'une partie de l'effluent (Environnement Canada, 2003). Le milieu filtrant est séparé de l'effluent dans un dessableur puis recirculé dans le réacteur. L'excès de biomasse est éliminé en pompant une partie du lit fluidisé vers une unité de nettoyage du milieu, ou en créant une turbulence dans le circuit de recirculation qui va arracher la biomasse par friction (recirculation assurée par entraînement par bulles d'air dit « air-lift »), comme c'est le cas dans le procédé Biolift d'OTV (Environnement Canada, 2003). Dans le procédé Biolift, la recirculation permet d'augmenter la vitesse de l'eau et d'assurer ainsi la fluidisation du milieu. Dans le procédé Circox de Pâques, la fluidisation est assurée par un effet air-lift (Paques, 2005). Malgré les performances offertes par les RBLF, l'importante consommation énergétique nécessaire à la fluidisation et au lavage du milieu a été reconnue comme étant généralement défavorable à cette technologie (Summerfelt et Cleasby, 1996; Skjölstrup *et al.*, 1998).

CHAPITRE 2 : MATÉRIEL ET MÉTHODE

Le présent chapitre décrit tout d'abord l'ensemble des installations sur lequel a été menée la présente étude, puis les protocoles associés à la réalisation de chacune des trois phases successives du projet : (I) l'étude des performances globales des réacteurs à biofilm sur lit en mouvement (RBLM) et de l'influence de la température sur celles ci, (II) l'étude des réactions du procédé face à des variations de débits, (III) l'étude de l'importance du taux de remplissage en média des réacteurs sur l'efficacité du traitement.

2.1 Installations

2.1.1 Station d'épuration de la Ville de Sainte-Julie

L'ensemble des essais a été mené à la station d'épuration de la Ville de Sainte-Julie. Cette station était composée de quatre étangs aérés facultatifs en série d'un volume total de 116 360 m³. Le débit moyen annuel (2004) alimentant la station était de 13 809 m³/d, ce qui correspond à un temps de rétention hydraulique (TRH) moyen de 8,4 jours. Le premier étang présentait le volume le plus important avec 41 400 m³, équivalent à un TRH moyen de 3,0 jours.

2.1.2 Pilote d'expérimentation

L'ensemble des expérimentations a été réalisé sur une unité pilote de RBLM fournie par la société AnoxKaldnes. Ce pilote a été installé entre les étangs 1 et 2 de la station d'épuration et était alimenté par l'effluent de l'étang 1. Aménagé dans une remorque de 6,1 m de longueur, il était principalement constitué de deux RBLM de 590 L placés en série, le premier réacteur (R1) devant principalement traiter la pollution carbonée (abattement de DBO_{c5}) et éventuellement traiter la pollution ammoniacale par nitrification, le second (R2) devant principalement réaliser la nitrification de l'azote ammoniacal. Les réacteurs ont été remplis de média de type K1 (section 1.3.2) à différents taux selon le réacteur et la phase de l'étude. Des

grilles situées à l'entrée et à la sortie des réacteurs ont permis de maintenir le média dans chaque réacteur et d'empêcher sa migration au travers du pilote. L'alimentation en eau du pilote a été assurée par une pompe à débit variable munie d'une crépine et placée dans le regard de la conduite entre les étangs 1 et 2 de la station d'épuration. Un débitmètre (Sparling FM621-0F1-500-0) placé sur la conduite entre la pompe à débit variable et R1 a permis de mesurer le débit circulant dans le pilote. L'alimentation en air des réacteurs a été assurée par un compresseur (Rietschle SKG-275-2V.02). Le débit d'air entrant dans chacun des réacteurs a été contrôlé grâce à une vanne et un débitmètre (SED Bad Rappenau 885.40.1.1) placés sur la conduite d'alimentation en air de chaque réacteur. Ce débit était suffisant pour assurer à la fois le brassage du média et le maintien d'un taux d'oxygène dissous adéquat. La diffusion de l'air était assurée par des canalisations horizontales perforées placées au fond des réacteurs. Trois échantillonneurs automatiques ont été disposés le long de l'écoulement de l'eau dans le pilote, le premier prélevant dans la conduite d'alimentation de R1, le deuxième dans la conduite reliant les deux réacteurs et le troisième dans la conduite sortant de R2. Les échantillons prélevés par ces échantillonneurs étaient déversés dans des contenants en polyéthylène placés dans un réfrigérateur permettant de conserver les échantillons à 4°C. La figure 2.1 présente une description schématique du pilote.

2.2 Mise en route du pilote

Une période de cinq semaines, entre la mise en eau du pilote et le début de l'étude, a été allouée à la mise en route du pilote. Cette période avait pour objectif de permettre au biofilm de se former et de coloniser l'ensemble du média dans les deux réacteurs à partir des seuls microorganismes présents dans l'effluent de l'étang 1. Pendant cette période, l'aération a été en large excès pour contrer la non mouillabilité du média vierge qui empêchait un bon brassage dans les réacteurs.

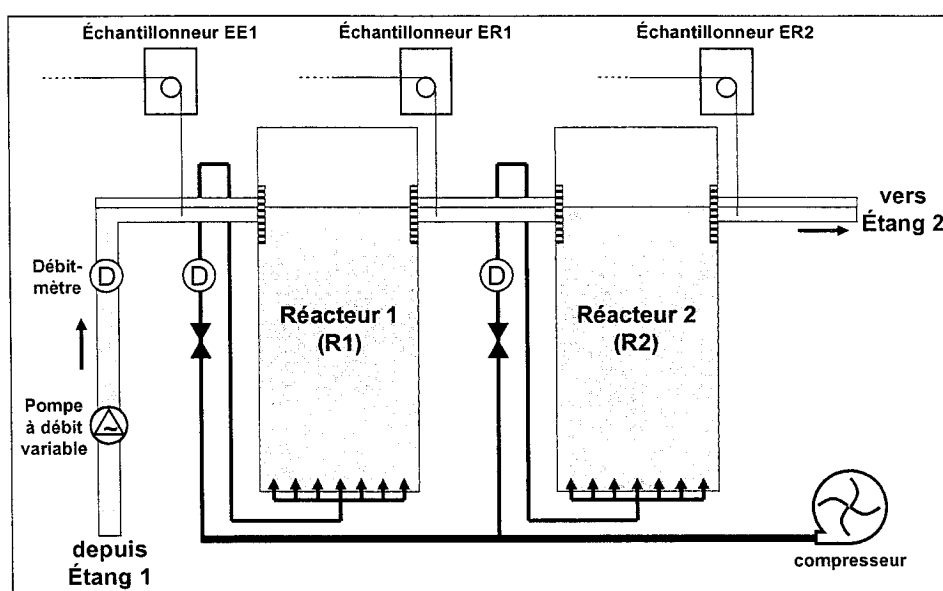


Figure 2.1 : Schéma fonctionnel du pilote

2.3 Performances générales et influence de la température (phase I)

Cette première phase avait comme objectif d'évaluer les performances globales du procédé ainsi que l'influence de la température sur son efficacité, tant du point de vue de l'abattement de la DBO_{c5} que du point de vue de l'abattement de NH_4^+ .

2.3.1 Points d'échantillonnage

Tel que mentionné à la section 2.1.2, trois points d'échantillonnage principaux le long de l'écoulement de l'eau ont été utilisés au cours de cette étude (figure 2.1). Ces points, situés à l'entrée du pilote, entre R1 et R2 et à la sortie du pilote, fournissaient respectivement les échantillons appelés «effluent de l'étang 1» (EE1), «effluent du réacteur 1» (ER1) et «effluent du réacteur 2» (ER2). Ces échantillons, de type composé, étaient constitués à l'aide d'échantillonneurs automatiques réalisant des prélèvements de volumes égaux chaque heure pendant 24 heures. Dans le but de suivre l'évolution des performances de traitement de la station d'épuration, un point d'échantillonnage secondaire a également été introduit à la sortie de la station d'épuration où les échantillonnages étaient de type manuel et ponctuel et fournissaient les échantillons appelés «effluent de la station» (ES).

2.3.2 Planification des analyses

Afin de réaliser un suivi des performances du pilote et d'observer l'influence de la température de l'eau sur ces performances, la phase I de l'étude a été menée sur une période de cinq mois (de fin septembre à début février), période au cours de laquelle la température de l'eau à la sortie de l'étang 1 varie en moyenne de 20 à 5°C. Pendant cette période, les échantillons EE1, ER1 et ER2 ont été prélevés deux fois par semaine. Une fraction de ces échantillons a été soumise à une décantation d'une période arbitraire d'une heure en cylindres (1 L pour EE1 et 4 L pour ER1 et ER2) afin d'obtenir des eaux clarifiées, appelées «échantillons décantés» et notées respectivement EE1d, ER1d et ER2d. Les échantillons ES ont été prélevés une fois par semaine.

Les différents paramètres analysés ont été la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique carbonée en oxygène à cinq jours totale ou soluble (DBO_{c5t} ou DBO_{c5s}), les matières en suspension (MES), les matières volatiles en suspension (MVES), les matières décantables (MD), l'azote Kjeldhal (NTK), l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$), les nitrites (NO_2^-), les nitrates (NO_3^-), le pH et l'alcalinité. Le tableau 2.1 reprend ces paramètres en précisant les eaux auxquelles ils s'appliquent ainsi que les fréquences d'analyses.

