

Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique

9. Lagunage – Préliminaire

Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée par la Direction des eaux usées municipales (DEUM) du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp

Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Pour obtenir un exemplaire du document :

Visitez notre site Web : www.environnement.gouv.qc.ca

Dépôt légal – 2023
Bibliothèque et Archives nationales du Québec

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec – 2023

Table des matières

Liste des tableaux	9-v
Liste des figures	9-vi
Remerciements	9-vii
9. Lagunage	9-1
9.1 Conditions de conception	9-2
9.1.1 Traitement préalable	9-2
9.1.2 Débits et charges	9-2
9.1.3 Facteur de pointe	9-2
9.1.4 Température	9-3
9.1.5 Redondance	9-4
9.2 Étangs aérés	9-5
9.2.1 Caractéristiques	9-5
9.2.2 Critères de conception	9-9
9.2.3 Aménagements et composantes	9-14
9.2.4 Performances épuratoires	9-17
9.2.5 Installation	9-17
9.2.6 Exploitation	9-21
9.2.7 Résumé	9-22
9.3 Étangs aérés à rétention réduite avec post-traitement	9-23
9.4 Étangs aérés avec traitement biologique en amont	9-24
9.4.1 Contexte	9-24
9.4.2 Critères de conception d'un premier bassin complètement mélangé	9-24
9.4.3 RBGS en amont d'étangs aérés	9-31
9.4.4 Critères de conception des étangs aérés suivant le traitement biologique	9-31

9.4.5	Aménagements et compostantes	9-36
9.4.6	Performances épuratoires	9-36
9.4.7	Installation	9-38
9.4.8	Exploitation	9-38
9.5	Étangs non aérés à vidange périodique	9-39
9.5.1	Caractéristiques	9-39
9.5.2	Critères de conception	9-39
9.5.3	Aménagements et composantes	9-40
9.5.4	Performances épuratoires	9-41
9.5.5	Installation	9-41
9.5.6	Exploitation	9-42
9.5.7	Résumé	9-43
9.6	Références bibliographiques	9-44

PRÉLIMINAIRE

Liste des tableaux

Tableau 9.2.2-1 – Coliformes fécaux à l’effluent des étangs aérés	9-11
Tableau 9.4.2-1 – Constantes cinétiques pour les bassins complètement mélangés	9-28
Tableau 9.4.2-2 – Méthodes de détermination des paramètres cinétiques	9-29
Tableau 9.4.4-1 – Paramètres de la stabilisation benthique	9-35
Tableau 9.4.6-1 – Description des EABCM au Québec en 2005	9-37
Tableau 9.4.6-2 – Coliformes fécaux à l’effluent des étangs aérés avec traitement biologique en amont	9-38

PRÉLIMINAIRE

Liste des figures

Figure 9.1.3-1 – Facteurs de pointe observés (MELCC, 2017)	9-3
Figure 9.2.1-1 – Vue en plan d'étangs aérés avec talus inclinés	9-6
Figure 9.2.1-2 – Vue en coupe d'étang aéré avec talus inclinés	9-7
Figure 9.2.1-3 – Étangs aérés à parois verticales en béton	9-8
Figure 9.2.5-1 – Exemples a) d'un garde-corps et b) d'une rampe de ventilation servant de barrière physique aux étangs aérés de Le Gardeur (Ville de Repentigny)	9-20
Figure 9.4.2-1 – Analyse du comportement du BCM	9-26

PRÉLIMINAIRE

Remerciements

Équipe de rédaction de FNX-INNOV

Marc-André Desjardins, ing., Ph. D. – chargé de projet

Justine Duguet, ing., M. Sc. A. – chargée de projet adjointe et coordonnatrice

Et les autres ingénieurs du Service de traitement des eaux de FNX-INNOV.

Équipe de révision du MELCCFP

Héloïse Bastien, ing., M. Sc. A. – DEUM – chargée de projet

Bernard Lavallée, ing., Ph. D. – DEUM

Bernard Patry, ing., Ph. D. – DPEU

Experts consultés (par ordre alphabétique de nom de famille)

Marie-Christine Bélanger et les autres membres de l'équipe de Premier Tech

Christian Boulanger et Antoine Laporte – Ville de Repentigny

Yves Comeau, ing., Ph. D. – Polytechnique Montréal

Judith Fournier, ing., M. Sc. – DPPHC du MELCCFP

Alain Gadbois, ing., M. Sc. A., Christian Scott, ing., DESS et les autres membres de l'équipe de Veolia

Élaine Guénette – APSAM

Jean-Philippe Raboud, ing., Ph. D., Michel Emond, ing. – Mabarex

Alain Roy, ing., M. Ing., et Dorothée Benoit, ing. – MAMH

Pierre-Yves St-Louis, B. Phys. – DQAC du MELCCFP

9. Lagunage

Le traitement des eaux usées par les procédés de lagunage se caractérise d'abord par sa grande simplicité. Une autre caractéristique importante est son grand pouvoir tampon face aux variations de charges organiques ou hydrauliques, en raison de la surface du plan d'eau et du temps de rétention hydraulique (TRH) qui sont beaucoup plus élevés que dans les autres procédés. En contrepartie, la perte de chaleur est importante en hiver.

Il existe plusieurs types de procédés par lagunage. Ces procédés peuvent être :

- aérés mécaniquement ou non ;
- aérobies, anaérobies ou facultatifs (zones aérobies et zones anaérobies) ;
- à décharge continue, à vidange périodique ou à rétention complète.

Le type le plus usuel pour le traitement des eaux usées domestiques est l'étang aéré (facultatif). Il s'agit d'un étang où suffisamment d'air est injecté pour répondre à la demande biologique en oxygène, mais l'énergie de brassage est insuffisante pour maintenir les solides en suspension, ce qui permet leur décantation. Ce procédé est expliqué plus en détail à la section 9.2.

Les étangs aérés aérobies, aussi appelés étangs complètement mélangés (section 9.4.2), sont des étangs où suffisamment d'air et d'énergie de brassage sont fournis pour maintenir les solides en suspension et assurer une quantité adéquate d'oxygène dissous en tout point. Ils ont un plus court TRH et sont le plus souvent utilisés comme première étape de traitement lorsque les charges organiques sont élevées ou pour augmenter la capacité d'étangs aérés existants.

Les étangs non aérés (facultatifs) ne comportent pas de système d'aération. Toutefois, leur profondeur est limitée pour qu'une aération naturelle se fasse à l'interface air-eau ainsi que par l'activité des algues qui se développent dans les étangs. Ce type de procédé est expliqué davantage à la section 9.5. Les étangs non aérés à décharge continue ne sont plus acceptés.

Les étangs anaérobies sont de profonds étangs sans système d'aération qui peuvent être employés comme première étape de traitement d'eaux usées à forte charge organique. Ils sont normalement suivis d'étangs aérés ou d'étangs non aérés. Toutefois, leur utilisation n'est pas recommandée au Québec en raison des risques de nuisances associées à leur exploitation. Ils ne font donc pas l'objet du présent chapitre.

Les étangs à rétention complète ou étangs d'évaporation sont plutôt limités à des installations de faible débit en climat aride où les taux d'évaporation sont élevés par rapport aux précipitations. Ce type d'étangs n'est pas d'application courante pour le traitement des eaux usées domestiques au Québec et n'est pas abordé dans ce chapitre.

9.1 Conditions de conception

9.1.1 Traitement préalable

Bien qu'elle soit recommandée, la présence d'un prétraitement des eaux usées dépend principalement de la nature du réseau d'égouts et des équipements d'aération installés dans les étangs (la première cellule surtout). En effet, on a constaté par le passé des problèmes de fonctionnement comme l'ensablement des premières lignes de diffuseurs en l'absence de dessablage ou l'obstruction d'aérateurs en surface (surtout ceux de faible puissance) en l'absence de dégrillage. Si les étangs disposent d'une aération à fines bulles, il est recommandé d'installer un dégrilleur fin en amont (voir les chapitres 5 et 12).

L'installation d'un prétraitement permet de réduire la quantité de résidus à la surface et sur les rives des étangs ainsi que la présence de corps étrangers dans les boues. Le système de dégrillage s'avère d'autant plus nécessaire puisque, depuis 2015, les biosolides municipaux doivent, dans plusieurs cas, être dégrillés en vue d'un recyclage agricole (Hébert, 2015). En effet, la qualité des boues et la présence de débris sont devenues des enjeux importants compte tenu de l'objectif de valorisation agricole des boues. Le tout est exposé au chapitre 16 (à venir). Le lecteur est invité à se référer au *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : critères de référence et normes réglementaires* (Hébert, 2015) pour vérifier quelles boues d'étangs requièrent un dégrillage.

Cependant, le prétraitement des eaux usées ajoute un degré de complexité à l'exploitation de la station d'épuration (automatisation, entretien et suivi régulier par l'opérateur, gestion quotidienne ou hebdomadaire des déchets), ce qui peut être un inconvénient pour les petites stations d'épuration.

La pertinence du système de dégrillage devrait être évaluée au cas par cas par le concepteur en fonction des facteurs spécifiques du projet, dont la présence d'un réseau d'égouts unitaires ou d'apports industriels, le type d'aération, la méthode de vidange et la qualité des boues recherchée.

De plus, l'analyse de fiabilité (voir chapitre 2) pourrait justifier la pertinence d'un dégrillage.

9.1.2 Débits et charges

Les divers débits et charges retenus pour la conception et sa vérification devraient correspondre aux périodes définies par le suivi des normes de rejet de la station (annuelle, trimestrielle, mensuelle) pour assurer la conformité des ouvrages. Puisque les étangs représentent des volumes de rétention importants, la conception peut être basée sur le débit moyen annuel qui sera acheminé aux nouveaux ouvrages. Le débit de conception devrait inclure le débit moyen des eaux domestiques ainsi que les eaux parasitaires, c'est-à-dire les apports causés par l'infiltration dans l'ensemble du réseau desservi sous différentes conditions de nappe souterraine (haute, moyenne et basse) et ceux causés par le captage (voir chapitre 3 – Débits et charges). Pour les ouvrages d'assainissement existants, on devrait vérifier la conception aux débits trimestriels, selon une analyse statistique des données de suivi disponibles.

Au Québec, le débit de conception des étangs devrait couvrir les besoins futurs de la municipalité sur un horizon de 10 ans.

9.1.3 Facteur de pointe

Compte tenu de leur long TRH, les étangs tolèrent bien les pointes de débit et de charge. Les pointes hydrauliques prolongées peuvent toutefois lessiver la biomasse nitrifiante et causer une diminution de la nitrification pendant plusieurs jours ou semaines, le temps que l'inventaire de biomasse autotrophe nitrifiante se reconstitue. La biomasse hétérotrophe est peu perturbée par ce phénomène de lessivage potentiel. Si la quantité de boues accumulées dans les étangs est importante, des MES décantées peuvent être entraînées dans les étangs subséquents, voire à l'effluent lors des pointes hydrauliques.

La demande en oxygène est maximale au printemps en raison des facteurs suivants :

1. La reprise ou l'augmentation de l'activité biologique avec la remontée des températures.
2. La remise en suspension de boues décantées durant l'hiver causée par le changement de régime d'aération.

On devrait vérifier le profil hydraulique en considérant le débit qui sera acheminé aux étangs. À titre indicatif, la figure suivante présente l'occurrence des facteurs de pointe journaliers et moyens sur sept jours observés dans plus de 235 stations d'épuration municipales de type étangs aérés au Québec.

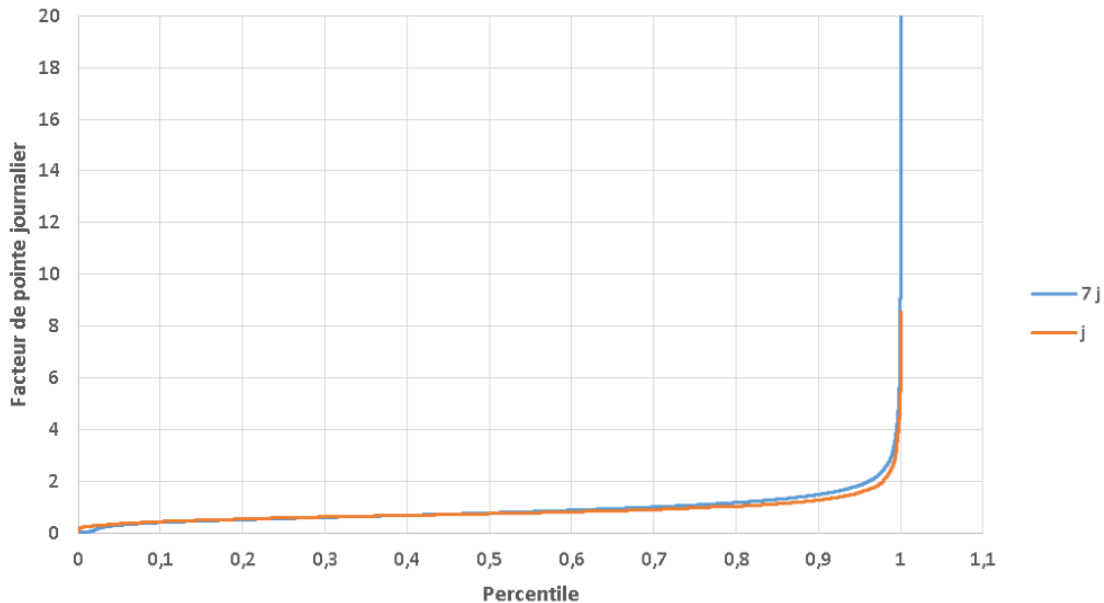


Figure 9.1.3-1 – Facteurs de pointe observés (MELCC, 2017)

9.1.4 Température

La température a un effet important sur l'activité biologique dans les étangs. En période hivernale, la grande surface d'eau exposée à l'air ambiant amplifie la chute de température au fur et à mesure de l'écoulement de l'eau dans les cellules en série.