Tableau 2.1 : Paramètres analysés et fréquences

Échantillon	Paramètre analysé	Fréquence
EEI	DBO_{c5t} , DBO_{c5s} , MES, MVES, MD, NTK, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-	2 fois par semaine
	pH, alcalinité.	1 fois par mois
EE1d	DCO, DBO_{c5t} , MES, MVES	2 fois par semaine
ERI	DBO_{c5t} , DBO_{c5s} , MES, MVES, MD,	2 fois par semaine
	pH, alcalinité.	1 fois par mois
ER1d	DCO, DBO_{c5t} , MES, MVES	2 fois par semaine
	NTK, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-	
ER2	DBO_{c5t} , DBO_{c5s} , MES, MVES, MD	2 fois par semaine
	pH, alcalinité.	1 fois par mois
ER2d	DCO, DBO_{c5t} , MES, MVES	2 fois par semaine
	NTK, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-	
ES	DCO, DBO_{c5t} , DBO_{c5s}	1 fois par semaine

2.3.3 Méthodes analytiques

L'ensemble des méthodes et du matériel utilisé pour l'analyse de l'ensemble des paramètres est décrit au tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Méthodes d'analyses et matériel

Paramètre	Méthode	Matériel
MD	SMEWW ¹ méthode 2540 F (volumétrique)	Cônes Imhoff Nalgene
MES-MVES	SMEWW méthodes 2540 D et E	Balance Scientech SA120 Four Fisher Isotemp 500 series Four Thermolyne 1300 Filtres en microfibres de verre Ahlstrom grade 161
Alcalinité	SMEWW méthode 2320 B (procédure c)	pH-mètre ORION 420A
DCO	HACH WAH ² méthode 8000 (Low Range)	Spectrophotomètre HACH DR2000 v.3.2 Digesteur à DCO HACH Tubes à DCO (LR) HACH réf. 21258-15
DBO ₅ t et s	HACH WAH méthode 8043	Capsules Polyseed HACH Capsules de nutriments HACH réf. 14862-98 Inhibiteur de nitrification HACH réf. 2533-35 Membranes Pall GN-6 0,45µm
NTK	SMEWW méthodes 4500-N _{org} B et 4500-NH ₃ B	Digesteur VELP Scientifica DK20 Distillateur VELP Scientifica UDK130A
NH ₄ ⁺	HACH WAH méthode 10031 (High Range)	Spectrophotomètre HACH DR2000 v.3.2 Ensemble de réactifs pour NH ₄ ⁺ HACH réf. 26069-45
NO ₂ ⁻	HACH WAH méthode 8107	Spectrophotomètre HACH DR2000 v.3.2 Sachets NitraVer 3 HACH réf. 14065-66
NO ₃ ⁻	HACH WAH méthode 8039	Spectrophotomètre HACH DR2000 v.3.2 Sachets NitraVer 5 HACH réf. 14034-66
pH		pH-mètre portatif YSI 60
Température		
Oxygène dissous		Oxy-mètre portatif YSI 85

¹ (APHA, AWWA et WEF, 1998)

² (Hach Company, 2004)

2.3.4 Conditions d'essais

Les paramètres de réglage du pilote, pour la phase I, ont été les suivants : débit d'alimentation en eau constant et égal à 7,1 L/min (appelé «débit moyen»); concentration minimale en oxygène dissous égale à 3 mg-O₂/L pour R1 et 6 mg-O₂/L pour R2 (valeurs cibles); remplissage en média de R1 et R2 respectivement à 67 et 58% (v/v) soit des surfaces de biofilm de 198 et 171 m² respectivement. Le débit moyen d'alimentation en eau de 7,1 L/min, équivalent à TRH de 1,4 h dans chaque réacteur, a été défini par la compagnie AnoxKaldnes comme devant permettre l'obtention d'un abattement moyen de 50% de la DBO_{c5t}.

2.4 Variations de débit et performances (phase II)

L'objectif de cette deuxième phase consistait à évaluer la capacité de réaction du procédé à des variations de débit par rapport au débit moyen (7,1 L/min). Au cours de cette phase, les points d'échantillonnage ont été identiques à la phase I, de même que les types d'analyses effectuées sur les différentes eaux. Cette phase a été menée à une période où les températures devaient être relativement stables (février – mars, environ 5°C) pour limiter son influence sur les performances obtenues.

Pour réduire la durée de cette phase afin de profiter de conditions de températures stables, la séquence d'analyse (fréquence et type) de la phase précédente a été conservée mais une séance d'analyse hebdomadaire a été ajoutée. Trois débits, en plus du débit moyen (moy), ont été appliqués au cours de trois séquences d'essais de variations de débit. Ces trois débits correspondent à trois facteurs de pointe différents : 0,5 (débit faible ; f = 3,5 L/min), 2,0 (débit fort ; F = 14,2 L/min) et 2,5 (débit très fort ; TF = 17,8 L/min). Les trois séquences de variations de débit ont été les suivantes : [moy-f-moy], [moy-F-moy] et [moy-F-f-TF-moy]. À l'exception de TF, après chaque changement de débit une période de 24 h a été allouée à la stabilisation du pilote avant de procéder à l'échantillonnage et chaque débit (autre que le débit moyen) n'a été maintenu que 48 h au maximum. Le débit TF a été maintenu pendant 72 h afin de tester les limites du procédé et l'échantillonnage n'a démarré qu'après une période 48 h de stabilisation.

2.5 Taux de remplissage de média et performances (phase III)

Au cours de cette troisième phase, le protocole expérimental de la phase I a été repris intégralement à la seule exception que les taux de remplissage en média de R1 et R2 ont été diminués de 67 et 58 % à 57 et 48 % respectivement pour avoir des surfaces de biofilm de 168 et 142 m² respectivement. Cette phase a été menée en fin d'étude (mi-mars), pendant une courte période de 1,5 semaine (trois séances d'analyse), l'effet éventuel d'un enlèvement de média devant se faire ressentir rapidement et la durée du test permettant de profiter de conditions de températures stables.

CHAPITRE 3 : RÉSULTATS

Le présent chapitre présente les résultats obtenus au cours de l'ensemble de la période d'essai et se divise en cinq sections principales. La première et la deuxième sections présentent les caractéristiques de l'eau qui a alimenté le pilote puis l'évolution de la température durant l'étude tandis que les troisième et quatrième sections reprennent l'ensemble des résultats obtenus durant les phases I, II et III de l'étude relativement au traitement des matières carbonées et de l'azote ammoniacal. Enfin, une cinquième et dernière section expose les données obtenues concernant l'évolution des matières en suspension au travers des réacteurs à biofilm avec lit en mouvement (RBLM).

3.1 Caractéristiques de l'effluent de l'étang 1

Les caractéristiques moyennes de l'eau usée alimentant le pilote (EE1) au cours de la période d'essais sont reportées au tableau 3.1. Ces caractéristiques font bien apparaître les particularités de cette eau usée qui sont une faible fraction de matière organique soluble et une concentration importante d'azote ammoniacal contre une faible concentration en azote organique ($=8\pm4\text{mg-O}_2/\text{L}$, par calcul).

Tableau 3.1 : Caractéristiques moyennes de EE1 au cours de la période d'essais

Paramètre	Valeur moyenne		Nombre de mesures
DCO (EE1)	200 $\pm$ 29	mg-O ₂ /L	47
DCO (EE1d)	155 $\pm$ 25	mg-O ₂ /L	36
DBO _{c5t} (EE1)	67 $\pm$ 11	mg-O ₂ /L	49
DBO _{c5t} (EE1d)	55 $\pm$ 9	mg-O ₂ /L	34
DBO _{c5s} (EE1)	6 $\pm$ 3	mg-O ₂ /L	33
NTK	25 $\pm$ 4	mg-N/L	38
NH ₄ ⁺	17 $\pm$ 2	mg-N/L	51
MES	125 $\pm$ 24	mg/L	50
MVES	107 $\pm$ 10	mg/L	49
pH (valeur médiane)	7,5 $\pm$ 0,3		50

3.2 Évolution de la température

La courbe d'évolution de la température de ER1 au cours de la période d'essais (figure 3.1) montre une première phase de décroissance partant de 17,9°C pour atteindre une température extrême de 2,9°C avant de présenter une période de températures se situant autour d'une moyenne de 6,8°C.

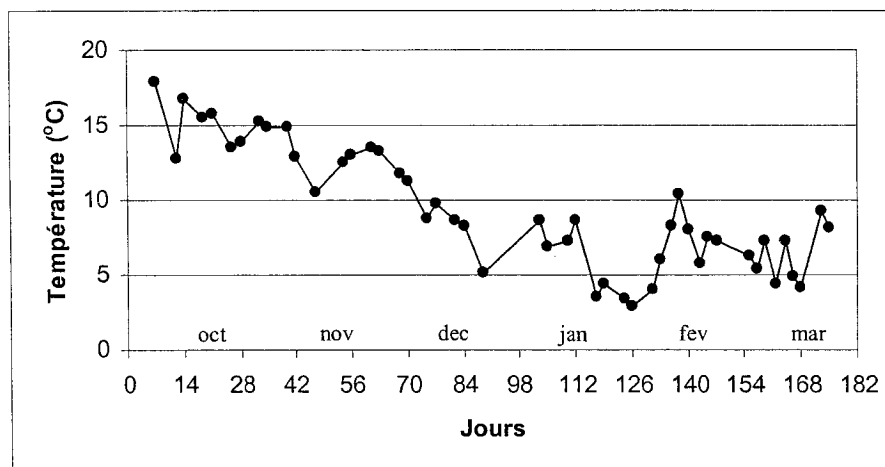


Figure 3.1 : Évolution de la température de ER1 au cours de la période d'essais

3.3 Traitement de la matière organique

3.3.1 Abattement de la DCO et de la DBO_{c5}

L'évolution des DCO de EE1, EE1d, ER1d, ER2d et ES tout au long de la période d'étude ainsi que les abattements de DCO obtenus aux sorties de R1 et R2 par rapport à la DCO de EE1 sont représentés à la figure 3.2.

Sur l'ensemble de la période de la phase I, des abattements moyens respectifs de la DCO de $50,1 \pm 8,0\%$ et $57,0 \pm 8,5\%$ ont été respectivement obtenus pour R1 et R1+R2. Une telle performance a permis d'obtenir des DCO à l'effluent du pilote inférieures aux DCO mesurées à l'effluent de la station d'épuration. Deux périodes semblent se distinguer au regard des courbes de DCO : une première période (jours 0 à 68) pendant laquelle les valeurs de DCO ont été plutôt stables et une seconde période (jours 70 à 133) pendant laquelle les valeurs de DCO pour toutes les eaux ont été moins stables mais globalement plus faibles (tableau 3.2). En appliquant ces deux

périodes aux courbes d'abattement de la DCO, la différence est moins importante. Toutefois, les abattements sont plus faibles en première période ($46,4 \pm 6,5\%$ d'abattement moyen pour R1 et $52,7 \pm 7,8\%$ pour l'ensemble R1+R2) avec une tendance à évoluer de façon croissante, tandis que dans la deuxième période les abattements semblent se stabiliser autour des valeurs moyennes de $55,8 \pm 5,7\%$ d'abattement pour le R1 et $62,9 \pm 5,1\%$ pour l'ensemble R1+R2 (tableau 3.3).

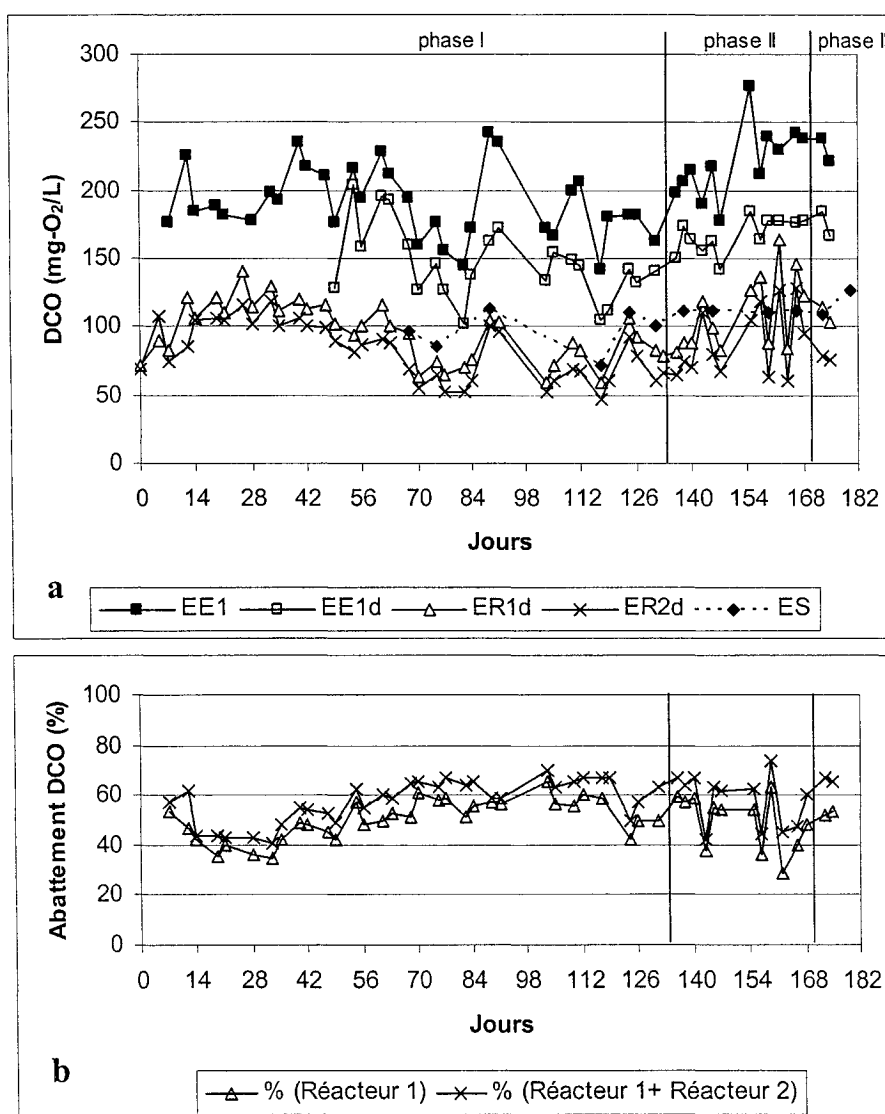


Figure 3.2 : Évolution des a) DCO et des b) abattements de DCO

Tableau 3.2 : Valeurs moyennes des DCO (mg-O₂/L) pendant la phase I

Période	Échantillon			
	EE1	EE1d	ER1d	ER2d
0-133	191 ±26	-	95 ±21	82 ±20
0-68	201 ±19	-	108 ±16	95 ±14
70-133	180 ±28	136 ±19	80 ±16	67 ±16

Tableau 3.3 : Pourcentages d'abattement moyen de DCO pendant la phase I

Échantillon		Échantillon de référence	
		EE1	ER1d
Période	ER1d	50,1 ±8,0	-
0-133	ER2d	57,0 ±8,5	13,8 ±6,8
Période	ER1d	46,4 ±6,5	-
0-68	ER2d	52,7 ±7,8	11,8 ±6,9
Période	ER1d	55,8 ±5,7	-
70-133	ER2d	62,9 ±5,1	16,1 ±6,5

La figure 3.3 présente l'évolution des DBO_{c5t} et de leurs abattements, par rapport à EE1, à la sortie du réacteur 1 ainsi qu'à la sortie du réacteur 2. Les tableaux 3.4 et 3.5 indiquent respectivement les valeurs moyennes des DBO_{c5t} mesurées sur les différents échantillons et les différents abattements obtenus. Les résultats de DBO_{c5s} ne sont pas reportés car ce paramètre n'a présenté aucune variation significative tant au fil du temps qu'au fil du traitement et s'est établi autour d'une valeur faible de 6 mg-O₂/L. Cette valeur confirme toutefois que la DBO_{5c} de l'affluent est majoritairement particulaire.

Sur la période de la phase I, un abattement de $56,5 \pm 8,6\%$ de la DBO_{cst} par R1 et de $65,8 \pm 9,6\%$ par l'ensemble R1+R2 est obtenu. L'analyse des courbes de DBO_{cst} permet également de dégager les deux mêmes périodes, soit celles correspondant aux jours 0 à 68 et aux jours 70 à 133.

Tableau 3.4 : Valeurs moyennes des DBO_{cst} ($\text{mg-O}_2/\text{L}$) pendant la phase I

Période	Échantillon			
	EE1	EE1d	ER1d	ER2d
0-133	65 ± 10	-	28 ± 7	22 ± 8
0-68	70 ± 10	-	33 ± 5	27 ± 5
70-133	59 ± 6	50 ± 6	23 ± 7	17 ± 7

Tableau 3.5 : Pourcentages d'abattement moyen de DBO_{cst} pendant la phase I

Échantillon		Échantillon de référence		
		EE1	EE1d	ER1d
Période	ER1d	$56,5 \pm 8,6$	-	-
0-133	ER2d	$65,8 \pm 9,6$	-	$21,5 \pm 10,3$
Période	ER1d	$53,6 \pm 7,3$	-	-
0-68	ER2d	$61,9 \pm 7,9$	-	$18,0 \pm 11,9$
Période	ER1d	$60,5 \pm 9,2$	$53,4 \pm 10,5$	-
70-133	ER2d	$70,9 \pm 9,2$	$65,6 \pm 11,9$	$26,2 \pm 11,6$

Au cours de la première période, les valeurs de DBO_{cst} de toutes les eaux ont été plus élevées avec une certaine stabilité des valeurs de ER1 et ER2. La deuxième période

montre une diminution des DBO_{c5t} moyennes de EE1, ER1 et ER2 d'environ 10 $\text{mg-O}_2/\text{L}$ en moyenne. Globalement, les courbes d'abattements de DBO_{c5t} présentent la même allure que celles d'abattements de DCO. On note toutefois deux singularités, tant sur les courbes d'abattements que sur les courbes de DBO_{c5t} de ER1 et ER2, aux jours 91 et 124 (points entourés en pointillé), où les courbes présentent des creux (courbes d'abattement) ou des pics (courbes de DBO_{c5t}).

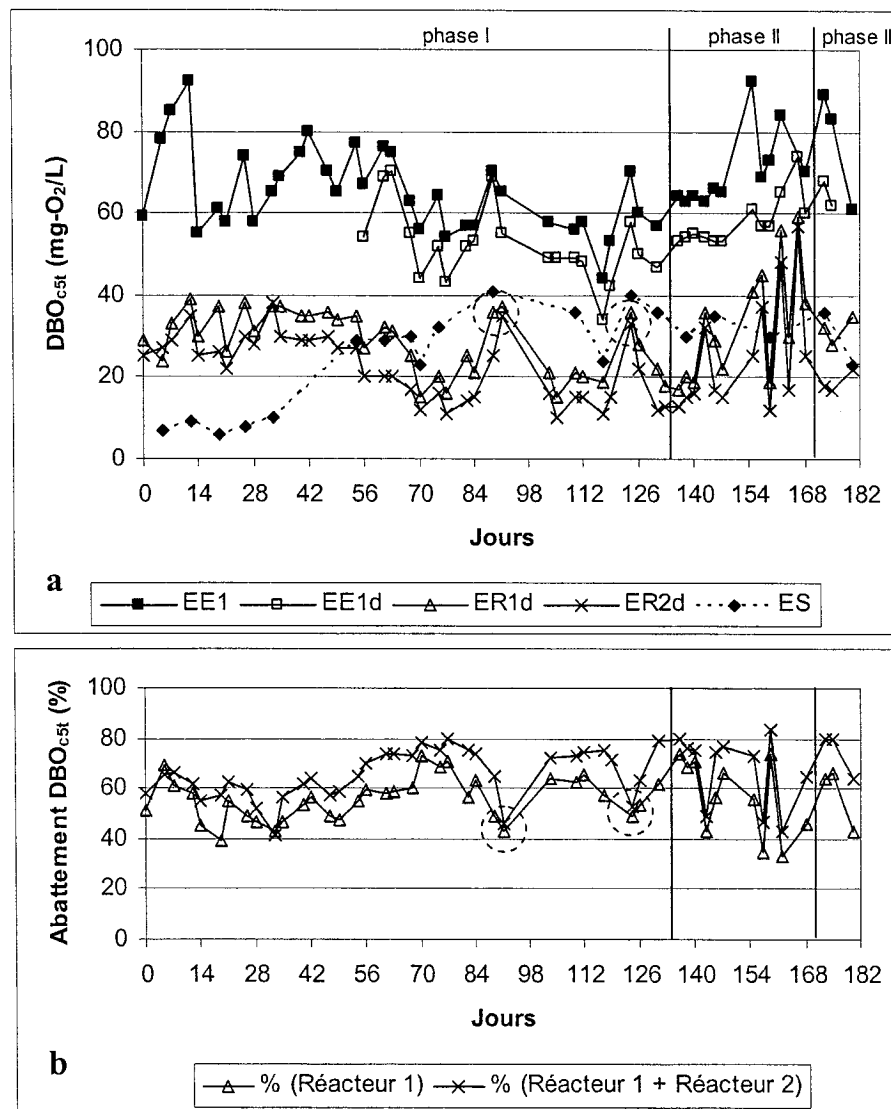


Figure 3.3 : Évolution des a) DBO_{c5t} et des b) abattements de DBO_{c5t}

3.3.2 Robustesse du procédé

La figure 3.4 montre la réponse du procédé à des chocs hydrauliques successifs puis à une diminution de la quantité de média dans les réacteurs, relativement au traitement de la matière organique (abattement de la DCO et DBO_{c5}).