La température de l'eau dans un étang peut être calculée à l'aide de l'équation suivante (Rich, 1999) :

Équation 09.01 :
$$T_{\text{étang}} = \frac{\left(\frac{V}{Qp}\right)^f T_{\text{air}} + T_{\text{aff}}}{\left(\frac{V}{Qp}\right)^f + 1}$$

où :

$T_{\text{étang}}$: température de l'eau dans l'étang (°C);

V : volume liquide de l'étang (m³);

Q : débit d'affluent (m³/d);

p : profondeur d'eau (m);

f : facteur de proportionnalité (valeur recommandée : 0,5 m/d);

T_{air} : température de l'air ambiant (°C);

T_{aff} : température de l'affluent (°C).

Les étangs aérés sont conçus en fonction de la température moyenne minimale à l'effluent du dernier étang pour chaque saison. Les températures à utiliser pour établir le volume des étangs aérés et concevoir le système d'aération sont fournies respectivement aux sections 9.2.2.2.1 et 9.2.2.4. Pour les bassins complètement mélangés, la section 9.4.2.1.2 présente les températures à prendre en considération.

9.1.5 Redondance

La filière de traitement comporte obligatoirement plusieurs cellules en série. La redondance, matérialisée par des séries d'étangs en parallèle, n'est pas obligatoire.

Dans le cadre de l'analyse de fiabilité, le concepteur devrait prévoir des aménagements et des méthodes visant à réduire au minimum l'effet des travaux effectués aux étangs aérés, que ce soit pour une vidange de boues, un entretien ou la réparation d'un composant. Pour éviter le déversement prolongé d'eaux usées non traitées dans l'environnement, les équipements prévus devraient permettre de maintenir le traitement le plus avancé possible.

Par exemple, dans le cas d'une vidange des boues, la méthode par dragage permet d'éviter la vidange complète d'un étang et la mise hors service d'une cellule. On peut installer des conduites de contournement pour isoler chaque étang d'une série. Dans ce cas, il est nécessaire de vérifier le profil hydraulique lors du contournement d'une ou de plusieurs cellules.

PRÉLIMINAIRE

9.2 Étangs aérés

9.2.1 Caractéristiques

Les étangs aérés (EA) (dénomination anglaise : *Partial-mix aerated ponds*) sont des bassins dans lesquels l'oxygénation est réalisée au moyen de diffuseurs d'air ou d'aérateurs de surface. Les étangs sont en condition de mélange partiel, c'est-à-dire que l'énergie de brassage fournie par le système d'aération est insuffisante pour éviter les dépôts. Seule une partie des matières solides est maintenue en suspension. L'autre partie décante au fond des bassins, où elle constitue les boues qui entrent en digestion anaérobie. Les charges organiques de l'affluent et les matières organiques solubles provenant de la digestion des boues sont oxydées dans les zones supérieures aérobies de la masse d'eau. Pour obtenir un effluent clarifié, il est nécessaire de prévoir une zone sans brassage (sans apport d'air) à la fin du dernier étang ou un dernier étang non aéré.

Les étangs aérés sont bien connus au Québec dans le domaine du traitement des eaux usées domestiques. Il s'agit en fait de la technologie la plus répandue dans le secteur municipal, où plus de 550 stations d'épuration de ce type étaient en fonction en 2019 (MELCC, 2021). Les étangs aérés sont utilisés particulièrement dans les petites et moyennes agglomérations pour des débits de 100 m³/d et plus, mais aussi dans un certain nombre de grandes villes. L'utilisation d'étangs à parois verticales permet d'adapter cette technologie à de faibles débits et à des sites où l'espace est relativement restreint. On compte environ une centaine d'installations de ce type au Québec. Une autre option pour réduire l'empreinte au sol est de diviser un étang en deux cellules à l'aide d'un rideau séparateur. La mise en place d'un rideau est également utile dans les cas d'augmentation de la capacité de traitement de stations existantes.

Les Figure 9.2.1-1 à Figure 9.2.1-3 illustrent divers aménagements d'étangs aérés.

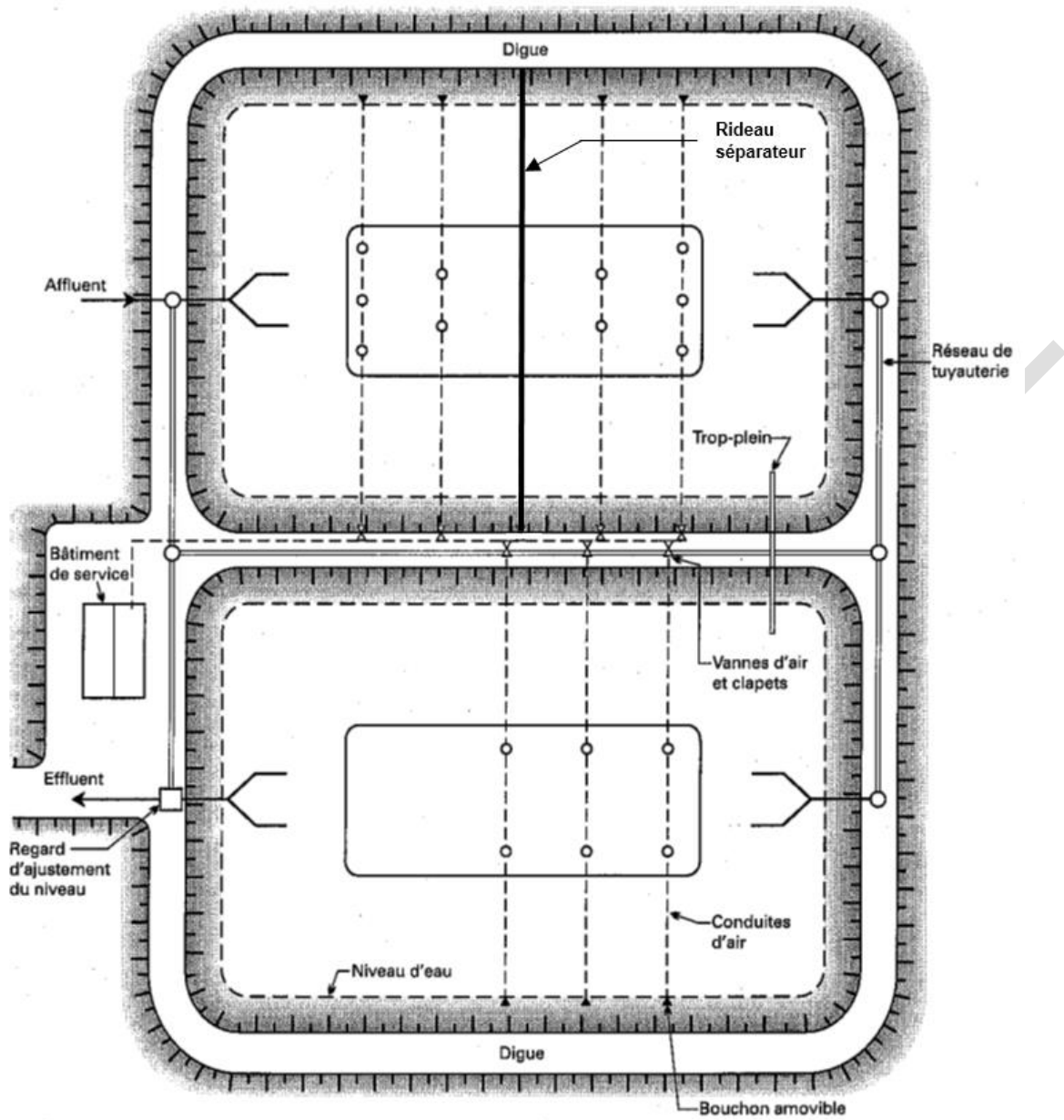


Figure 9.2.1-1 – Vue en plan d'étangs aérés avec talus inclinés

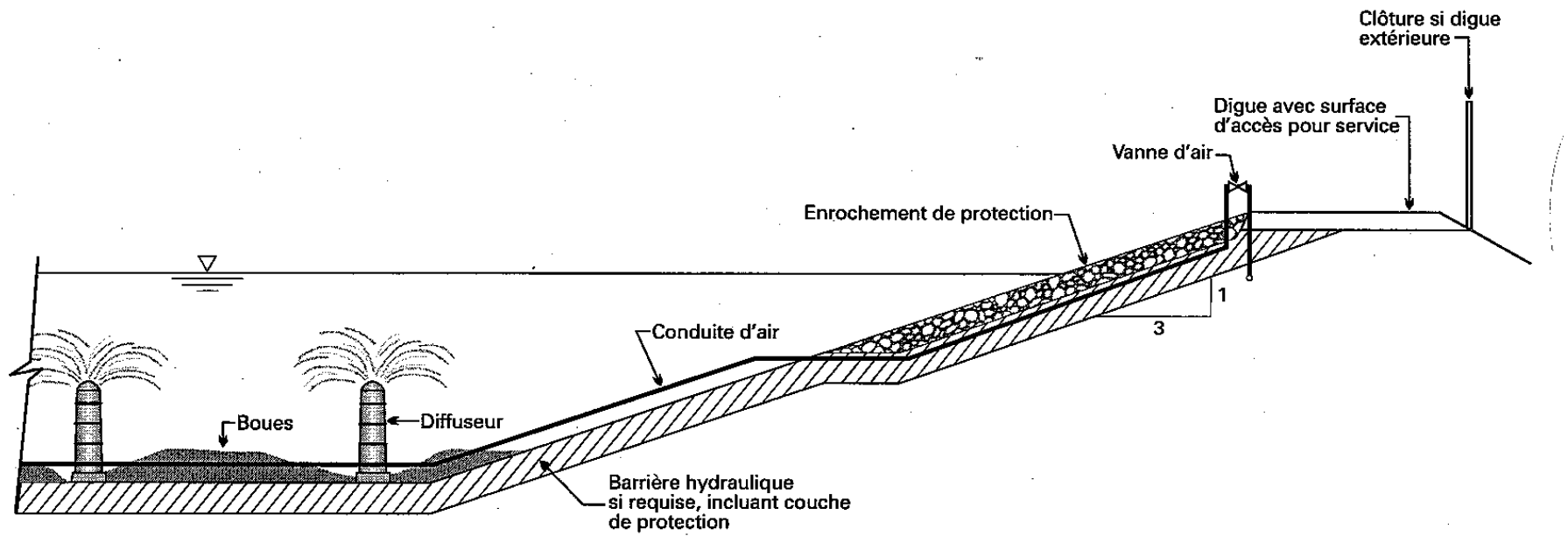


Figure 9.2.1-2 – Vue en coupe d'étang aéré avec talus inclinés

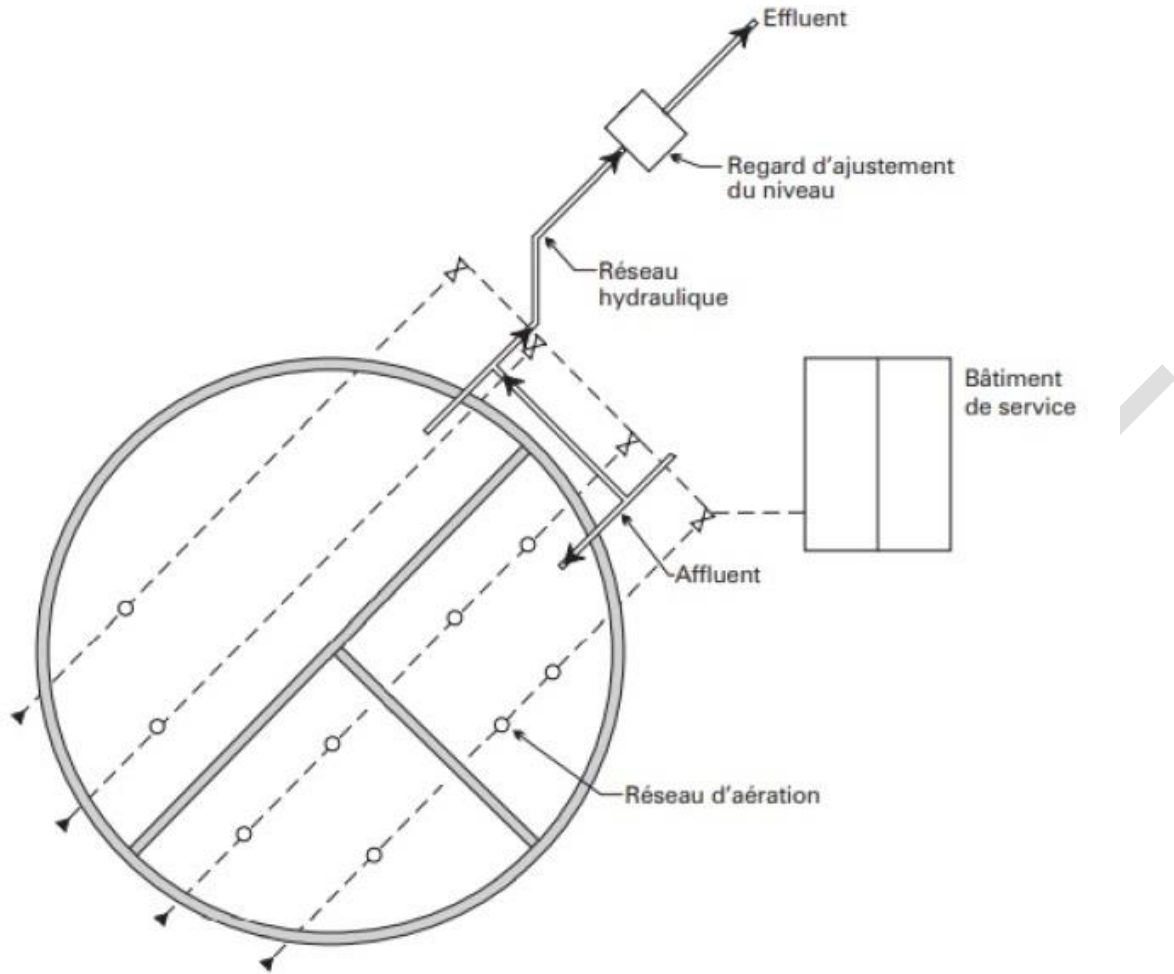


Figure 9.2.1-3 – Étangs aérés à parois verticales en béton

PRELIMINAIRE

9.2.2 Critères de conception

9.2.2.1 Nombre de cellules

Il est reconnu que, pour un TRH total donné, le rendement des étangs aérés augmente avec le nombre de cellules en série. Pour cette raison, il est recommandé de prévoir trois ou quatre cellules en série. Au-delà de ce nombre, le gain d'efficacité devient marginal. Dans le cas des très grandes installations nécessitant des volumes importants, l'établissement de deux séries d'étangs ou plus en parallèle est préférable pour favoriser une bonne dispersion des eaux et limiter le court-circuitage.