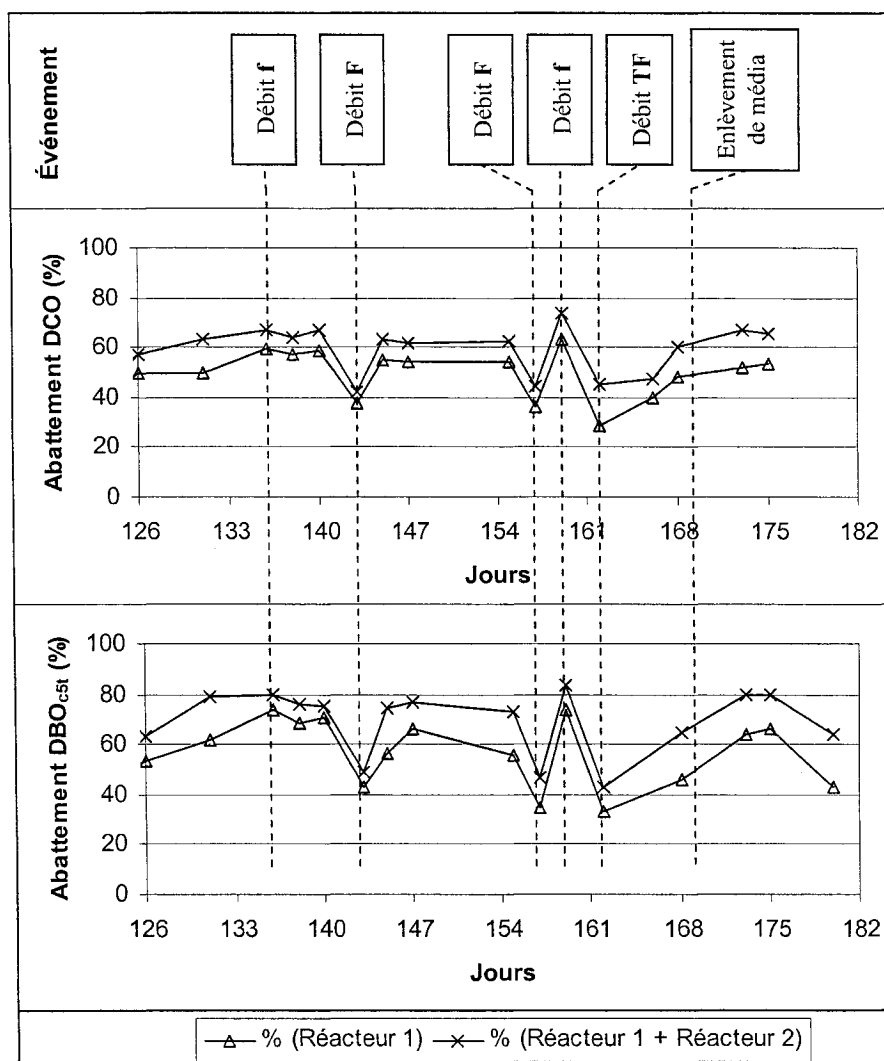


Figure 3.4 : Robustesse du traitement de la matière organique

Le réacteur 2 n'ayant pas pour but premier de traiter la matière organique, les considérations suivantes se rapportent au réacteur 1. Le premier passage à un débit

faible (f : facteur de pointe = 0,5) n'a pas eu d'effet notable sur les abattements de DCO et de DBO_{c5t} . Même si les taux d'abattement (respectivement 59,1% et 73,4%) ont été supérieurs aux taux moyens d'abattement de la période qui a précédé ce choc hydraulique (jours 70 à 133 – respectivement $55,8 \pm 5,7\%$ et $60,5 \pm 9,2\%$), ils ne se sont pas démarqués des taux des jours qui les ont précédé ou suivi directement.

Par contre, lors du premier choc hydraulique à débit fort (F : facteur de pointe = 2,0), les courbes d'abattement des DCO et DBO_{c5t} ont montré une nette régression (taux de 37,9% et 42,9% respectivement). Cependant, le procédé a fait preuve d'une bonne capacité de rétablissement puisque les taux d'abattement sont rapidement redevenus supérieurs aux moyennes (moins de deux jours pour la DCO et moins de quatre jours pour la DBO_{c5t}).

Lors de la séquence de variation de débit [moy-F-f-TF-moy], la réaction de R1 au passage à débit fort (F) a été similaire au cas précédent avec toutefois une baisse un peu plus prononcée des taux d'abattement des DCO et DBO_{c5t} (35,8% et 34,8% respectivement). Mais le rétablissement des performances, stimulé par un débit faible (f), a été bien meilleur et a même donné les meilleurs taux d'abattement de la période d'étude (63,3% pour la DCO et 74,0% pour la DBO_{c5t}). Le dernier débit très fort (TF : facteur de pointe = 2,5 – pendant 72 h) a eu un effet immédiat similaire à ceux des deux débits forts précédents, avec une diminution encore un peu plus forte des taux d'abattement (28,7% et 33,3% respectivement), mais le rétablissement des performances a été significativement plus lent. Six jours après le retour à débit moyen, les abattements de DCO et de DBO_{c5t} n'avaient pas encore atteint leur niveau moyen de la période des jours 70 à 133 (taux respectivement de 48,3 et 45,7% pour des moyennes de $55,8 \pm 5,7$ et $60,5 \pm 9,2\%$).

En ce qui concerne la robustesse du traitement de la matière organique par RBLM vis-à-vis du remplissage en média du réacteur, les résultats montrent que la diminution du taux de remplissage de R1 (de 67% à 57%) n'a pas eu d'effet significatif sur les taux d'abattement des DCO et DBO_{c5t} . En effet, les deux séances d'analyses qui ont suivi cette diminution de remplissage ont montré des taux d'abattement de 52,1 et 64,0% respectivement. Si la troisième séance d'analyses a

montré des taux d'abattement de DBO_{cst} significativement plus faibles, il semble que cela soit plutôt dû à une modification momentanée de la qualité de l'eau usée, avec notamment une très forte augmentation de la DCO de EE1 (valeur précise non disponible), qu'à la diminution du taux de remplissage en média.

3.4 Traitement de l'azote ammoniacal

3.4.1 Abattement de NH_4^+

L'évolution des concentrations en $\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$ de EE1, ER1 et ER2 ainsi que celle des rendements obtenus sont présentées à la figure 3.5.

L'observation de la figure 3.5 fait apparaître deux périodes en ce qui concerne le traitement de NH_4^+ : une première période, s'étendant des jours 0 à 35, pendant laquelle l'abattement est très élevé et stable (supérieur à 90% à l'exception d'un point, abattement moyen de 95,5%, concentration à l'effluent du pilote de 0,7 mg-N/L) (tableaux 3.6 et 3.7) et la contribution de R1 est la plus importante; une deuxième période, s'étendant des jours 40 à 133, pendant laquelle l'abattement moyen à la sortie du pilote par rapport à EE1 est plus faible (74,2%, concentration moyenne à l'effluent du pilote de 4,2 mg-N/L) et variable et où la contribution de R2 est prépondérante.

Tableau 3.6 : Concentrations moyennes de NH_4^+ (mg-N/L)

Période	EE1	ER1	ER2
0-133	16,2 $\pm$ 2,3	10,0 $\pm$ 5,2	3,2 $\pm$ 2,9
0-35	15,7 $\pm$ 1,9	3,7 $\pm$ 3,0	0,7 $\pm$ 1,3
40-133	16,4 $\pm$ 2,5	12,9 $\pm$ 2,8	4,2 $\pm$ 2,8