Pour les étangs aérés avec talus inclinés, on privilégie la réalisation d'au moins deux étangs en série dans les petites stations. L'un des étangs ou les deux peuvent être séparés au moyen d'un mur rideau de façon à obtenir trois ou quatre cellules, permettant ainsi d'augmenter le rendement sans devoir augmenter le volume des étangs. L'aménagement d'un seul étang séparé en deux ou trois cellules avec un ou deux murs rideaux n'est pas accepté.

Pour les étangs aérés à parois verticales, la présence de deux étangs séparés en deux cellules, ou encore de vannes et de conduites de contournement, permet d'éviter la mise hors service de toute la station si une cellule devait être vidangée pour une réparation. Néanmoins, l'aménagement d'un seul étang séparé en trois cellules demeure la solution la plus économique pour de très faibles débits. Les aménagements en périphérie des étangs devraient être planifiés en vue de permettre la vidange des boues par des équipements mobiles de façon à éviter la vidange complète des étangs et à réduire au minimum les débordements durant les travaux (voir section 9.1.5). Les cellules intérieures sont divisées par des parois en béton. L'utilisation de rideaux flottants n'est pas acceptable à cause des courts-circuits potentiels.

9.2.2.2 Temps de rétention hydraulique

Le temps de rétention hydraulique des étangs aérés a une incidence sur la dégradation de la matière organique et la désinfection. Le TRH se calcule selon l'équation suivante en tenant compte du volume occupé par les boues accumulées au fond des étangs ($\approx 10\%$) et de la formation d'un couvert de glace à la surface l'hiver ($\approx 5\%$) :

Équation 09.02 :
$$\tau = \frac{V_T \times F}{Q_c}$$

où :

τ : temps de rétention hydraulique (d);

V_T : volume liquide total des étangs (m^3);

F : facteur de majoration pour la présence de boues et de glaces (adimensionnel)
(0,85 en hiver ou 0,90 le reste de l'année);

Q_c : débit de conception (m^3/d).

Pour les très petits étangs de capacité inférieure à $500 m^3/d$, le facteur de majoration appliqué peut être de 25 % (20 % pour les boues et 5 % pour la glace) dans le but de réduire la fréquence de vidange des boues si le coût de déplacement des équipements (mobilisation-démobilisation) est susceptible d'être important.

9.2.2.2.1 Dégradation de la matière organique

Le volume des étangs aérés est établi sur la base d'un calcul de l'enlèvement de la DBO_5 en fonction du temps de rétention hydraulique. Divers modèles mathématiques ont été élaborés à cette fin. Le modèle utilisé au Québec depuis le début du programme québécois d'assainissement des eaux est celui d'Eckenfelder. Ce modèle suppose une cinétique d'enlèvement d'ordre 1 par rapport à la DBO_5 totale et un régime permanent. Il est décrit de la façon suivante :

Équation 09.03 :
$$\frac{DBO_5C_e}{DBO_5C_0} = \frac{1}{1+K_e \tau} FC$$

où :

DBO_5C_e : concentration de DBO_5C à l'effluent de la cellule (mg/l);

DBO_5C_0 : concentration de DBO_5C à l'affluent de la cellule (mg/l);

K_e : taux d'enlèvement de la DBO_5C (d^{-1});

τ : temps de rétention hydraulique dans la cellule (d);

FC : facteur de correction saisonnier pour tenir compte de la DBO_5 produite par la décomposition anaérobie des boues au fond de l'étang (adimensionnel).

Le rapport DBO_5C_e/DBO_5C_0 est calculé pour chacune des cellules d'un système à plusieurs étangs en série. Les DBO_5C_e de la première et de la deuxième cellules sont désignées respectivement $DBO_5C_{e,1}$ et $DBO_5C_{e,2}$. La DBO_5C_0 de la deuxième cellule correspond à $DBO_5C_{e,1}$ et ainsi de suite.

Le facteur de correction saisonnier FC s'applique seulement à la première et à la deuxième cellules pour une série de trois cellules ou plus, à cause des dépôts plus importants sujets à une décomposition anaérobie dans celles-ci. Les valeurs de FC utilisées sont de 1,2 pour les conditions d'été et une valeur plus faible de 1,05 pour les conditions d'hiver en raison de l'activité réduite en saison froide.

La valeur de K_e dépend de la nature des eaux usées et de la température. Celle recommandée au Québec pour les eaux usées domestiques est de $0,37 d^{-1}$ à $20^\circ C$. Le concepteur peut utiliser une autre valeur de K_e s'il peut la justifier au moyen d'essais en laboratoire effectués sur les eaux usées à traiter. La valeur de K_e à la température T peut être établie au moyen de l'équation suivante :

Équation 09.04 :
$$K_e(T) = K_e(20^\circ C) \theta^{(T-20)}$$

où :

$K_e(T)$: taux d'enlèvement de la DBO_5C à la température T (d^{-1});

T : température de l'eau dans la cellule ($^\circ C$);

$K_e(20^\circ C)$: taux d'enlèvement de la DBO_5C à $20^\circ C$ (d^{-1});

θ : coefficient de température (adimensionnel).

Selon une analyse statistique effectuée par le MELCCFP sur les données tirées du SOMAEU (2017-2021), la valeur médiane du coefficient de température est de 1,07. L'utilisation de cette valeur de θ est recommandée pour évaluer l'effet de la température lors de la conception de nouveaux étangs aérés au Québec. Cependant, l'analyse statistique a aussi montré que la valeur du coefficient de température calculée est variable (1,03 à 1,12 entre le 15^e et le 85^e percentiles). Ainsi, lorsqu'il est souhaité d'augmenter les débits et charges d'ouvrages existants au-dessus des valeurs de conception, sans toutefois modifier ces derniers, il est recommandé de procéder à une analyse de capacité résiduelle en effectuant une calibration des coefficients K_e et θ à partir des données de suivi de la station.

Les températures des eaux usées dans les étangs qui sont retenues pour le calcul du coefficient K_e sont de $16^\circ C$ l'été, de $0,5^\circ C$ l'hiver et de $4^\circ C$ au printemps et à l'automne. Le volume des étangs est ensuite établi à l'aide de l'équation 09.02 selon le TRH calculé à partir du modèle mathématique d'Eckenfelder (équation 09.03).

Il a été rapporté par Tremblay et collab. (2020) que, dans les étangs québécois à l'étude, la fraction soluble de la DBO_5 était dégradée rapidement, soit quasiment en totalité dans la première cellule l'été et dans les deux premières cellules l'hiver. Bien que l'équation 09.03 tienne compte de la DBO_5 totale, sans distinction entre les fractions particulaires et solubles, l'utilisation de ce modèle demeure recommandée pour la conception des étangs aérés puisqu'il est éprouvé et offre une marge de sécurité adéquate pour le respect des normes.

D'après les résultats d'analyse de 16 stations d'épuration québécoises de type étang aéré avec ou sans bassin complètement mélangé (BCM) en amont, Tremblay et collab. (2020) ont établi une relation en vue d'estimer la concentration de la fraction soluble de la DBO₅C à l'effluent :

Équation 09.05 :
$$DBO_5C_{s,e} = DBO_5C_{s,max} \left(\frac{DBO_5C_e}{K_{DBO_5C} + DBO_5C_e} \right)$$

où :

- DBO₅C_{s,e} : concentration de DBO₅C soluble à l'effluent (mg/l);
- DBO₅C_{s,max} : valeur maximale de DBO₅C soluble (9 mg/l);
- DBO₅C_e : concentration de DBO₅C à l'effluent (mg/l);
- K_{DBO₅C} : constante de demi-saturation de la DBO₅C (8,5 mg/l).

Dans le cadre de l'étude, cette équation a permis un calage satisfaisant des données de DBO₅C soluble à l'effluent de chaque étang aéré et en toutes saisons, tant que la concentration de DBO₅C à l'effluent était inférieure ou égale à 25 mg/l (Tremblay et collab., 2020).

9.2.2.2 Désinfection

Bien que le traitement par étangs aérés ne constitue pas une méthode de désinfection, il est bien connu que les microorganismes entériques humains survivent difficilement dans un environnement de ce genre. Les étangs aérés sont des ouvrages qui permettent un très bon abattement des microorganismes pathogènes en raison du rayonnement UV et de la prédation (Payment, 2003).

Dans les cas où une norme de rejet de coliformes fécaux s'applique, il faut vérifier, en plus du TRH requis pour l'enlèvement de la DBO₅, si le temps de rétention est suffisant pour permettre d'atteindre la concentration visée de coliformes fécaux à l'effluent. L'approche proposée pour établir le TRH requis est basée sur une analyse statistique des comptes de coliformes fécaux à l'effluent de l'ensemble des étangs aérés du Québec couvrant les années d'exploitation de 2010 à 2015. Selon les données recueillies, il semble y avoir une corrélation statistiquement significative (95 % de certitude avec 99 % de puissance du test) entre le TRH et la moyenne semi-annuelle des coliformes fécaux à l'effluent des étangs aérés à trois cellules. Toutefois, la régression linéaire n'explique que 15 % de la variation observée (r² = 0,15). La cible de 1 000 UFC/100 ml est atteinte avec une certitude de 95 % par près de 95 % des étangs aérés dont le TRH est supérieur à 20 jours (Lavallée et collab., 2016). Entre 13 et 20 jours de TRH, la cible de 2 500 UFC/100 ml est atteinte avec une certitude de 95 % dans près de 95 % des ouvrages. À partir de ces résultats, les concentrations types de coliformes fécaux à l'effluent des étangs en fonction du nombre de cellules et du temps de rétention sont présentées au Tableau 9.2.2-1.

Tableau 9.2.2-1 – Coliformes fécaux à l'effluent des étangs aérés

Système de traitement	Temps de rétention hydraulique (TRH) ⁽¹⁾	Concentration de coliformes fécaux
	(d)	(UFC/100 ml)
Étangs à trois cellules ou plus	13 ≤ TRH ≤ 20	2 500
	20 < TRH	1 000

⁽¹⁾ Le Ministère considère que le volume liquide total des étangs contribue au calcul du TRH pour l'enlèvement des coliformes fécaux. Le TRH des étangs se calcule en tenant compte de la réduction du volume en raison de l'accumulation de boues et du couvert de glace le cas échéant.

9.2.2.2.3 MES

Une partie des MES décantent progressivement dans les étangs aérés. Pour assurer que l'effluent soit suffisamment clarifié en vue de respecter les normes de rejet en MES, il est nécessaire d'avoir une zone sans brassage à la fin du dernier étang. Les dimensions de celle-ci sont établies en cherchant le meilleur compromis entre une zone suffisamment grande pour permettre une bonne sédimentation tout en évitant de favoriser une formation excessive d'algues ou un manque d'oxygène. Cette zone devrait représenter un volume d'environ deux jours de rétention au débit de conception et elle ne devrait pas dépasser trois à quatre jours.

9.2.2.2.4 Phosphore

Si un enlèvement du phosphore est requis, l'approche courante consiste en l'ajout de coagulant, typiquement dans le regard en amont du dernier étang. Comme pour les MES, l'aération devrait être maintenue au minimum en début de cellule pour maintenir un niveau d'oxygène suffisant et favoriser la floculation. Les floccs formés décantent par la suite dans la zone sans brassage. La déphosphatation est traitée de façon détaillée au chapitre 14.

9.2.2.3 Nitrification

La nitrification peut s'exercer dans les étangs aérés lorsque les conditions sont propices (Rich, 1999). Les bactéries nitrifiantes présentent une grande affinité pour l'azote. Ainsi, lorsque la nitrification s'installe véritablement, il peut en résulter de très faibles concentrations d'azote ammoniacal à l'effluent. Le processus apparaît comme un mécanisme « tout ou rien » (Grady et collab., 1999).

Il est toutefois difficile de prédire la nitrification dans les étangs aérés, car elle est influencée par de nombreux paramètres. La concentration d'oxygène dissous, la température et le temps de rétention hydraulique sont les principaux facteurs qui contrôlent la nitrification dans les étangs (Houweling et collab., 2008). Les concentrations d'azote ammoniacal et de DBO₅, l'alcalinité et le pH l'influencent également (M&E, 2003).

9.2.2.3.1 Concentration d'oxygène dissous et de DBO₅

Il est bien connu que les bactéries hétérotrophes compétitionnent avec les bactéries nitrifiantes pour l'oxygène. Les bactéries hétérotrophes ont un taux de croissance et une affinité pour l'oxygène beaucoup plus élevés que les bactéries nitrifiantes (Grady et collab., 1999). Lorsque l'apport d'oxygène est limité, l'activité des bactéries hétérotrophes contrôle la concentration d'oxygène résiduel et peut inhiber l'activité des bactéries nitrifiantes (Sharma et Gupta, 2004). Dans des étangs aérés, une concentration de DBO₅ relativement élevée par rapport à celle d'azote ammoniacal ainsi qu'un résiduel d'oxygène dissous de moins de 2 mg O₂/l risquent de limiter la nitrification.

Il semble donc peu utile de prévoir de la nitrification dans la première cellule. Compte tenu de l'affinité des hétérotrophes pour l'oxygène, il apparaît préférable de distribuer la nitrification dans les cellules subséquentes selon la quantité d'oxygène fournie en excès par rapport à la demande carbonée.

9.2.2.3.2 Température

Selon la littérature (Desjardins et collab., 2005 ; Houweling et collab., 2008), la nitrification commence à s'installer dans les étangs aérés seulement lorsque la température de l'eau dépasse 15 °C. Après quelques semaines, on peut potentiellement atteindre une nitrification complète lorsque la température de l'eau est au-dessus de 20 °C. La période de nitrification possible dans les étangs aérés se limite donc normalement aux semaines d'été et d'automne où la température des eaux usées excède les 15-20 °C. D'une année à l'autre, le moment où une nitrification complète est atteinte dans les étangs peut varier en fonction des conditions.

9.2.2.3.3 Alcalinité

Le dosage de coagulant et la nitrification dans les étangs aérés peuvent engendrer un manque d'alcalinité à l'effluent (voir chapitre 17). Le dosage d'un produit alcalin à l'entrée des cellules pour corriger le pH et maintenir

la nitrification est difficile à contrôler et à ajuster. Un surdosage risque d'entraîner des augmentations de pH indésirables pendant de longues périodes en raison du long TRH des étangs. Pour ces raisons et étant donné que la nitrification ne se produit que quelques semaines par année, l'ajout d'alcalinité dans les étangs aérés n'est pas nécessaire.

Cependant, lorsqu'on prévoit des ouvrages servant à nitrifier tout au long de l'année, l'utilisation d'un coagulant préhydrolysé ou, à défaut, l'ajout d'alcalinité à l'effluent des étangs aérés pourrait être requise, notamment en présence d'une déphosphatation chimique et de fortes concentrations d'azote ammoniacal.

9.2.2.4 Besoins en oxygène

Dans les étangs aérés, le système d'aération devrait fournir une quantité d'oxygène suffisante pour satisfaire aux demandes carbonée et azotée, et ce, pour toutes les conditions d'alimentation. Il devrait être assez flexible pour répondre, entre autres, aux conditions extrêmes suivantes :

- Le régime hivernal caractérisé par une demande carbonée réduite (aussi faible que 1 g O₂/g DBO₅ enlevée) et une demande d'azote nulle. À noter qu'en raison de ce régime d'aération réduit, davantage de boues se déposent au fond des étangs.
- La saison printanière pendant laquelle l'activité biologique reprend dans les étangs avec l'augmentation progressive des températures de l'eau, ce qui augmente la demande en oxygène. En insufflant plus d'air dans les étangs, une remise en suspension des boues déposées durant la période hivernale se produit et exerce une forte demande en oxygène. Des dégagements d'odeurs et une perte de MES peuvent survenir durant cette période critique.
- Les conditions de débit de nappe basse accompagnées de températures élevées (25 °C) l'été.

Le système d'aération devrait assurer une dispersion adéquate de l'oxygène dissous. Pour ce faire, on devrait maintenir une concentration minimale de 2 mg O₂/l en tout temps et partout dans les étangs aérés sauf dans la couche de boues déposées.

Les besoins réels d'oxygène (AOR pour *actual oxygen requirement*) sont obtenus en additionnant la demande carbonée et la demande azotée.

9.2.2.4.1 Demande carbonée

La demande carbonée en oxygène (AOR_C) est calculée à l'aide du modèle d'Eckenfelder en déterminant la DBO₅ enlevée dans chacune des cellules. La US EPA (1979) indique un taux d'oxygène requis de 1,5 g O₂/g DBO₅ enlevée. Boulier et Atchison (1975) décomposent la demande en oxygène comme suit :

- Consommation de la DBO₅ et respiration endogène : 1,5 g O₂/g DBO₅ appliqué.
- Digestion aérobie des boues (volume de 5-10 %) : 0,075 g O₂/g DBO₅ appliqué.
- Digestion aérobie de la demande benthique printanière : 0,40 g O₂/g DBO₅ appliqué.

Les taux d'oxygène à appliquer dans les étangs aérés sont donc les suivants :

- Printemps (8 °C) : 2,25 g O₂/g DBO₅ enlevée (inclut une marge de sécurité).
- Été : 1,6 g O₂/g DBO₅ enlevée.
- Hiver : 1,5 g O₂/g DBO₅ enlevée.

Pour établir l'AOR_C dans chaque cellule, il est recommandé d'utiliser la valeur de DBO₅ enlevée calculée en fonction du volume liquide total sans tenir compte de l'espace occupé par les boues et les glaces ni du facteur correction pour la décomposition des boues (FC).

L'AOR_C devrait être évaluée pour les différentes conditions de débit et de température qui peuvent se présenter dans les étangs aérés. En effet, la demande se déplace de l'aval vers l'amont avec l'augmentation de la température, et de l'amont vers l'aval avec l'augmentation du débit.

9.2.2.4.2 Demande azotée

La demande azotée en oxygène (AOR_N) est établie en fonction de la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) appliquée puisque de l'ammonification se produit dans les étangs, ce qui se traduit par un relargage d'azote ammoniacal. Le taux d'oxygène à appliquer dans les étangs est le suivant :

- été : 4,57 kg O₂/kg NTK disponible.

La répartition de l'AOR_N est plus difficile à prédire que la demande carbonée en raison de tous les paramètres dont dépend la nitrification (voir section 9.2.2.3). Il est préférable de ne prévoir l'AOR_N qu'en aval de la première cellule, étant donné le rapport DBO₅C/NTK défavorable en début de traitement et les effets inhibiteurs exercés par les bactéries hétérotrophes.

Lorsque la filière est composée de trois cellules, il apparaît nécessaire de pourvoir toute l'AOR_N dans la deuxième cellule, sachant que la dernière sera principalement utilisée pour la décantation des MES. Si plus de trois cellules sont installées en série, la demande azotée pourra être répartie entre la deuxième et l'avant-dernière (inclusivement), au prorata des volumes utiles.

9.2.2.5 Besoins en brassage

En général, l'énergie de brassage requise dans les étangs aérés est de 1 à 2 W/m³ (US EPA, 2011). On doit toutefois prévoir une zone sans brassage dans la partie aval de la dernière cellule pour favoriser la sédimentation des MES.

9.2.3 Aménagements et composantes

9.2.3.1 Aération

Plusieurs systèmes d'aération peuvent être installés dans les étangs :

- Diffuseurs ou tubes statiques surmontant les orifices d'une conduite d'air fixée ou déposée au fond de l'étang (système le plus courant).
- Diffuseurs à fines bulles (systèmes à membranes tubulaires suspendues à une conduite d'air munie de flotteurs ou systèmes non membranaires déposés sur le fond).
- Aérateurs de surface.

Le chapitre 12 – Aération donne de plus amples détails sur ces trois types de systèmes d'aération.

Quelques recommandations générales s'appliquent à tous les types de systèmes d'aération.

Si le premier étang est de forme allongée (ratio longueur : largeur > 3 : 1), on privilégiera une aération étagée de façon à mieux répondre à la demande en oxygène. Pour cela, il faut subdiviser l'étang en plusieurs sections et calculer l'AOR puis la densité de diffuseurs requise dans chacune d'elles. Cette dernière diminue d'une section à l'autre.

Il est recommandé de viser l'optimisation énergétique et de favoriser l'utilisation optimale des plages d'exploitation des équipements d'aération. Par exemple, dans les petites installations, on peut fermer certaines composantes lorsque la demande en oxygène est plus faible ou différents jeux de poulies. Dans les installations moyennes ou plus grandes, on peut utiliser des surpresseurs à vitesse variable asservis à une sonde d'oxygène dissous. Dans le but de mieux contrôler la répartition de l'aération entre les étangs de grande

dimension, il est utile de prévoir une conduite d'aération indépendante munie d'un débitmètre et d'une vanne modulante couplée à une sonde d'oxygène pour chaque cellule.

Il faut aussi s'assurer que les équipements d'aération sont placés de façon à maintenir une zone sans aérateurs (sans brassage) dans la partie aval du dernier étang.

9.2.3.2 Géométrie

La profondeur d'eau dans les étangs aérés se situe généralement entre 3 m et 5 m; les valeurs supérieures sont surtout utilisées pour les grandes installations.

Lorsque les étangs sont construits en terre (remblais-déblais), les berges intérieures ainsi que les côtés extérieurs des digues ont une pente de 3 H : 1 V. Leurs coins sont légèrement arrondis.

Il faut porter attention au ratio longueur/largeur pour limiter les effets du court-circuitage. Certains auteurs recommandent des étangs de forme rectangulaire. Un ratio longueur/largeur de 3 : 1 à 4 : 1 est suggéré par la US EPA (2011). La largeur au fond des étangs devrait être suffisante pour placer adéquatement les appareils d'aération. Le fond devrait être de niveau. Cette recommandation est particulièrement importante lorsque le système d'aération est constitué de conduites de distribution placées au fond des étangs, car il faut maintenir une hauteur d'eau constante au-dessus de l'ensemble des orifices pour permettre une répartition uniforme de l'air.

La revanche typique au-dessus du niveau d'eau est de 1 m. Au débit maximal soutenu, la revanche ne devrait pas être inférieure à 0,6 m. Pour des étangs de faible superficie, où l'action du vent est moins significative, une revanche de hauteur moindre (entre 0,6 m et 1 m) peut être acceptable, sous réserve de vérifier le profil hydraulique au débit maximal soutenu.

Pour réduire l'érosion au minimum, un enrochement de protection d'une largeur d'au moins 3 m en partant du haut des digues jusqu'au-dessous de la surface du plan d'eau est requis sur la paroi intérieure des étangs.

L'équation permettant de calculer le volume d'eau d'un étang peut s'écrire selon les dimensions au niveau du plan d'eau ou au fond de l'étang. Celle proposée par Crites et collab. (2014) est exprimée de la façon suivante :

Équation 09.06 :
$$V = [L W + (L - 2 s p)(W - 2 s p) + 4 (L - s p)(W - s p)] \frac{p}{6}$$

où :

V : volume d'eau (m³);

L : longueur au plan d'eau (m);

W : largeur au plan d'eau (m);

s : pente des berges (3 pour 3 H : 1 V);

p : profondeur d'eau (m).

Pour de faibles débits, il devient difficile d'aménager des étangs avec les pentes et la profondeur d'eau requises tout en maintenant une superficie d'aération suffisante. Le principe des étangs aérés a donc été adapté en utilisant des étangs à parois verticales, le plus souvent en béton. Ces étangs à parois verticales peuvent prendre diverses formes. Des installations municipales de l'ordre de 100 à 150 m³/d ont été réalisées avec des bassins circulaires divisés en pointes de tarte matérialisant deux ou trois cellules. Les étangs de forme circulaire présentent une meilleure résistance structurale. L'effondrement de murs interétangs est survenu dans certaines installations d'étangs rectangulaires. Tel que mentionné dans le guide sur les étangs aérés non conventionnels (Consultants BPR, 1992), le principe des étangs aérés peut s'appliquer à des débits encore plus faibles en choisissant une configuration géométrique et des équipements en conséquence.

9.2.3.3 Alimentation des étangs, collecte de l'effluent et transfert entre les étangs

9.2.3.3.1 Conduites d'entrée et de sortie

Il faut porter attention à l'aménagement des conduites d'entrée et de sortie pour limiter les effets du court-circuitage.

Dans les grands étangs¹, l'alimentation des cellules ainsi que la collecte de l'effluent se font généralement en deux ou trois points pour assurer une meilleure répartition du débit. Pour les petits étangs², il est acceptable de ne prévoir qu'un seul point d'entrée et qu'un seul point de sortie. Dans tous les cas, il est nécessaire de prévoir des aménagements aux conduites d'entrée et de sortie pour réduire au minimum les courants préférentiels et le court-circuitage.

La conduite d'entrée devrait être aménagée de façon à dissiper rapidement l'énergie et réduire la vitesse de l'affluent. Elle devrait diriger les eaux vers une zone agitée par le système d'aération (entre deux aérateurs) pour favoriser leur dispersion. Selon Shilton (2006), l'utilisation d'une entrée verticale donne des résultats mitigés.

La conduite de sortie devrait être le plus loin possible de l'entrée. Elle devrait être assez haute pour éviter l'emportement de boues, mais suffisamment basse pour être protégée des glaces. Généralement, le niveau de la conduite de sortie est situé à 1,0 m sous la surface d'eau. Il est recommandé d'installer un coude vertical sur la conduite de sortie pour limiter l'appel de MES avec l'effluent.

Dans les étangs à parois verticales où une simple ouverture est prévue dans le mur séparateur, il est recommandé d'ajouter un déflecteur vertical de chaque côté du mur pour limiter les effets de courant et le court-circuitage. Il est également recommandé d'installer un déflecteur sur la bouche d'entrée pour les mêmes raisons. Une vanne murale peut être installée pour isoler une cellule des autres, lorsque l'analyse de fiabilité le justifie. Dans ce cas, les murs séparateurs devraient être en mesure de supporter les pressions hydrostatiques lors de la vidange d'une cellule.

Pour les étangs à parois verticales avec déphosphatation, un regard de dosage intégré à la structure de béton devrait être prévu pour assurer un mélange rapide du coagulant au débit entrant dans la dernière cellule.

Le regard de sortie devrait être muni d'un déversoir ajustable, permettant de faire varier le niveau d'eau dans les étangs, ainsi que d'une vanne pour contourner le déversoir en cas de vidange.

La tuyauterie interconnectrice des étangs devrait permettre l'écoulement des eaux usées en période de débit maximal (p. ex. en période de fonte) sans entraîner de refoulement ou de rehaussement excessif du niveau de l'eau (la revanche minimale doit être respectée, voir section 9.2.3.2). Il faut s'assurer de l'étanchéité de la paroi autour des conduites d'entrée et de sortie de chaque étang ainsi que de l'absence de problème d'érosion à ces endroits. Des conduites de trop-plein d'urgence sont généralement installées entre le niveau d'eau normal et le sommet des digues.

9.2.3.3.2 Contournements

Lorsque l'analyse de fiabilité le justifie, on peut prévoir des conduites de contournement de chaque étang de façon à maintenir un certain niveau de traitement s'il est nécessaire d'isoler et de mettre hors service une cellule. Dans un tel cas, le programme d'entretien devrait inclure une manipulation annuelle des vannes par l'exploitant pour éviter leur blocage.