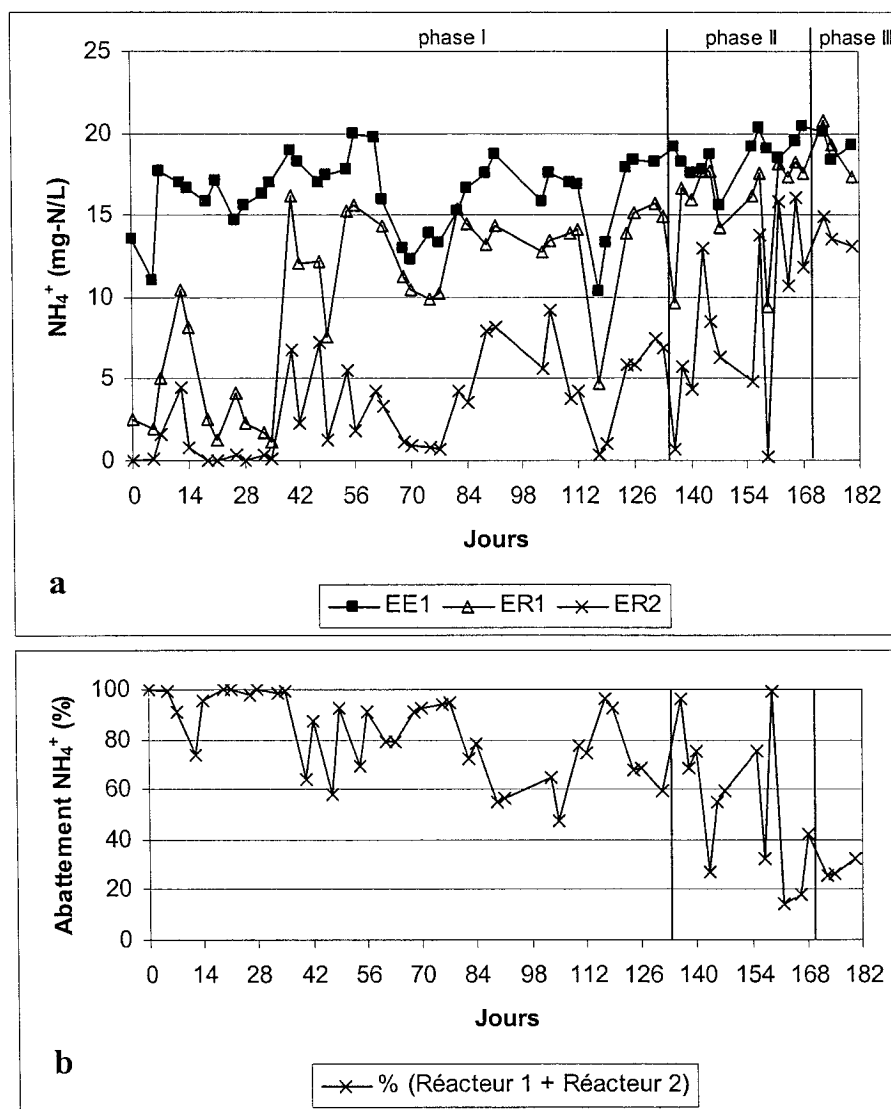


Figure 3.5 : Évolution des a) $[\text{NH}_4^+]$ et des b) abattements de l'ammoniac

L'origine de cette différence de performance réside dans le fait qu'entre le jour 35 et le jour 40, les diffuseurs d'air des réacteurs ont été modifiés. Les débits d'air ont pu ainsi être diminués de plus de 50% tout en conservant la même qualité de brassage et en collant mieux aux cibles d'oxygène dissous dans chacun des réacteurs. Ce réajustement a permis d'assigner plus spécifiquement le réacteur 1 au traitement de la matière organique et le réacteur 2 au traitement de l'azote ammoniacal.

Tableau 3.7 : Pourcentages d'abattement de NH_4^+

Échantillon		Échantillon référence	
		EE1	ER1d
Période	ER1d	37,9 $\pm$ 29,5	0
0-133	ER2d	80,4 $\pm$ 15,6	68,3 $\pm$ 19,7
Période	ER1d	76,2 $\pm$ 17,3	0
0-35	ER2d	95,5 $\pm$ 7,9	81,2 $\pm$ 14,4
Période	ER1d	21,2 $\pm$ 12,8	0
40-133	ER2d	74,2 $\pm$ 14,9	67,3 $\pm$ 18,8

Après le réajustement de l'aération des réacteurs, le procédé a montré un taux d'abattement d'ammoniac moyen de 74,2% (taux de nitrification de 8,8 grammes d'azote par mètre cube de réacteur et par heure – $\text{g-Nm}^{-3}\text{h}^{-1}$).

3.4.2 Nitrification

La figure 3.6 trace l'évolution des quantités de NH_4^+ enlevées entre l'entrée et la sortie du pilote ainsi que celles de nitrites-nitrates produites. Ces courbes montrent que tout le NH_4^+ enlevé n'est pas transformé en nitrites ou en nitrates. En moyenne, seuls 72,8% du NH_4^+ enlevé lors du traitement sont éliminés par le processus de nitrification.

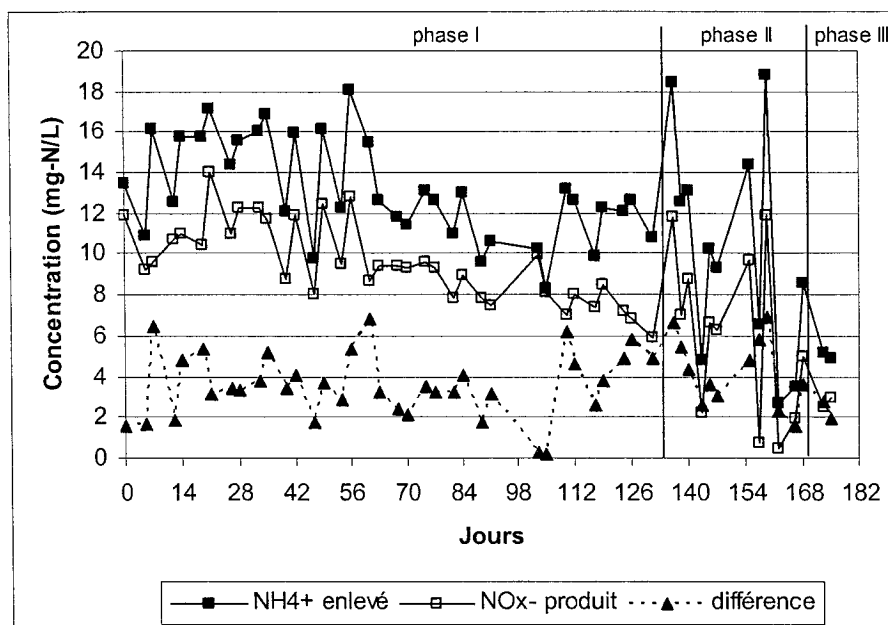


Figure 3.6 : Évolution des $[\text{NH}_4^+]$ enlevées et $[\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-]$ produites

Le suivi de l'alcalinité des eaux a montré que, en moyenne, la nitrification a fait diminuer l'alcalinité lors du passage dans les deux RBLM, passant ainsi, en moyenne sur la période de la phase I, de 215 mg- CaCO_3/L dans EE1 à 175 mg- CaCO_3/L dans ER1 puis 117 mg- CaCO_3/L dans ER2. Cela reflète donc une diminution de 98 mg- CaCO_3/L pour un enlèvement moyen de 13,0 mg-N/L d'ammoniac pendant cette période, soit 7,5 mg- $\text{CaCO}_3/\text{mg-N}$ par le fait de la nitrification. Cette valeur est proche de la valeur stoechiométrique attendue qui se situe à 7,1 mg- $\text{CaCO}_3/\text{mg-N}$ (Metcalf & Eddy, 1991).

3.4.3 Robustesse du procédé

La figure 3.7 illustre la réponse du procédé à des chocs hydrauliques successifs puis à une diminution de la quantité de média dans les réacteurs, relativement au traitement de l'azote ammoniacal.

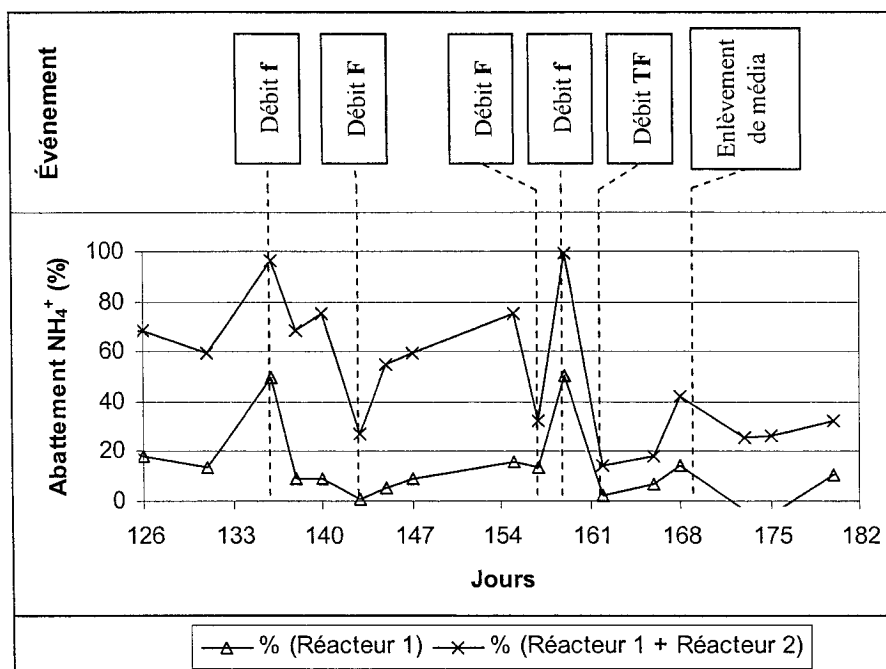


Figure 3.7 : Robustesse du traitement de l'azote ammoniacal

Le réacteur 2 étant le réacteur destiné à traiter principalement l'azote ammoniacal, les considérations qui suivent portent sur les résultats obtenus à la sortie du pilote et comprennent donc les contributions des deux RBLM.

Le premier passage à un débit faible (f : facteur de pointe = 0,5) a impliqué un rehaussement du taux d'abattement de NH_4^+ jusqu'à une valeur de 96,3% à comparer avec moyenne de $74,2 \pm 14,9\%$ pour la période précédente. Le premier choc hydraulique à débit fort (F : facteur de pointe = 2,0), quant à lui, a provoqué une chute importante du taux d'abattement jusqu'à une valeur aussi basse que 27%. Par contre, le rétablissement de l'abattement est rapide puisque après quatre jours de retour à débit moyen, le taux d'abattement était à nouveau supérieur à 60%.

Lors de la séquence de variation de débit [moy-F-f-TF-moy], la réaction du procédé au passage à débit fort (F) a été similaire au cas précédent avec une diminution du taux d'abattement jusqu'à une valeur de 32%. Mais le rétablissement des performances, stimulé par un débit faible (f), a été rapide avec l'atteinte d'un abattement de près de 99% en moins de 48 h. Le dernier débit de pointe testé (TF : facteur de pointe = 2,5 – pendant 72 h) a eu un effet immédiat similaire à ceux des

deux débit forts précédents, avec une forte diminution du taux d'abattement (14,6%, abattement le plus faible de toute la période d'étude) et un rétablissement plus lent des performances. En effet, six jours après le retour à débit moyen, l'abattement de NH_4^+ , avec une valeur de 42,2%, n'avait pas encore atteint son niveau moyen de la période des jours 70 à 133 ($74,2 \pm 14,9\%$). Toutefois, l'allure de la courbe semble indiquer que la performance est en voie de rétablissement.