¹ Stations d'épuration de moyenne taille de catégorie de suivi 5 ou supérieure

² Stations d'épuration de moyenne taille de catégorie de suivi 4 ou inférieure

9.2.3.3.3 Court-circuitage

Du court-circuitage peut survenir dans les premières cellules à cause notamment d'une mauvaise distribution de l'affluent à l'entrée de l'étang ou du vent. Dans les petites installations à talus inclinés, du court-circuitage peut par ailleurs avoir lieu par les côtés si les pentes représentent une grande surface par rapport au fond de l'étang où est située l'aération.

Pour forcer l'écoulement des eaux usées vers un certain chemin et limiter le court-circuitage, il est recommandé d'installer des rideaux flottants dans le premier étang, voire dans le deuxième également.

Dans les grands étangs, pour éviter que les rideaux flottants autoportants (avec flotteurs rigides) soient endommagés par les vagues générées par le vent, des systèmes d'ancrage intermédiaire devraient être installés.

9.2.4 Performances épuratoires

9.2.4.1 DBO₅C

Selon des données de 2017 à 2019 des OMAEU (MELCC, 2020a, 2020b et 2021), les résultats de suivi d'environ 560 stations d'épuration municipales de type étangs aérés, toutes tailles et tous niveaux de performance confondus, indiquent une concentration moyenne à l'effluent de 6,9 mg DBO₅C/l et un pourcentage d'enlèvement moyen de 92 %.

9.2.4.2 MES

Les données de suivi d'environ 560 stations d'épuration municipales de type étangs aérés de 2017 à 2019 (MELCC, 2020a, 2020b et 2021) indiquent une concentration moyenne annuelle globale de MES de 11,8 mg/l à l'effluent et un pourcentage d'enlèvement moyen de 93 %. Il y avait cependant entre 46 et 68 stations qui ne respectaient pas la norme réglementaire de 25 mg MES/l. Toutefois, l'analyse effectuée ne permet pas de savoir si le dépassement est occasionné par une décantation insuffisante, une accumulation excessive de boues ou la présence d'algues.

9.2.4.3 Coliformes fécaux

La performance d'enlèvement des coliformes fécaux dépend principalement du TRH dans les étangs, mais aussi de l'ensoleillement. Les données de suivi d'environ 560 stations d'épuration municipales de type étangs aérés de 2017 à 2019 indiquent une très bonne efficacité, puisque 89 % des stations présentaient en moyenne moins de 1 000 UFC/100 ml dans leur effluent (MELCC, 2020a, 2020b et 2021).

Le Tableau 9.2.2-1 indique la concentration attendue de coliformes fécaux à l'effluent des étangs aérés en fonction du TRH et du nombre de cellules. Si le TRH est insuffisant ou si les OER sont plus restrictifs que ce que la performance des étangs peut atteindre, on devrait ajouter une désinfection UV.

9.2.5 Installation

Les recommandations d'aménagement général d'une station d'épuration faisant l'objet du chapitre 18 s'appliquent aux installations de lagunage. La présente section s'attarde sur des considérations spécifiques.

9.2.5.1 Étude du site

L'étude du site revêt une grande importance dans l'élaboration d'un projet de traitement d'eaux usées au moyen d'étangs aérés. En plus de la topographie, on devrait considérer plusieurs caractéristiques générales du site et des lieux environnants. Des études géotechniques adéquates et suffisamment documentées sont nécessaires pour répondre aux besoins liés à la conception optimale des ouvrages et à la planification de leur construction. Elles devraient permettre de déterminer :

- les risques d'instabilité;
- la position et les risques de contamination de l'aquifère;
- le potentiel de réutilisation des sols comme barrière d'étanchéité pour construire les digues;
- les difficultés de construction;
- le niveau d'établissement des étangs (élévation);
- le système de drainage requis, s'il y a lieu.

9.2.5.2 Étanchéité

Les étangs aérés doivent être étanches (taux d'exfiltration $\leq 0,005 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). Il appartient au concepteur de s'en assurer en ayant recours aux moyens appropriés.

Les étangs aérés sont le plus souvent construits à même le sol, avec ou sans ajout d'une membrane pour assurer leur étanchéité. Une digue constituée des matériaux en place peut servir de barrière hydraulique s'il y a une épaisseur suffisante ($\geq 600 \text{ mm}$) de sol à la fois imperméable ($K \leq 10^{-6} \text{ cm/s}$), homogène et stable. Si la quantité de sol imperméable est moindre, il peut être requis de mettre en place d'autres types de barrières hydrauliques comme des membranes argilo-silteuses, des membranes en sol-bentonite, des membranes bentonite-géosynthétiques ou des géomembranes. Des couches de support et de recouvrement de la géomembrane peuvent être nécessaires de même qu'un système de drainage sous la membrane imperméable pour éviter la déstabilisation du fond des étangs lors de la vidange. Le drainage peut être effectué par l'installation d'une pompe temporaire dans un regard d'accès aux conduites de drainage.

Dans les étangs à parois verticales, le béton agit comme barrière hydraulique.

L'étude de Bouchard et collab. (1995) contient des renseignements détaillés sur le calcul et la conception des barrières hydrauliques.

9.2.5.3 Santé et sécurité

La [Loi sur la santé et la sécurité du travail](#) (LSST) préconise ([art. 2, LSST](#)) l'élimination des dangers à la source. Pour prévenir à la source les risques de noyade, les nouvelles stations d'épuration devraient être pourvues de voies d'accès ayant une largeur suffisante entre les étangs pour y circuler, ainsi que les équipements de sauvetage requis par la LSST. Le [Règlement sur la santé et la sécurité du travail](#) (RSST) ([art. 312.93, section XXVI.II](#)) stipule qu'un travailleur risque la noyade lorsqu'il se situe au-dessus ou à moins de 2 m d'un endroit où la profondeur de l'eau excède 1,2 m sur plus de 2 m de largeur ou d'un endroit où le débit d'eau peut entraîner une personne. En hiver, la bordure des digues devrait être balisée adéquatement pour éviter le dérapage des véhicules et les risques de chute.

Un autre moyen recommandé pour prévenir le risque de noyade est d'intervenir entre la source du danger et les personnes. Plusieurs barrières physiques peuvent ainsi être aménagées telles que :

- des garde-corps fixes conformes à l'[article 12 du RSST](#). Ils peuvent être installés à des endroits stratégiques, comme près d'un point d'échantillonnage (voir Figure 9.2.5-1a) ;

Note : L'agrandissement de l'aire de travail et le garde-corps permettent au travailleur d'intervenir seul pour effectuer l'échantillonnage et l'analyse de l'oxygène dissous, tant qu'il dispose d'un moyen de communication efficace pour demander de l'assistance ([art. 322, RSST](#)) ;

- une rampe de ventilation ayant une hauteur minimale de 1 m sur l'un des côtés de la voie de circulation (voir Figure 9.2.5-1b). Celle-ci sert de repère pour circuler à pied ou en véhicule l'hiver. Le cas échéant, d'autres types de repères devraient être installés avant l'hiver.

L'exécution de certaines tâches d'exploitation peut présenter un risque de noyade, comme la réparation des rampes d'aération sur le bord des étangs, le désherbage, le travail sur l'eau pour la mesure ou le pompage des boues, etc. Dans ces cas et pour les installations existantes où il n'y a pas une distance sécuritaire de 2 m, la prévention du risque de noyade passe par :

- l'élaboration et l'application d'une procédure de travail et de sauvetage sécuritaire avec un minimum de deux travailleurs;
- les équipements de protection individuelle (veste de flottaison ou gilet de sauvetage) et collective (corde flottante, bouée, perche, moyens de communication, embarcation de sauvetage, etc.).

Ces moyens de protection devraient être préalablement déterminés par une personne qualifiée.

9.2.5.4 Travaux de mise à niveau

Lors d'une mise à niveau des étangs, il arrive que la vidange des boues par pompage ou par dragage depuis une barge flottante ne soit pas suffisante. Dans ce cas, il est recommandé de faire une vidange à sec ainsi qu'un nettoyage complet de l'étang pour effectuer des travaux d'entretien et éviter des problèmes lors de l'exploitation future.

PRÉLIMINAIRE



a)



b)

Figure 9.2.5-1 – Exemples a) d'un garde-corps et b) d'une rampe de ventilation servant de barrière physique aux étangs aérés de Le Gardeur (Ville de Repentigny)

Sources : APSAM et Ville de Repentigny

9.2.6 Exploitation

9.2.6.1 Entretien des équipements mécaniques

Les installations de type étang aéré contiennent peu d'équipements mécaniques outre le système d'aération. Elles peuvent compter des équipements de prétraitement et de dosage de produits chimiques (déphosphatation). L'entretien de tous les équipements mécaniques devrait être effectué selon les recommandations des fabricants. La calibration des équipements de mesure et/ou d'automatisation devrait être faite régulièrement.

Un manuel d'exploitation complet adapté aux équipements installés et décrivant le fonctionnement du système, les tâches à accomplir ainsi que leur fréquence devrait être fourni pour permettre à l'exploitant de bien comprendre la filière de traitement. Le manuel devrait, entre autres, indiquer les mesures d'optimisation du système, les mesures de diagnostic et les actions correctives des problèmes d'exploitation et de performance.

Par ailleurs, comme pour toute autre station d'épuration, les recommandations d'aménagement générales exposées au chapitre 18 devraient être suivies notamment en ce qui concerne l'accessibilité et les dégagements autour de la tuyauterie et des équipements mécaniques. La présence des plans d'eau (étangs) devrait être prise en compte.

9.2.6.2 Gestion des boues

La gestion des boues dans les étangs aérés nécessite une attention particulière, car, lors de leur digestion, elles relarguent de la DBO₅ soluble et de l'azote ammoniacal qui peuvent dégrader la qualité de l'effluent. De plus, les MES décantées qui constituent les boues peuvent être entraînées à l'effluent lors des pointes hydrauliques.

Le lecteur est invité à consulter l'annexe 9 des *Références techniques pour la première attestation d'assainissement municipale* du MELCC (2019) en ce qui concerne les recommandations de vidange de boues.

Par ailleurs, le lecteur est invité à se référer au guide d'exploitation des étangs aérés publié par Réseau Environnement (2022).

9.2.7 Résumé

SOMMAIRE – ÉTANGS AÉRÉS	
Temps de rétention hydraulique	
Enlèvement de la DBO ₅	Équations 9.02 à 9.04
Abattement des coliformes fécaux (trois cellules et plus)	Tableau 9.2.2-1
Aération	
Besoins en oxygène	
Demande carbonée maximale (printemps)	2,25 g O ₂ /g DBO ₅ enlevée
Demande carbonée (hiver-été)	1,5 - 1,6 g O ₂ /g DBO ₅ enlevée
Demande azotée été	4,57 g O ₂ /g NTK disponible
Brassage	1 à 2 W/m ³
Géométrie	
Pente des berges	3 H : 1 V (sauf si parois verticales)
Profondeur d'eau	3 à 5 m
Revanche	1 m (sauf si parois verticales de petits projets)
Enrochement	Minimum 0,6 m au débit maximal soutenu
	Largeur ≥ 3 m

9.3 Étangs aérés à rétention réduite avec post-traitement

Les étangs aérés à rétention réduite (ERR) sont des étangs aérés (EA) dont le TRH au débit de conception est inférieur à 12 jours. En 2019, 50 stations d'épuration municipales étaient de type ERR (MELCC, 2021). Ils ont pour but principal d'éliminer rapidement la DBO₅C soluble en la transformant en bonne partie en biomasse (même modèle d'enlèvement que les EA, voir section 9.2.2.2.1).

Le rejet à l'environnement d'effluents qui ne respectent pas les normes minimales réglementaires n'est plus autorisé. Pour cette raison, la construction d'ERR n'est plus acceptée, sauf si un traitement subséquent est prévu en vue de respecter les normes de rejet. L'ajout d'un post-traitement en aval des ERR peut être indiqué lorsque la municipalité souhaite augmenter les débits à traiter à la station. Il peut également se faire dans le but de respecter des normes supplémentaires de rejet qui sont plus contraignantes (en DBO₅C, MES, CF, P_{tot} ou azote).

Le post-traitement devrait permettre de réduire la DBO₅C particulaire et les MES. Il peut aussi avoir pour objectif de réduire la DBO₅C soluble résiduelle et/ou de nitrifier. Il est important de sélectionner le(s) post-traitement(s) en fonction de leurs limites d'application, notamment la température qui peut atteindre 0,5 °C à l'effluent des étangs (affluent du post-traitement).

PRÉLIMINAIRE

9.4 Étangs aérés avec traitement biologique en amont

9.4.1 Contexte

L'ajout d'un traitement biologique en amont des étangs aérés peut être indiqué lorsque les eaux usées sont fortement chargées dans le but d'éliminer rapidement la DBO₅C soluble en la transformant en bonne partie en biomasse. Une telle modification peut aussi être appropriée pour augmenter la capacité d'étangs aérés existants.

Le traitement biologique en amont des étangs peut être un bassin complètement mélangé, un RBGS ou tout autre procédé biologique permettant l'enlèvement de la DBO₅C soluble. La biomasse, comme le reste des MES, est ensuite enlevée par décantation dans les étangs aérés subséquents.

Selon Rich (1999), les systèmes d'étangs aérés avec premier bassin complètement mélangé (EABCM), et par extrapolation tous les systèmes d'étangs aérés avec traitement biologique en amont assurent les fonctions suivantes :

- Bioconversion de substrat soluble et colloïdal en biomasse et en produits finaux de minéralisation (MVES, CO₂, H₂O, etc.).
- Flocculation de la biomasse.
- Séparation des solides.
- Stabilisation des boues.
- Entreposage des boues.

Les deux premières fonctions sont principalement assurées par le traitement biologique en amont, alors que les trois suivantes le sont par les étangs aérés subséquents.

La présente section se limite à la problématique de la charge organique. Dans les cas d'apport de fortes charges (industrielles, boues de fosses septiques ou lixiviats de lieux d'enfouissement technique), il arrive que des teneurs élevées en azote ou en phosphore soient aussi présentes et nécessitent un traitement particulier. À noter que le traitement de charges élevées d'azote ammoniacal ne devrait pas être effectué en amont des étangs aérés, sauf si les boues produites sont extraites rapidement et continuellement de la filière. En effet, les boues décantées dans les étangs relarguent de l'azote ammoniacal, ce qui réduit le rendement global de la filière de traitement pour l'enlèvement de ce contaminant (Proulx, 2013). Un système de traitement de l'azote ammoniacal en aval des étangs aérés peut se révéler préférable.

Par ailleurs, ce chapitre s'attarde plus particulièrement au EABCM et aux étangs précédés d'un RBGS. Toutefois, la conception des étangs aérés suivant un autre type de traitement biologique en amont devrait suivre les mêmes recommandations que celles fournies dans les sous-sections suivantes.

9.4.2 Critères de conception d'un premier bassin complètement mélangé

Les EABCM sont des systèmes comportant une cellule complètement mélangée suivie d'étangs aérés. Une partie ou la totalité du premier étang peuvent être converties en cellule complètement mélangée ou l'on peut ajouter un nouveau bassin en amont des étangs. Le bassin complètement mélangé (BCM), comme son nom l'indique, est conçu pour maintenir les solides en suspension. Il offre l'avantage, par rapport aux étangs aérés, de réduire les volumes de traitement requis lorsque les eaux sont fortement chargées. En raison des coûts énergétiques supplémentaires associés à un BCM par rapport à un étang aéré, cette approche est généralement moins intéressante pour des eaux faiblement chargées. En revanche, elle peut se révéler avantageuse par rapport à la mise en place de réacteurs biologiques en amont des étangs dans le cas d'une augmentation de capacité d'étangs aérés existants surtout lorsque les eaux à traiter sont particulièrement chargées (> 400 mg DBO₅C/l).

9.4.2.1 Conditions de conception

9.4.2.1.1 Débits et charges

Le temps de rétention hydraulique (TRH) critique dans le BCM devrait être déterminé à des conditions de charge moyenne, de température minimale et de débit maximal attendu pendant trois jours consécutifs en période printanière ou automnale³ (p. ex. débit au poste de pompage en situation de débordement lors d'une pluie).

9.4.2.1.2 Température

La température de l'eau dans le BCM varie en fonction de certaines caractéristiques du réseau de collecte et de divers facteurs comme la profondeur du bassin et son temps de rétention hydraulique. La température des eaux observée dans les BCM au Québec varie de 3 °C à 8 °C au cours de la période hivernale et de 5 °C à 8 °C au cours de la période printanière (AEC, 2010). La température de conception du BCM peut être de 5 °C en hiver, mais la vérification du TRH critique (τ_c) devrait être effectuée pour la température la plus froide, soit 3 °C en hiver ou 5 °C au printemps.

9.4.2.2 Modèle cinétique utilisé pour la conception

Deux modèles cinétiques sont présentés dans la littérature scientifique pour concevoir le BCM :

- Un modèle autour de la croissance de la biomasse similaire à celui utilisé pour les boues activées.
- Un modèle autour du substrat similaire à celui utilisé pour les étangs aérés.

Selon une étude portant sur quatre EABCM au Québec, aucun des deux modèles ne prédit avec précision l'enlèvement de la DBO₅ dans le BCM (Desjardins et collab., 2011). Toutefois, le modèle similaire au procédé des boues activées est celui qui se rapproche le plus de la réalité des installations en exploitation suivies. De plus, il présente l'avantage de tenir compte, d'une part, des processus de production de biomasse et, d'autre part, des résidus endogènes (Desjardins et collab., 2011; AXOR Experts-Conseils, 2010). C'est pourquoi il s'agit du modèle privilégié dans la présente section.

9.4.2.2.1 Enlèvement du substrat carboné

Le modèle cinétique recommandé pour le BCM est le même que pour les boues activées. Dans ce modèle, la croissance de la biomasse suit une cinétique du premier ordre ($dX/dt = \mu X$). Toutefois, dans le BCM, le bilan de masse se fait sans recirculation des boues. Le temps de rétention des boues (âge des boues) est donc égal au temps de rétention hydraulique ($\theta_c = \tau$). Puisque le bassin est complètement mélangé, la concentration de MES dans la cellule et à l'effluent de celle-ci est la même. De plus, comme le TRH dans cette cellule est relativement court, le BCM sert essentiellement à éliminer la DBO₅C soluble. La DBO₅ particulaire est en partie décantée puis digérée dans les étangs aérés situés en aval.

À partir des équations de bilan de masse autour du substrat carboné dans le BCM, l'équation suivante peut être obtenue (Rich, 1999 ; M&E, 1991) :

Équation 09.07 :
$$S_{cbs,e} = \frac{K_S (1 + k_{d,H} \tau)}{\tau (\mu_{H,max} - k_{d,H}) - 1}$$

où :

$S_{cbs,e}$: concentration de substrat carboné biodégradable soluble à l'effluent (mg/l) ;

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

$k_{d,H}$: coefficient de respiration endogène des bactéries hétérotrophes (d⁻¹) ;

³ Les débits en hiver et en été sont typiquement moindres que ceux du printemps et de l'automne.

τ : temps de rétention hydraulique (d) ;
 $\mu_{H,max}$: taux de croissance spécifique maximal des bactéries hétérotrophes (d⁻¹).

Comme le montre l'équation 09.07, la concentration de substrat carboné à l'effluent ($S_{cbs,e}$) du BCM est indépendante de la concentration initiale de substrat carboné biodégradable total ($S_{cb,0}$). Ainsi, l'utilisation d'un premier bassin complètement mélangé peut effectivement être intéressante lorsque l'affluent est plutôt concentré. Quelques installations québécoises d'étangs aérés municipaux recevant des effluents concentrés à plus de 400 mg DBO₅/l avec d'importantes charges industrielles ont utilisé cette approche. En revanche, pour une eau faiblement concentrée, les EA apparaissent comme un choix plus judicieux. En effet, la dépense énergétique requise pour le brassage du BCM peut être significative, et son utilisation présente peu d'avantages par rapport aux EA dans une telle situation.

9.4.2.2.2 Temps de rétention hydraulique

Il faut un TRH minimal pour éviter le lessivage de la biomasse (évacuation plus rapide que sa croissance) et une chute de rendement du BCM. Lorsque le TRH effectif ($\tau = V/Q$) du bassin s'approche du TRH critique (τ_c), la concentration de substrat à l'effluent devient égale à celle de l'affluent, et la performance du BCM diminue jusqu'à une efficacité nulle. Le TRH critique (τ_c) est obtenu à l'aide de l'équation suivante (Rich, 1999) :

Équation 09.08 :
$$\tau_c = \frac{K_S + S_{cb,0}}{S_{cb,0} (\mu_{H,max} - k_{d,H}) - k_{d,H} K_S}$$

où :

τ_c : temps de rétention hydraulique critique (d) ;
 K_S : constante de demi-saturation du substrat (mg/l) ;
 $S_{cb,0}$: concentration de substrat carboné biodégradable à l'affluent (mg/l) ;
 $\mu_{H,max}$: taux de croissance spécifique maximal des bactéries hétérotrophes (d⁻¹) ;
 $k_{d,H}$: coefficient de respiration endogène des bactéries hétérotrophes (d⁻¹).

Comme il est montré à la Figure 9.4.2-1, lorsque la courbe $S_{cbs,e}/S_{cb,0}$ en fonction du rapport entre les TRH effectif et critique (τ/τ_c) est tracée, il est possible de constater une inflexion de la courbe lorsque τ correspond à 1,5 τ_c ou 2 τ_c . Lorsque τ est supérieur à 3 τ_c , l'inflexion de la courbe est dépassée et le rendement devient plus stable même si le débit varie. Il est donc recommandé d'utiliser un rapport τ/τ_c de 3 pour assurer la stabilité du rendement du BCM.

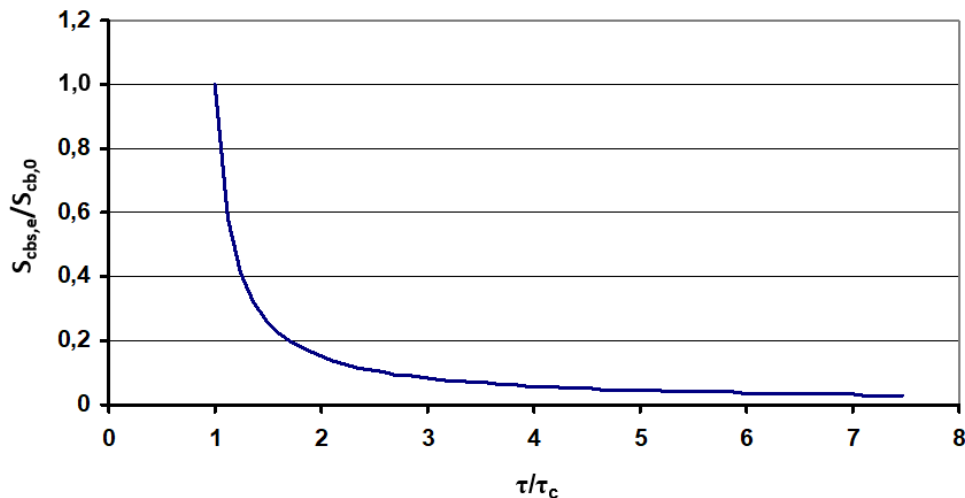


Figure 9.4.2-1 – Analyse du comportement du BCM

En outre, Rich (1999) indique que le TRH dans le BCM devrait être minimalement de 1,5 d pour assurer la biofloculation de la matière organique.

9.4.2.2.3 Croissance de la biomasse

La production de biomasse dépend de la concentration de substrat carboné à l'affluent. La concentration de MVES produites dans le BCM et qui se retrouvent à l'effluent de ce dernier peut être obtenue à l'aide des équations suivantes (Rich, 1999) :

$$\text{Équation 09.09 : } X_H = \frac{Y_H (S_{cb,0} - S_{cbs,e})}{1 + k_{d,H} \tau}$$

où :

X_H : concentration de biomasse active hétérotrophe dans le BCM (mg MVES/l);
 Y_H : coefficient de synthèse de la biomasse hétérotrophe (g MVES/g substrat consommé) ;
 $S_{cbs,e}$: concentration de substrat carboné biodégradable soluble à l'effluent (mg/l) ;
 $S_{cb,0}$: concentration de substrat carboné biodégradable à l'affluent (mg/l) ;
 $k_{d,H}$: coefficient de respiration endogène des bactéries hétérotrophes (d^{-1});
 τ : temps de rétention hydraulique (d).

L'équation 09.09 n'est valable que si le TRH est égal ou supérieur à 1,5 d et si la quantité d'oxygène disponible n'est pas limitante (Rich, 1999).

9.4.2.2.4 Concentration de MES à l'effluent

Similairement aux procédés de boues activées (voir chapitre 10 – section 10.3.1), la concentration de MES à l'effluent du BCM peut être établie en considérant la production de biomasse et de résidus endogènes ainsi que l'accumulation de matières volatiles non biodégradables et des matières inorganiques de l'affluent. Elle peut être calculée comme présentée aux équations suivantes (AEC, 2010) :

$$\text{Équation 09.10 : } X_{MVES,e} = \frac{1000 P_{X,MVES} \tau}{V}$$

$$\text{Équation 09.11 : } X_{MES,e} = \frac{1000 P_{X,MES} \tau}{V}$$

$$\text{Équation 09.12 : } P_{X,MVES} = \left[(1 + f_d k_{d,H} \tau) \frac{Y_H (S_{cb,0} - S_{cbs,e})}{(1 + k_{d,H} \tau)} + X_{MVESnb,0} + [X_{MES,0} - X_{MVES,0}] \right] \frac{Q}{1000}$$

$$\text{Équation 09.13 : } P_{X,MES} = \left[(1 + f_d k_{d,H} \tau) \frac{Y_H (S_{cb,0} - S_{cbs,e})}{(1 + k_{d,H} \tau) f_v} + X_{MVESnb,0} + [X_{MES,0} - X_{MVES,0}] \right] \frac{Q}{1000}$$

où :

$X_{MES,e}$ et $X_{MVES,e}$: concentration de MES ou MVES à l'effluent du BCM (mg MES/l ou mg MVES/l);
 $P_{X,MES}$ et $P_{X,MVES}$: quantité de MES ou de MVES produites (kg MES/d ou kg MVES/d);
 τ : temps de rétention hydraulique (d) (pour rappel : $\theta_c = \tau$);
 V : volume du BCM (m^3);
 f_d : fraction de débris cellulaires non biodégradables (typiquement 0,10 à 0,15 g MVES/g MVES lysée);
 $k_{d,H}$: coefficient de respiration endogène des bactéries hétérotrophes (d^{-1});
 Y_H : coefficient de synthèse de la biomasse hétérotrophe (g MVES/g substrat consommé) ;
 $S_{cbs,e}$: concentration de substrat carboné biodégradable soluble à l'effluent (mg/l);
 $S_{cb,0}$: concentration de substrat carboné biodégradable à l'affluent (mg/l) ;
 f_v : fraction volatile des MES dans les boues biologiques (typiquement : 0,85 g MVES/g MES);
 $X_{MVESnb,0}$: concentration de MVES non biodégradables à l'affluent (mg MVES/l);

$X_{MES,0}$: concentration de MES à l'affluent (mg MES/l);
 $X_{MVES,0}$: concentration de MVES à l'affluent (mg MVES/l);
 Q : débit d'affluent (m^3/d).

Notes :

- La contribution de la biomasse nitrifiante est négligée;
- Le coefficient Y_H devrait être exprimé avec des unités en adéquation avec celle du substrat;
- La concentration de MVES non biodégradables dans l'affluent $X_{MVESnb,0}$ peut être calculée à l'aide de l'équation 09.14. Des valeurs typiques sont par ailleurs présentées au Tableau 10.3.1-6 du chapitre 10.