En ce qui concerne la robustesse du traitement de l'azote ammoniacal par RBLM vis-à-vis du remplissage en média du réacteur, les résultats montrent que la diminution du taux de remplissage de R2 (de 58% à 48%) a eu un effet significatif sur le taux d'abattement de NH_4^+ . En effet, les trois séances d'analyses qui ont suivi cette diminution de remplissage ont donné un taux d'abattement moyen de 28,2% contre $74,2 \pm 14,9\%$ pour la période des jours 40 à 133. Ce résultat rejoint les observations de Welandar *et al.* (1997) qui indiquent que le taux de nitrification est en relation avec la surface de média.

3.5 Matières solides

Les valeurs moyennes des matières en suspension (MES), matières volatiles en suspension (MVES) et matières décantables (MD) pour la période de température sont reportées dans le tableau 3.8. Ce tableau montre une diminution des MES et MVES moyennes au fur et à mesure de l'avancée dans le traitement. En effet, durant la phase I, des abattements de $19,4 \pm 33,6\%$ et $23,6 \pm 37,1\%$ ont été obtenus respectivement pour les MES et les MVES entre EE1 et ER2, avec une élimination plus significative au passage dans R1. Par ailleurs une augmentation de près de $46 \pm 73\%$ des matières décantables a été observée durant cette même période, mais celles-ci restent encore faibles ($< 5 \text{ mL/L}$) du fait que l'effluent a déjà subi un traitement biologique dans le premier étang. Toutefois ces résultats doivent être considérés avec prudence en raison de leur variabilité importante.

Tableau 3.8 : Moyennes des MES, MVES et MD (phase I)

Échantillon	MES _{moyen} (mg/L)	MVES _{moyen} (mg/L)	MD _{moyen} (mL/L)
EE1	124 ±26	106 ±23	3,4 ±1,4
ER1	102 ±37	85 ±32	3,9 ±1,4
ER1d	47 ±19	40 ±17	-
ER2	100 ±59	81 ±36	4,7 ±3,5
ER2d	40 ±18	33 ±16	-

CHAPITRE 4 : DISCUSSION

4.1 Enlèvement de la matière organique

4.1.1 Biodégradation effective de la matière organique

L'effluent d'une installation de RBLM doit obligatoirement être décanté avant son rejet dans le milieu naturel. Ainsi, la comparaison des données indicatrices de la matière organique (DCO et DBO_{c5}) a été principalement faite entre l'effluent non clarifié de l'étang 1 (EE1) et les effluents clarifiés des réacteurs du pilote (ER1d et ER2d). La question de la contribution réelle de la biodégradation comparée à celle de la décantation dans le processus d'élimination de la matière organique doit donc être abordée. L'observation des données de DCO et de DBO_{c5} de l'effluent clarifié de l'étang 1 (EE1d) permet de quantifier cette contribution. En effet, en ce qui concerne la DCO, les valeurs moyennes (pour la période des jours 70 à 133) de EE1d et ER1d sont de 136 et 80 $\text{mg-O}_2/\text{L}$ respectivement, ce qui indique qu'un minimum de 56 $\text{mg-O}_2/\text{L}$ de DCO a été abattu par biodégradation dans R1 et non par le fait de la décantation (sur un total de 100 $\text{mg-O}_2/\text{L}$ abattus, entre EE1 et ER1d). Le même raisonnement appliqué à la DBO_{c5} montre qu'au moins 26 $\text{mg-O}_2/\text{L}$ de DBO_{c5} ont été enlevés par biodégradation dans R1 (sur un total de 36 $\text{mg-O}_2/\text{L}$).

De plus, en supposant que la DBO_{c5} constitue environ 70% de la DBO_{c} ultime, la comparaison des valeurs moyennes des DCO et DBO_{c} ultime (pour la période des jours 70 à 133) de EE1 et ER1d (respectivement 180 et 84 $\text{mg-O}_2/\text{L}$ pour EE1 et 80 et 33 $\text{mg-O}_2/\text{L}$ pour ER1d) montre que R1 élimine de la DCO biodégradable (DBO_{c}), mais éliminerait aussi de la DCO réfractaire ($\text{DCO}_{\text{réfractaire}} = \text{DCO} - \text{DBO}_{\text{c, ultime}}$). En effet, dans EE1 cette DCO réfractaire est en moyenne égale à 96 $\text{mg-O}_2/\text{L}$ alors que dans ER1d celle-ci est réduite à 47 $\text{mg-O}_2/\text{L}$, ce qui correspondrait à un abattement de 51%. De plus l'observation des données de EE1d ($\text{DCO}_{\text{réfractaire}} = 65 \text{ mg-O}_2/\text{L}$) indique que cette élimination ne serait pas seulement due à la décantation. Le RBLM (R1), avec un temps de rétention de 1,4 h, favoriserait donc l'hydrolyse d'une partie

de la DCO dite non biodégradable. Des mesures de $\text{DBO}_{c,\text{ultime}}$ auraient permis de confirmer cet abattement qui apparaît très élevé.

4.1.2 Performance comparée

Le RBLM (R1) a permis d'obtenir un abattement satisfaisant de 56,5% de la DBO_{c5t} sur la période de la phase I et de 60,5% sur la période réduite allant des jours 70 à 133 (conditions d'eau froide), ce qui permet d'espérer une remise à niveau adéquate de la station d'épuration grâce à l'ajout d'un RBLM dans les conditions testées ici. Les résultats obtenus sur la DBO_{c5} peuvent par contre paraître faibles s'ils sont comparés à ceux trouvés dans la documentation scientifique. En effet, Borghei et Hosseini (2004) rapportent, par exemple, des abattements de DCO de 70 à 96% sur des eaux synthétiques à base de mélasse et de phénol ($\text{DCO} \approx \text{DBO}$). Toutefois, il faut mentionner que la plupart des études publiées dans la documentation scientifique ont été réalisées à des températures relativement élevées (supérieures à 15°C) alors que la présente étude (période des jours 70 à 133) a été faite sur des eaux dont la température a varié entre 3 et 10°C. De plus, le temps de séjour dans le RBLM appliqué dans cette étude (1,4 h) a été significativement plus court que celui appliqué par Borghei et Hosseini (2004), qui variait de 8 à 24 h.

En ce qui concerne le traitement de la DCO, les résultats obtenus lors de la présente étude montrent un abattement moyen de 55,8% par R1 (période des jours 70 à 133) pour une DCO de l'eau usée affluente au système de 180 mg- O_2 /L. Cette valeur rejoint les résultats de Jokela *et al.* (2002) qui ont obtenu des abattements de DCO de 53 à 63% avec un RBLM sur un lixiviat (DCO variant de 230 à 510 mg- O_2 /L) à une température de 25°C et des TRH de plusieurs jours. Le tableau 4.1 reprend quelques résultats d'abattement de DCO cités dans la documentation scientifique.

Tableau 4.1 : Revue d'abattements de DCO par RBLM

Abattement DCO (%)	Température (°C)	TRH (h)	Application	Référence
40-60	28	-	Industrie forestière	Dalientoft et Thulin, 1997
53-63	5-10	>34	Lixiviat d'enfouissement	Jokela <i>et al.</i> , 2002
87	15-20	-	Eaux industrielles	Johnson <i>et al.</i> , 2000
70-95	21-25	8-24	Déchets phénoliques	Borghei et Hosseini, 2004
56	3-10	1,4	Eau usée domestique	Présente étude

4.2 Performance de la nitrification

4.2.1 Performance globale d'enlèvement d'ammoniac

Au cours de la période de fonctionnement « normal » des RBLM (nitrification principalement par R2), soit celle correspondant aux jours 40 à 133, le procédé a montré un taux d'abattement de l'azote ammoniacal de 74,2% (taux de nitrification = $211 \text{ g-Nm}^{-3}\text{h}^{-1}$ ou $0,728 \text{ g-Nm}^{-2}\text{h}^{-1}$) avec une concentration à l'effluent du pilote à 4,2 mg-N/L. De tels résultats peuvent *a priori* sembler faibles en comparaison des données disponibles pour ce même procédé ou d'autres technologies (tableau 4.2). La basse température de la présente étude peut expliquer en partie ce résultat. La valeur encore relativement élevée de la $\text{DBO}_{\text{c}5}$ à l'entrée de R2 (26 mg- O_2 /L en moyenne pour la période des jours 40 à 133) peut aussi potentiellement être mise en cause, car elle a pu induire une inhibition de la nitrification par compétition avec les bactéries hétérotrophes pour la consommation de l'oxygène dissous. Toutefois, la concentration en oxygène dissous supérieure à 6 mg- O_2 /L en tout temps dans R2 réduit les probabilités que cela soit effectivement le cas, même si l'abattement de $\text{DBO}_{\text{c}5}$ dans R2 montre qu'il y a bien une population hétérotrophe dans R2. Finalement, le temps de séjour moyen dans R2 testé ici (1,4 h) n'est incontestablement pas le meilleur temps de séjour pour une nitrification optimale dans les conditions d'essais appliquées. En effet, la phase II de l'étude a fait ressortir

l'importance du temps de séjour sur l'efficacité de l'élimination de l'azote ammoniacal. En particulier, lors des deux essais réalisés avec un temps de séjour plus long (2,8 h), le procédé a montré des taux d'abattement de 96,3 et 98,9% malgré des températures inférieures à 10°C. Le temps de rétention hydraulique de 1,4 h n'était probablement pas optimal pour tester au maximum la capacité de nitrification des RBLM.