Équation 09.14 :
$$X_{MVESnb,0} = \left[1 - \frac{1,6 (DBO_5C_0 - DBO_5C_{s,0})}{DCO_0 - DCO_{s,0}} \right] X_{MVES,0}$$

$X_{MVESnb,0}$: concentration de MVES non biodégradables à l'affluent (mg MVES/l);
 DBO_5C_0 : concentration de DBO_5C à l'affluent (mg/l);
 $DBO_5C_{s,0}$: concentration de DBO_5C soluble à l'affluent (mg/l);
 DCO_0 : concentration de DCO à l'affluent (mg/l);
 $DCO_{s,0}$: concentration de DCO soluble à l'affluent (mg/l);
 $X_{MVES,0}$: concentration de MVES à l'affluent (mg MVES/l).

9.4.2.2.5 Constantes cinétiques

Le modèle cinétique du premier ordre peut être utilisé avec plusieurs formes de substrat carboné, dont DCO_b , DBO_5 et DBO ultime. Le choix des constantes dépend alors du type de substrat considéré.

AXOR Experts-Conseils (AEC, 2010) a démontré que les constantes cinétiques recommandées par Metcalf & Eddy Inc. (2003) pour les systèmes de traitement par boues activées peuvent être utilisées pour prédire l'enlèvement de la DBO_5 dans le BCM. Ces constantes sont présentées au Tableau 9.4.2-1. AEC (2010) a effectué une validation du modèle cinétique d'ordre mixte proposé par Rich (1999) et Metcalf & Eddy Inc. (2003) en se basant sur le suivi de quatre systèmes municipaux d'étangs aérés avec un premier bassin complètement mélangé situés au Québec et recevant des eaux usées d'origine domestique.

Tableau 9.4.2-1 – Constantes cinétiques pour les bassins complètement mélangés

Paramètre	Unité	Gamme	Valeurs typiques
Y_H	g MVES/g DCO_b	0,30 – 0,50	0,40
$\mu_{H,max,20}$	$g\ MVES \cdot g^{-1}\ MVES \cdot d^{-1}$	3,0 – 13,2	6,0
K_S	mg DCO_b/l	5,0 – 40,0	20
$k_{d,H,20}$	$g\ MVES \cdot g^{-1}\ MVES \cdot d^{-1}$	0,06 – 0,20	0,12
f_d	g MVES/g MVES	0,08 – 0,20	0,15
$\theta_{\mu H}$	sans unité	1,03 – 1,08	1,07
θ_{kd}	sans unité	1,03 – 1,08	1,04

Comme pour les procédés de boues activées, les valeurs de μ_{max} et de k_d devraient être ajustées en fonction de la température de conception du BCM à l'aide de l'équation suivante :

Équation 09.15 :
$$cste(T^\circ) = cste(20^\circ C) \theta^{(T-20)}$$

où :

T = température de l'eau dans le BCM (°C) ;

θ = coefficient de température (voir Tableau 9.4.2-1 pour les valeurs typiques).

Si les eaux à traiter reçoivent un apport industriel important, on devrait établir les constantes biocinétiques à partir d'essais de respirométrie sur les eaux brutes effectués par un laboratoire accrédité. Il peut être nécessaire de valider les essais par différentes méthodes de détermination. Celles proposées pour chaque paramètre sont indiquées au Tableau 9.4.2-2. Les essais de respirométrie permettent de mesurer l'activité biologique, puis d'extrapoler certains paramètres cinétiques et la concentration de biomasse à l'effluent. D'après les résultats des essais réalisés lors de son étude, AEC (2010) recommande d'utiliser la méthode de Van Haandel et collab. (1995) avec l'ajout d'inhibiteur de nitrification et préconcentration des MVES à 1 000 mg/l.

Tableau 9.4.2-2 – Méthodes de détermination des paramètres cinétiques

(Adapté d'AEC, 2010)

Paramètre	Méthodes de détermination
Y_H	Sollfrank et Gujer (1991) Henze et collab. (1987)
$k_{d,H,20}$	Van Haandel et collab. (1998) Kappeler et Gujer (1992)
$\mu_{H,max,20}$	Wentzel et collab. (1995) Kappeler et Gujer (1992)
K_S	Kappeler et Gujer (1992)

9.4.2.2.6 Conversion entre DCO_b et DBO₅

Si les constantes cinétiques fournies au Tableau 9.4.2-1 qui sont exprimées en DCO_b sont utilisées dans les calculs (dont l'équation 09.07), il faut aussi exprimer la concentration de substrat carboné biodégradable à l'affluent en DCO_b pour être cohérent. Lorsque la concentration de DCO_b dans l'affluent du BCM n'est pas connue, il est recommandé d'utiliser le même facteur de conversion DCO_b/DBO₅ que pour les boues activées (chapitre 10) (AEC, 2010; M&E, 2003), soit :

Équation 09.16 : $DCO_{b,0} = 1,6 DBO_5 C_0$

où :

DCO_{b,0} : concentration de DCO biodégradable à l'affluent (mg/l);

DBO₅C₀ : concentration de DBO₅ à l'affluent (mg/l).

Lorsque les calculs autour du BCM sont effectués en DCO_b, il faut calculer par la suite la concentration de DBO₅C à l'effluent du BCM, car celle-ci est requise pour appliquer l'équation d'Eckenfelder (09.03) aux EA subséquents. L'équation suivante est proposée (AEC, 2010) :

Équation 09.17 : $DBO_5 C_e = 0,71 DCO_{b,e} + 0,56 X_H$

où :

DBO₅C_e : concentration de DBO₅C à l'effluent du BCM (mg/l);

DCO_{b,e} : concentration de DCO_b à l'effluent du BCM (mg/l);

X_H : concentration de biomasse active hétérotrophe dans le BCM (mg MVES/l).

9.4.2.3 Besoin en oxygène

Dans les EABCM, la demande en oxygène ne se répartit pas de la même manière que dans les étangs aérés. En effet, la DBO₅ soluble est transformée en biomasse cellulaire (MVES) dans le BCM. Comme la biomasse produite est maintenue en suspension, elle est transférée dans les étangs suivants. La demande en oxygène issue de la synthèse de masse cellulaire s'exerce donc principalement dans le BCM, tandis que celle découlant de la respiration endogène des MVES de l'affluent et de celles produites dans le BCM s'exerce dans les étangs suivants (Grady et collab., 1999).

La demande carbonée en oxygène (AOR_C) exercée pour la synthèse de la biomasse est de l'ordre de 0,7 g O₂/g DBO₅ à 1 g O₂/g DBO₅ soluble enlevée, selon le TRH dans le BCM. La DBO₅ soluble enlevée est obtenue à l'aide du modèle cinétique présenté à la section 9.4.2.2.

Pour ce qui est de la demande en oxygène dans les étangs aérés en aval, voir la section 9.4.4.4.

9.4.2.4 Critères de mélange

Le BCM est conçu pour que les solides demeurent en suspension; il est donc nécessaire d'y maintenir un certain niveau d'agitation. La puissance de mélange requise est fonction de plusieurs facteurs comme le type d'aérateurs ou de mélangeurs, la concentration de MES, la température de l'eau, la géométrie des bassins, etc. (Rich, 1999).

Certaines valeurs rapportées dans la littérature au sujet de la puissance de mélange requise dans le BCM sont de l'ordre de 6 W/m³ (Grady et collab., 1999 ; Rich, 1999). Cependant, lorsque la concentration de DBO₅ est élevée à l'entrée du système de traitement, la puissance d'aération nécessaire pour couvrir l'AOR_C peut être supérieure à celle requise pour l'agitation. À l'inverse, lorsque les eaux sont faiblement concentrées, la puissance de mélange requise peut être supérieure aux besoins de la biomasse.

Aérateurs mécaniques

Des formules empiriques définissent la puissance requise des aérateurs mécaniques en fonction de la concentration de MES dans le bassin. Pour que ces formules soient applicables, le bassin devrait avoir une profondeur de 3 à 4 m, son ratio longueur : largeur ne devrait pas être trop élevé, et les unités d'aération devraient être suffisamment petites pour que leurs périmètres d'action combinés couvrent la quasi-totalité de sa superficie (Rich, 1999).

Lorsque la concentration de MES dans le bassin est inférieure ou égale à 2 000 mg/l, on peut calculer la puissance requise des aérateurs mécaniques de la façon suivante :

Équation 09.18 :
$$P = 0,004 X_{MES} + 5$$

où :

P : puissance des aérateurs mécaniques (W/m³);
X_{MES} : concentration de MES dans le bassin (mg/l).

Une attention particulière doit être portée à l'espacement des aérateurs pour maintenir un niveau d'agitation uniforme dans le bassin. Généralement, un plus grand nombre de petits aérateurs est préférable à un nombre restreint d'aérateurs de plus grande puissance (Rich, 1999). Pour les étangs complètement mélangés, une autre option peut consister à prévoir une aération dans les pentes, particulièrement lorsque le volume d'eau est important au-dessus de celles-ci. Dans un tel cas, on peut utiliser des surpresseurs distincts pour les pentes et le fond de l'étang. Plusieurs installations fonctionnent avec un seul surpresseur et recourent à la fermeture partielle (craquage) de vannes.

Aérateurs par diffusion d'air

Pour maintenir des conditions de mélange complet avec des diffuseurs de fond dans les systèmes de boues activées, la littérature indique des valeurs variant de 0,010 à 0,015 m³ d'air.min⁻¹.m⁻³ de bassin. Certaines études rapportent des valeurs de 0,005 m³ d'air.min⁻¹.m⁻³ de bassin pour des lagunes à mélange complet à l'échelle pilote (Koutzell-Katsiri, 1987). Rich (1999) présente la formule suivante pour calculer le débit d'air requis par un système de diffusion d'air afin de maintenir les solides en suspension :

Équation 09.19 :
$$Q_a = 2,257 \cdot 10^{-3} + 9,244 \cdot 10^{-6} X_{MES} - 8,482 \cdot 10^{-10} (X_{MES})^2$$

où :

Q_a : débit d'air aux conditions standard (m³ d'air. min⁻¹.m⁻³ de bassin);

X_{MES} : concentration de MES dans le bassin (mg/l).

Malgré une aération de 6 W/m³ ou plus, Desjardins et collab. (2011) ont relevé une accumulation de boues de 5-10 % dans des bassins dits complètement mélangés. Les auteurs suspectent que cette boue est essentiellement minérale et attribuable au dépôt de sables qui ne peuvent pas être maintenus en suspension en raison de leur forte densité (en l'absence de dessablage en amont des étangs).

Il faut noter par ailleurs que les équipements d'aération évoluent et que de meilleures efficacités énergétiques que celles présentées dans la littérature datant d'une vingtaine d'années peuvent être obtenues. L'obtention d'un mélange complet avec des équipements de puissance moindre que les valeurs guides ou celles obtenues par les équations 09.18 et 09.19 devrait être démontrée comme possible par les manufacturiers. Le lecteur est invité à se référer à la section 4.4.7 du chapitre 4, qui traite du mélange des eaux dans un bassin.

9.4.3 RBGS en amont d'étangs aérés

Le RBGS est une technologie décrite en détail au chapitre 11. Le lecteur est invité à s'y référer pour concevoir le RBGS en amont des étangs aérés.

Un avantage du RBGS par rapport à un bassin complètement mélangé est que sa plus grande concentration de biomasse permet une exploitation à un TRH plus court, ce qui le rend plus compact et plus stable. De plus, contrairement à la conversion de la première cellule en bassin complètement mélangé, l'ajout d'un RBGS ne réduit pas le TRH dans les étangs aérés contribuant à l'enlèvement des coliformes fécaux et des MES. En revanche, les RBGS offrent une faible capacité tampon pour égaliser les charges hydrauliques et massiques.

9.4.4 Critères de conception des étangs aérés suivant le traitement biologique

9.4.4.1 Décantation des MES

Pour la conception des étangs aérés subséquents au traitement biologique, il faut considérer que celui-ci apportera une charge accrue de MES. Les solides maintenus en suspension dans le BCM décantent dans les étangs aérés suivants. L'étude d'AXOR Experts-Conseils (2010) portant sur quatre stations type EABCM a clairement souligné que cette décantation est très variable et dépend de facteurs qui n'ont pas été identifiés.

D'après les résultats des campagnes d'échantillonnage présentés dans l'étude d'AEC (2010), le pourcentage d'abattement des MES dans les étangs aérés suivant le BCM est d'environ 80 % en moyenne,

toutes concentrations à l'effluent du BCM⁴ et saisons⁵ confondues. Le pourcentage journalier d'abattement de MES variait de 40 % à plus de 90 %. Il est probable que la géométrie des bassins, le type de systèmes d'aération, la puissance d'aération par volume d'étang, la température, la concentration de MES dans l'affluent, le niveau de boues déjà accumulées et plusieurs autres facteurs influent sur la performance de décantation des étangs aérés suivant un traitement biologique. Des études supplémentaires devraient être effectuées pour identifier et modéliser adéquatement les mécanismes de décantation dans ces étangs.

Lorsque les mêmes données sont examinées selon l'ordre des cellules, il est possible de constater que l'efficacité de chacune d'elles demeure très variable. Dans la première cellule après le BCM, l'efficacité de la décantation présente une moyenne autour de 60 %, quelles que soient la concentration initiale de MES et la saison⁶. Dans la deuxième cellule et/ou dans la dernière, l'efficacité de la décantation semble fortement dépendante de la concentration initiale. Les performances propres à la deuxième⁷ et à la dernière cellules ont été d'environ 30 % lorsque les concentrations de MES à leur affluent étaient respectivement inférieures à 50 mg/l et 30 mg/l. En revanche, elles ont été d'environ 60 % pour des concentrations supérieures.

Par conséquent, le nombre de cellules en série installées en aval du BCM ainsi que le TRH dans celles-ci, notamment dans la portion non aérée de la dernière cellule, devraient être suffisants pour que la concentration de MES à l'effluent soit inférieure à 25 mg/l. Le bilan de masse effectué sur les MES devrait prendre en considération les MES dans l'eau brute et les MVES générées dans le BCM lors de la transformation de la DBO₅ soluble.