Tableau 4.2 : Revue de taux de nitrification

Procédé	Taux de nitrification (g-Nm ⁻³ h ⁻¹)	Température (°C)	Référence
Boue activée	21	13	Knox, 1985
Lit bactérien	3	16	Knox, 1985
Réacteur aérobie à lit fixe immergé	24	20	Pedersen et Jansen, 1992
Contacteur biologique rotatif	17	20	Spengel et Dzombak, 1991
RBLM, laboratoire	11-40	20	Welander <i>et al.</i> , 1997
RBLM, eau usée domestique	13-17	-	Rusten <i>et al.</i> , 1995
RBLM, eau usée domestique	9	3-15	Présente étude

4.2.2 Contribution de la nitrification biologique

Au cours de la phase I de l'étude, 73% de l'azote ammoniacal éliminé l'a été par nitrification biologique. Cette donnée rejoint celles fournies par Jokela *et al.* (2002) qui indiquent que, dans un tel procédé, de 10 à 30% de l'azote ammoniacal peuvent être éliminés par volatilisation ou bioassimilation. Dans le cas présent, il est à supposer que, compte tenu du pH (entre 7 et 8) et de la température de l'eau dans R2 et malgré la qualité du mélange air-eau, la part de la volatilisation a été très réduite. En effet, plus le pH et la température sont faibles, moins la forme non ionisée est favorisée et moins la volatilisation est favorisée. On peut donc conclure que c'est principalement par bioassimilation que 27% de l'azote ammoniacal a été éliminé.

4.3 Effet de la température

4.3.1 Enlèvement de la matière organique

En examinant les résultats d'abattements de DCO et de DBO_{c5t} (section 3.3.1) et en les juxtaposant à la courbe d'évolution de la température (section 3.2), il apparaît que la diminution progressive de la température, jusqu'à un certain point, n'a pas d'effet notable sur les rendements. Les résultats d'abattements de DCO et DBO_{c5t} ont même plutôt montré une tendance à la hausse dans la période où la température était encore supérieure à 10°C pour ensuite stagner lorsque la température a atteint des valeurs inférieures à 10°C. Toutefois, il semble qu'une température critique de 5°C a un impact sur l'efficacité d'élimination de la matière organique par le système. En effet, lors des deux jours (91 et 124) où la température a chuté pour atteindre des valeurs inférieures ou égales à 5°C, le taux d'abattement de DCO par l'ensemble du pilote a été de 49,5% le jour 124 pour une moyenne de $62,9 \pm 5,1\%$ (figure 3.2) et celui de DBO_{c5t} a été de 46,2% le jour 91 et 52,9% le jour 124 pour une moyenne de $70,9 \pm 9,2\%$ (figure 3.3).

Avec la baisse progressive de la température, le maintien des performances du RBLM et la diminution d'efficacité des étangs de la station d'épuration ont fait que les DBO_{c5} obtenues à l'effluent du pilote sont rapidement devenues inférieures (jusqu'à environ 50%) à celles obtenues à l'effluent de la station d'épuration (températures inférieures à 10°C). Cette observation confirme l'amélioration apportée par le RBLM au traitement de la matière organique en eau froide, par rapport à la filière existante de la station (étangs aérés facultatifs).

4.3.2 Enlèvement de l'azote ammoniacal

Pour étudier l'effet de la température sur le traitement de l'azote ammoniacal par RBLM, il est nécessaire de ne prendre en considération que la période postérieure au jour 35 puisqu'il y a eu modification du mode d'aération à cette date. Ainsi, la juxtaposition des courbes d'abattement de NH_4^+ (section 3.4.1) et de température (section 3.2) permet de distinguer deux périodes : une première période (entre les

jours 35 et 77) qui a présenté un abattement moyen de 82,7% et une seconde (entre les jours 82 et 133) où un abattement plus faible et égal à 71,9% a été observé. La transition entre ces deux périodes correspond approximativement à la date où la température a atteint la valeur de 10°C. La baisse de la température semble donc avoir eu un impact sur la performance du procédé. Cependant, l'observation des réactions du procédé face à des températures très froides (inférieures à 5°C) lors des jours 89 et 126 montre que celui-ci ne semble pas avoir réagi défavorablement. Le jour 117 a même présenté un abattement de 96,1% malgré une température de l'eau de 3,5°C.

Une diminution du rendement de nitrification avec l'abaissement de la température était prévisible compte tenu que la plage de température optimale pour la nitrification biologique est entre 25 et 35°C (Eckenfelder, 1982), et que, selon la littérature, entre 30 et 5°C, la vitesse de réaction chute de moitié à chaque baisse de 7°C (Environnement Canada, 2003). Toutefois, si l'on considère que la plage de température de la nitrification se situe entre 4 et 45°C, les résultats obtenus avec le RBLM à très basses températures (inférieures à 5°C) paraissent supérieurs à ce qui pouvait être attendu. Le procédé de RBLM, avec le média spécifique K1 d'AnoxKaldnes, procurerait donc à la biomasse nitrifiante un milieu favorable permettant d'éviter, à court terme, l'inhibition de la nitrification par les basses températures.

4.4 Importance du taux d'oxygénation pour la nitrification

L'importance du taux d'oxygénation dans le processus de nitrification biologique est bien connue et documentée scientifiquement (Rostron *et al.*, 2001; Rusten *et al.*, 2005; Welander *et al.*, 1997) et en particulier le phénomène de compétition pour l'oxygène qui existe entre les microorganismes hétérotrophes et les bactéries nitrifiantes. Dans la présente étude, le changement de régime d'aération des réacteurs (jour 35) et le changement de régime du traitement de l'azote ammoniacal qui l'accompagne illustrent parfaitement ce phénomène. Avant le jour 35, l'aération des réacteurs était en large excès (deux fois le débit d'air nécessaire à l'obtention d'une

concentration en oxygène dissous égale à 6 mg-O₂/L) pour faciliter le brassage du média vierge en contrant sa non mouillabilité. Le taux d'oxygène dissous était alors proche de la saturation aussi bien dans R1 que dans R2. Les bactéries nitrifiantes ont donc pu coexister avec les microorganismes hétérotrophes dans R1 malgré les fortes concentrations de DBO. L'oxygène dissous était suffisamment en abondance pour pouvoir pénétrer l'épaisseur du biofilm et satisfaire les besoins de tous les microorganismes. Des abattements d'azote ammoniacal supérieurs à 90% ont ainsi pu être obtenus avant le jour 35, avec une contribution très majoritaire de R1. Après le jour 35, l'aération des réacteurs a été ajustée pour atteindre les cibles d'oxygène dissous souhaitées (3 et 6 mg-O₂/L pour R1 et R2 respectivement). L'oxygène dissous est alors devenu limitant pour la nitrification biologique dans R1 et la contribution de R1 dans le processus de nitrification est devenu minoritaire. R2 est devenu le siège principal de la nitrification puisque la DBO y était réduite et que le taux d'oxygène dissous y était suffisant.

La diminution du taux de nitrification lors des jours 89-91 peut probablement aussi s'expliquer par ce phénomène de compétition pour l'oxygène entre les bactéries nitrifiantes et les microorganismes hétérotrophes. En effet, ces jours présentent des concentrations plus élevées en DCO et DBO_{c5t} dans R1 et R2. Cette augmentation de matière organique dans R2 a pu y stimuler l'activité des microorganismes hétérotrophes et créer une compétition ponctuelle pour l'oxygène dissous qui a diminué l'activité des bactéries nitrifiantes dans le biofilm.

4.5 Réduction des MES

Les valeurs moyennes des MES montrent qu'il y a eu une nette diminution entre EE1 (124 mg/L) et ER1 (102 mg/L). Ce résultat, associé à la diminution de la DCO réfractaire par R1, tend à appuyer l'hypothèse selon laquelle le RBLM (avec les temps de rétention appliqués lors de la présente étude) favoriserait l'hydrolyse de la matière organique particulière par les exoenzymes des microorganismes hétérotrophes. Le fait que la quantité de MES soit quasi identique dans ER1 et ER2 (102 et 100 mg/L respectivement) appuie encore cette hypothèse d'une activité

enzymatique puisque les microorganismes hétérotrophes sont minoritaires dans R2 et donc l'activité enzymatique y serait nettement réduite.

Toutefois, la très grande variabilité des résultats obtenus lors de cette étude ne permet pas de tirer de véritable conclusion quant à l'impact du RBLM sur les MES, les MVES ou les MD.

CONCLUSION

Confrontée à des dépassements de ses objectifs environnementaux de rejets en $\text{DBO}_{\text{c}5}$ en conditions hivernales ou concernée par la ligne directrice sur le rejet de l'ammoniac dissous dans les effluents d'eaux usées, certaines installations d'épuration par étangs aérés facultatifs, comme celle de la Ville de Sainte-Julie (Québec), doivent trouver une solution permettant d'augmenter leur capacité de traitement de la matière organique ou de l'azote ammoniacal en condition d'eau froide. La présente étude a été menée, à l'échelle pilote, dans l'objectif de (1) valider la pertinence de l'ajout d'un réacteur à biofilm avec lit en mouvement (RBLM) entre le premier et le deuxième étang de la station et d'évaluer les performances d'un tel réacteur relativement à la dégradation de la $\text{DBO}_{\text{c}5}$ dans différentes conditions de température et de charge, et (2) d'évaluer le potentiel de nitrification biologique en eau froide d'un second RBLM placé en série avec le premier.

Après six mois d'étude, les conclusions suivantes sur le traitement de la matière organique peuvent être dégagées :

- Les charges en $\text{DBO}_{\text{c}5}$ et DCO étant respectivement de 47 et 138 $\text{g-O}_2/\text{m}^3\text{h}$ (principalement particulières), le procédé AnoxKaldnes permet, en conditions normales de fonctionnement, d'obtenir des taux moyens d'abattement de $\text{DBO}_{\text{c}5}$ et de DCO respectifs de 57 et 50% avec un seul réacteur et de 66 et 57% avec deux réacteurs en série. De plus, un taux d'abattement de près de 50% de la DCO réfractaire est observé dans le premier RBLM. De tels résultats indiquent que, pour le cas de la Ville de Sainte-Julie, la mise en place d'un RBLM à un étage permettrait de rencontrer à nouveau les exigences de rejet de DBO_5 en conditions hivernales.
- Les performances d'élimination de la matière organique des RBLM ne sont pas ou peu sensibles aux variations de la température de l'eau tant que celle-ci demeure supérieure à 5°C. En dessous de cette température critique (entre 3 et 5°C), le procédé montre des pertes de performances pouvant aller jusqu'à

35% par rapport aux performances en température modérée. Ces pertes s'amenuisent toutefois rapidement dès que la température redevient supérieure à 5°C.

- Le procédé est sensible aux fortes charges hydrauliques. Ses performances d'abattement de la DCO diminuent de 25 à 50% lorsqu'on lui applique des facteurs de pointe de 2,0 à 2,5. Toutefois, le rétablissement des performances de traitement de la matière organique est relativement rapide (moins de quatre jours) après le retour au débit normal suite à un facteur de pointe de 2,0. Le procédé montre une certaine limite à supporter les fortes charges hydrauliques avec un rétablissement plus lent de ses performances après une période à un facteur de pointe de 2,5.
- Entre 57 et 67% (v/v), le taux de remplissage en média du RBLM n'a pas d'influence notable sur l'enlèvement de matière organique. La présente étude ne permet pas de déterminer de taux de remplissage critique en dessous duquel le traitement de la matière organique serait affecté.

Au sujet du traitement de l'azote ammoniacal, les conclusions suivantes peuvent être tirées :

- Le RBLM permet, en conditions normales de fonctionnement et avec une charge $11,8 \text{ g-Nm}^{-3}\text{h}^{-1}$, un abattement moyen de 74% de l'azote ammoniacal. Cet abattement est dû à 73% à la nitrification biologique, les 27% restants étant assurés principalement par l'assimilation biologique.
- Le procédé montre une légère sensibilité aux températures inférieures à 10°C. Toutefois l'absence de maîtrise de la température au cours de cette étude ne permet pas de tirer de véritable conclusion quand à la nature exacte de la corrélation entre la température et le taux de nitrification.
- Le RBLM nitrifiant a montré une grande sensibilité aux variations de charges hydrauliques, avec une amélioration de performances à charge faible (facteur de pointe de 0,5 – abattement supérieur à 96%) et une détérioration des

performances à forte charge (facteur de pointe de 2,0 – abattement inférieur à 32%). Le procédé fait preuve d'une bonne capacité de récupération après une période de pointe de facteur 2,0 mais atteint ses limites avec un facteur de pointe de 2,5. Les résultats montrent que la performance moyenne de nitrification semble pouvoir être significativement améliorée en augmentant le temps de rétention hydraulique dans le second réacteur.

- La sensibilité du RBLM nitrifiant au taux de remplissage en média est importante. L'abattement de l'azote ammoniacal chute de 74 à 28% lorsque le taux de remplissage passe de 58 à 48% (v/v). Le taux de remplissage maximal (67%) n'a pas été étudié dans cette étude, mais il est à supposer qu'un tel remplissage permettrait d'améliorer significativement le taux de nitrification.

L'étude montre que le RBLM est un procédé relativement bien adapté au traitement de la DBO_{c5} dans des conditions d'eau froide et qu'il présente un bon potentiel de nitrification biologique même à basse température. Toutefois, l'étude n'a pas véritablement permis de montrer le potentiel maximal de nitrification, notamment en raison d'un temps de rétention hydraulique et d'un taux de remplissage en média non optimisés. Par ailleurs, il serait intéressant de conduire une étude dans laquelle le paramètre de température serait mieux contrôlé afin de pouvoir établir plus précisément la relation entre la température de l'eau et le taux de nitrification dans le RBLM. Enfin, il serait également intéressant, dans le cas de la Ville de Sainte-Julie, d'étudier la possibilité de placer le second réacteur du RBLM entre le troisième et le quatrième étang de la station afin de bénéficier de l'abattement supplémentaire de DBO_{c5} par ces étangs.

RÉFÉRENCES

ANDERSSON A., LAURENT P., KIHN A., PREVOST M. et SERVAIS P. (2001). Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment. *Wat. Res.*, 35(12), 2923-2934

APHA, AWWA et WEF (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20^e édition. Port City Press.

BORGHEI S.M. et HOSSEINI S.H. (2004). The treatment of phenolic wastewater using a moving bed biofilm reactor. *Pro. Bio.*, 39, 1177-1181.

DALENTOFT E. et THULIN P. (1997). The use of the Kaldnes suspended carrier process in treatment of wastewaters from the forest industry. *Wat. Sci. Tech.*, 35(2-3), 123-130.

ECKENFELDER W.W. Jr. (1982). *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles – Caractérisation – Techniques d'épuration – Aspects économiques*. Technique & documentation Lavoisier. Paris. 503p.

ENVIRONNEMENT CANADA (1987). Le lagunage en régions nordiques. *Compte rendu de l'atelier de travail*, Winnipeg (Manitoba), juin 1985, Rapport SPE 3/NR/1.

ENVIRONNEMENT CANADA (1999). Loi canadienne sur la protection de l'environnement. *Gazette du Canada*, 22(3).

ENVIRONNEMENT CANADA (2003). *Procédés de traitement pour l'enlèvement de l'ammoniac des eaux usées municipales*. ISBN 0-662-88410-8

ENVIRONNEMENT CANADA (2004). Ligne directrice sur le rejet de l'ammoniac dissous dans l'eau se trouvant dans les effluents d'eaux usées. *Gazette du Canada*, 138(49).

FIGUEROA L.A. et SILVERSTEIN J. (1992). The effect of particulate organic matter on biofilm nitrification. *Wat. Env. Res.*, 64(5), 728-733.

GERARDI M.H. (2002). *Nitrification and denitrification in the activated sludge process*. John Wiley & Sons Inc. Publication. 208p.

HACH COMPANY (2004). [en ligne] *Water analysis handbook*. www.hach.com (site consulté en septembre 2004).

JOKELA J.P.Y., KETTUNEN R.H., SORMUNEN K.M. et RINTALA J.A. (2002). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Wat. Res.*, 36, 4079-4087.

JOHNSON C.H., PAGE M.W. et BLAHA L. (2000). Full scale moving bed biofilm reactor results from refinery and slaughter house treatment facilities. *Wat. Sci. Tech.*, 41(4-5), 401-407.

KNOX K. (1985) Leachate treatment with nitrification of ammonia. *Wat. Res.*, 19, 895-904.

LINDE (2006). [en ligne] *Linpor systems for biological treatment of municipal and industrial wastewater*. Brochure technique. web.linde.com (pages consultées le 14/01/2006).

LING J. et CHEN S. (2005). Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. *Aqua. Eng.*, accepté en décembre 2004.

METCALF & EDDY (1991). *Wastewater engineering – Treatment, disposal, and reuse*. 3^e édition. McGraw-Hill International Editions. 1334p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO (1992). *Evaluation of acute and chronic toxicity of Ontario sewage treatment plant effluents*. ISBN 0-7729-9401-3

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO ET ENVIRONNEMENT CANADA (1993). *Alternative approaches for upgrading effluent quality for lagoon based systems*. Rapport technique. ISBN 0-7778-0600-2.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2001). [en ligne] *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique*. www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usées/domestiques/Chap6.pdf (pages consultées le 13/10/2005).

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2002). *Politique nationale de l'eau*. ISBN 2-550-40074-7.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (2005). [en ligne] *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*. www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/ (pages consultées le 05/09/05).

NOVATEC CONSULTANTS INC. (1996). *Sewage lagoon design using wetlands & other upgrading technologies to achieve non-acutely toxic effluent*. Rapport technique. 2^e version révisée. www.rem.sfu.ca/FRAP/9434.pdf (pages consultées le 15/12/2005).

PAQUES (2005). [en ligne] *Circox – The aerobic compact answer to higher effluent quality*. Brochure technique. www.paques.nl (pages consultées le 15/12/2005).

- PEDERSEN B.M. et JANSEN J.L.C. (1992). Treatment of leachate-polluted groundwater in an aerobic biological filter. *Eur. Wat. Poll. Cont.*, 2(4), 40-45.
- RITTMANN B.E. (1982). Comparative performance of biofilm reactor types. *Biotechnol. Bioeng.*, 24, 1341-1370.
- ROSTRON W.M., STUCKEY D.C. et YOUNG A.A. (2001). Nitrification of high strength ammonia wastewaters: comparative study of immobilisation media. *Wat. Res.*, 35(5), 1169-1178.
- RUSTEN B., EIKEBROKK B., ULGENES Y. et LYGREN E. (2005). Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aqua. Eng.*, accepté en avril 2005.
- RUSTEN B., HEM L.J. et ODEGAARD H. (1995). Nitrification of municipal wastewater in moving bed biofilm reactors. *Wat. Env. Res.*, 67, 75-86.
- RUSTEN B., MATTSON E., BROCH-DUE A. et WESTRUM T. (1994). Treatment of pulp and paper industry wastewater in novel moving bed biofilm reactor. *Wat. Sci. Tech.*, 30(3), 161-171.
- SKJOLSTRUP J., NIELSEN P.H., FRIER J.O. et MAC LEAN E. (1998). Performance characteristics of fluidised bed biofilters in a novel laboratory-scale recirculation system for rainbow trout: nitrification rates, oxygen consumption and sludge collection. *Aqua. Eng.*, 18, 265-276.
- SPENGEL D.B. et DZOMBAK D.A. (1991). Treatment of landfill leachate with rotating biological contactors: bench scale experiments. *Res. J. WPCF*, 63, 971-981.
- SUMMERFELT S.T. et CLEASBY J.L. (1996). Review of hydraulics in fluidized-bed biological filters. *Trans. ASAE*, 39, 1161-1173.

TIMMONS M.B., EBELING J.M., WHEATON F.W., SUMMERFELT S.T. et VINCI B.J. (2001). *Recirculating aquaculture systems*. Cayuga Aqua Ventures. NRAC Publication.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1993). *Nitrogen control*. Manual EPA/625/R-93/010.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1998). *Biological and chemical systems for nutrient removal*. Publication spéciale. ISBN 1-57278-123-8.

WELANDER U., HENRYSSON T. et WELANDER T. (1997). Nitrification of landfill leachate using suspended carrier biofilm technology. *Wat. Res.*, 31, 2351-2355.

ZHU S. et CHEN S. (2001). Effect of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aqua. Eng.*, 25, 1-11.