Peu de données sont disponibles pour évaluer la performance des étangs aérés lorsqu'ils suivent un traitement biologique. L'information sur les mécanismes de décantation des MES dans ces étangs est incomplète. Par conséquent, il est recommandé que le traitement biologique soit suivi d'un minimum de deux cellules qui offrent un TRH total d'au moins 12 jours au débit moyen annuel, auxquelles il faut ajouter un volume pour les boues et les glaces. On devrait également réaliser des vérifications pour des conditions de débit élevé (p. ex. en période de fonte), afin de garantir que les normes de rejet (p. ex. moyennes mensuelles ou trimestrielles) seront respectées en tout temps. Le dernier étang devrait comporter une zone de sédimentation (sans aération) d'un TRH de trois à quatre jours au débit moyen annuel. Si ces critères de conception ne sont pas respectés, on devrait installer un traitement de polissage de l'effluent en aval des étangs aérés pour assurer le respect de la norme de rejet de MES.

9.4.4.2 Accumulation des boues

Le volume des étangs aérés devrait permettre d'accumuler les boues pendant plusieurs années tout en conservant un volume liquide suffisant pour assurer le polissage de l'effluent. Le concepteur devrait estimer le volume des boues qui sera produit à l'aide d'un modèle reconnu⁸ et établir un programme de gestion de ces boues, dont la vidange risque d'être plus fréquente. Il faut tenir compte du fait qu'une quantité importante de la biomasse générée à partir de la DBO₅ soluble à l'étape du traitement biologique en amont sera ensuite transférée dans les étangs aérés.

⁴ Lors de l'étude, la concentration de MES à l'effluent du BCM a varié de 28 mg/l à 740 mg/l pour une moyenne de 210 mg/l (nombre de données = 82).

⁵ Échantillonnages réalisés à l'hiver, au printemps et à l'été.

⁶ La moyenne de 60 % ne tient pas compte des données printanières d'un étang de l'étude qui étaient négatives (de -91 % à -340 %), signes d'une remise en suspension et d'un entraînement des boues dans les étangs subséquents lors de la fonte (échantillonnage à la fin mars 2010).

⁷ Obtenues d'après l'échantillonnage d'une seule installation.

⁸ Utiliser l'équation 09.11 pour calculer la concentration de MES à l'effluent du BCM, supposer une décantation de 60 % de ces MES dans la cellule suivante puis supposer un enlèvement suffisant dans les cellules subséquentes pour atteindre la norme de rejet de 25 mg MES/l.

Comme ce type d'étangs vise plus particulièrement le traitement d'eaux usées comportant de fortes charges organiques, l'accumulation de MES dans les étangs aérés sera plus élevée. Le volume prévu d'accumulation des boues devrait donc être plus important que dans les étangs aérés classiques. Ainsi, il devrait être d'au moins 20 % dans la première cellule suivant le traitement biologique. Au besoin, on devrait prévoir un volume supérieur si la période de vidange attendue est trop fréquente. Le rehaussement de la conduite de sortie pourrait alors être nécessaire pour éviter le relargage de MES dans l'effluent.

9.4.4.3 Calcul de la DBO₅C résiduelle

Le rendement des étangs aérés pour l'enlèvement de la DBO₅ peut être déterminé à l'aide de l'équation 09.03. En s'appuyant sur les résultats de l'étude d'AXOR Experts-Conseils de 2014, Desjardins et collab. (2015) recommandent que :

- pour la première cellule suivant un traitement biologique, seulement 70 % de la DBO₅C soit considérée comme soumise à une dégradation biologique d'ordre 1 (modèle d'Eckenfelder). Une valeur de K_e (20 °C) de 0,2 d⁻¹ est suggérée (θ_{K_e} = 1,07). Les facteurs de correction normalement utilisés pour des étangs aérés demeurent requis pour tenir compte de l'hydrolyse et de la solubilisation des boues (décomposition anaérobie) dans cette cellule. La mise à jour des paramètres de l'équation 09.03 donne l'équation suivante :

Équation 09.20 :
$$DBO_5C_e = \frac{0,7 DBO_5C_0}{1 + K_e \tau} FC$$

où :

DBO₅C_e : concentration de DBO₅C à l'effluent de la première cellule suivant un traitement biologique (mg/l);
 DBO₅C₀ : concentration de DBO₅C à l'affluent de la première cellule suivant un traitement biologique (mg/l);
 K_e : taux d'enlèvement de la DBO₅C (d⁻¹);
 τ : temps de rétention hydraulique (d);
 FC : facteur de correction pour tenir compte de la DBO₅ produite par la décomposition anaérobie au fond de l'étang (voir valeurs à la section 9.2.2.2.1).

- pour les cellules subséquentes, on recommande l'utilisation de la valeur typique de 0,37 d⁻¹ pour K_e (20 °C). L'équation 09.03 s'applique et aucun facteur de correction FC n'est à appliquer.

La conception des étangs aérés devrait être faite sur les conditions de débit moyen correspondant aux périodes auxquelles s'appliquent les normes de rejet de DBO₅C pour garantir leur respect. Elle devrait aussi être vérifiée pour des conditions particulières de débit élevé (p. ex. débit du poste de pompage en situation de débordement lors d'une pluie hivernale) pour assurer le bon fonctionnement des ouvrages en toutes conditions.

9.4.4.4 Besoins en oxygène

Pour le calcul des besoins en oxygène (AOR) dans les étangs aérés subséquents au traitement biologique, il est nécessaire de tenir compte des éléments suivants :

- L'AOR_C exercée par la réduction de la DBO₅C résiduelle à l'effluent du traitement biologique en amont.
- L'AOR générée par la stabilisation benthique des MVES biodégradables de l'affluent et de celles produites par le traitement biologique en amont qui sont transférées dans les étangs aérés subséquents.
- L'AOR_N exercée par la nitrification. Que le traitement biologique en amont soit conçu ou non pour réaliser la nitrification, il faut concevoir les étangs aérés subséquents pour une nitrification complète (Desjardins et collab., 2015).

La détermination de l'AOR devrait être faite pour les différentes saisons comme dans le cas des étangs aérés. De même, la concentration d'oxygène dissous devrait minimalement être maintenue à 2 mg O₂/l.

Détermination de l'AOR_C dans la cellule suivant le traitement biologique

Desjardins et collab. (2015) recommandent de calculer l'AOR_C exercée par la réduction de la DBO₅C résiduelle sur la portion de DBO₅C contenue dans l'effluent du traitement biologique amont qui sera dégradée biologiquement, soit 70 % d'après la section 9.4.4.3. On devrait appliquer un taux de consommation d'oxygène de 1,5 g O₂/g DBO₅C, représentant la consommation pour l'enlèvement de la DBO₅C et la respiration endogène associée (voir section 9.2.2.4.1).

Desjardins et collab. (2015) ne proposent pas de calcul pour l'AOR_C exercée par les 30 % restants de DBO₅C résiduelle de l'effluent du traitement biologique en amont qui décantent puis qui sont digérés. Il est cependant possible de supposer que cette matière organique est aussi représentée par les MVES et que l'AOR exercée par les MVES englobe donc sa demande en oxygène.

La demande maximale en oxygène rapportée dans la littérature pour la stabilisation des boues dans les étangs aérés survient au printemps, ce qui est cohérent considérant la reprise printanière définie à la section 9.2.2.4. La stabilisation benthique des boues est un phénomène complexe comprenant des mécanismes aérobies et anaérobies, qui demeure stable tant que la concentration d'oxygène dissous dans l'étang est de 2 mg/l ou plus (Rich, 1999). Rich (1999) définit les taux de stabilisation benthique de la façon suivante :

Équation 09.21 : $B_{AE,T_b} = B_{AE,20} \theta_{BAE}^{(T_b-20)}$

Équation 09.22 : $B_{AN,T_b} = B_{AN,20} \theta_{BAN}^{(T_b-20)}$ (pour $T_b \leq 25$ °C)

Équation 09.23 : $B_{AN,T_b} = B_{AN,25}$ (pour $T_b > 25$ °C)

Équation 09.24 : $B_{tot,T_b} = B_{AE,T_b} + B_{AN,T_b}$

où :

B_{AE,T_b} : taux de stabilisation benthique aérobie à la température T_b (g solides biodégradables.m⁻².d⁻¹);

$B_{AE,20}$: taux de stabilisation benthique aérobie à 20 °C (g solides biodégradables.m⁻².d⁻¹);

θ_{BAE} : coefficient de température pour B_{AE} (adimensionnel);

T_b : température des boues (°C);

B_{AN,T_b} : taux de stabilisation benthique anaérobie à la température T_b (g solides biodégradables.m⁻².d⁻¹);

$B_{AN,20}$: taux de stabilisation benthique anaérobie à 20 °C (g solides biodégradables.m⁻².d⁻¹);

θ_{BAN} : coefficient de température pour B_{AN} (adimensionnel);

$B_{AN,25}$: taux de stabilisation benthique anaérobie à 25 °C (g solides biodégradables.m⁻².d⁻¹);

B_{tot,T_b} : taux de stabilisation benthique total à la température T_b (g solides biodégradables.m⁻².d⁻¹).

Le Tableau 9.4.4-1 fournit les valeurs typiques des paramètres de la stabilisation benthique. Rich (1999) recommande de considérer que la température des boues est inférieure de 2 °C à celle de l'eau dans les étangs.

Tableau 9.4.4-1 – Paramètres de la stabilisation benthique

Paramètre	Unité	Valeur typique
$B_{AE,20}$	g solides biodégradables.m ⁻² .d ⁻¹	30
$B_{AN,20}$	g solides biodégradables.m ⁻² .d ⁻¹	50
θ_{BAE}	-	1,07
θ_{BAN}	-	1,39

Source : Rich (1999)

Rich (1999) indique que les besoins en aération de la stabilisation benthique entrent souvent en conflit avec les limites d'aération imposées pour éviter la remise en suspension des solides. Par ailleurs, après la formation du dépôt de boues, les réactions anaérobies, qui démarrent avec un décalage par rapport aux réactions aérobies, réduisent la demande en oxygène. Ainsi, Rich (1999) suggère de considérer une demande maximale en oxygène surfacique pour la stabilisation benthique de 80 g O₂.d⁻¹.m⁻² de cellule (valeur conservatrice) et d'appliquer l'équation suivante pour déterminer la demande maximale en oxygène associée :

Équation 09.25 : $AOR_{sb,max} = B_{max} S$

où :

$AOR_{sb,max}$: demande maximale en oxygène pour la stabilisation benthique (g O₂/d);
 B_{max} : demande maximale en oxygène surfacique pour la stabilisation benthique (80 g O₂.d⁻¹.m⁻²);
 S : superficie du fond de la cellule (m²).

D'après les valeurs des paramètres fournis au Tableau 9.4.4-1, on considère une demande de 1 g O₂/g MVES pour la stabilisation benthique. À noter que les solides biodégradables sont assimilés aux MVES.

Grady et collab. (2011) associent la valeur de 80 g O₂.d⁻¹.m⁻² de cellule à un taux de charge moyen de 80 g MVES.d⁻¹.m⁻² de cellule. La fréquence de vidange des boues recommandée par les auteurs pour le taux d'aération et le taux de charge surfacique spécifiés est d'une fois tous les trois ans. Une période de stabilisation plus longue pourrait entraîner une demande supérieure à la valeur de 1 g O₂/g MVES pour la stabilisation benthique. Cette demande pourrait s'approcher de la valeur théorique requise pour l'oxydation complète de la masse cellulaire, soit 1,42 g O₂/g MVES détruites (M&E, 2003). La valeur de B_{max} pourrait alors atteindre 114 g O₂.d⁻¹.m⁻².

D'un point de vue saisonnier, la demande en oxygène pour la stabilisation benthique peut être calculée à l'aide des équations suivantes :

Équation 09.26 : $AOR_{sb} = B S$

Équation 09.27 : $B = B_{tot,T_b} T_{O/MVES}$

où :

AOR_{sb} : demande en oxygène pour la stabilisation benthique (g O₂/d);
 B : demande en oxygène surfacique pour la stabilisation benthique;
 S : superficie du fond de la cellule (m²);
 B_{tot,T_b} : taux de stabilisation benthique total à la température T_b (g solides biodégradables.m⁻².d⁻¹);
 $T_{O/MVES}$: taux de consommation d'oxygène pour la dégradation des MVES (g O₂/g MVES détruites).

Pour tenir compte de la remise en suspension des boues lors de la reprise printanière et assurer une marge de sécurité, la demande d'oxygène en période printanière pour la stabilisation des boues peut être majorée par un facteur de 1,2.

En résumé, il n'existe pas de modèle complet publié pour calculer l'AOR_C de la cellule suivant un traitement biologique (dit cellule n° 2). Plusieurs méthodes devraient être comparées. Les équations suivantes résument celles décrites dans les paragraphes précédents :

Équation 09.28 :
$$AOR_{C,C2} = 1,5 \left(\frac{0,7 DBO_5 C_0 Q}{1000} \right) + AOR_{sb,max}$$

Équation 09.29 :
$$AOR_{C,C2} = 1,5 \left(\frac{0,7 DBO_5 C_0 Q}{1000} \right) + AOR_{sb} FM$$

où :

AOR_{C,C2} : demande carbonée en oxygène de la cellule n° 2 (g O₂/d);

1,5 : taux de consommation d'oxygène pour la DBO₅C et la respiration endogène associée (g O₂/g DBO₅C);

DBO₅C₀ : concentration de DBO₅C dans l'affluent de la cellule n° 2 (mg/l);

Q : débit d'affluent (m³/d);

AOR_{sb,max} : demande maximale en oxygène pour la stabilisation benthique (g O₂/d);

AOR_{sb} : demande en oxygène pour la stabilisation benthique (g O₂/d);

FM : facteur de majoration saisonnier (au printemps, utiliser une valeur de 1,2).

Il est recommandé de comparer les résultats obtenus à l'aide de la méthode de détermination de l'AOR_C pour les étangs aérés (voir section 9.2.2.4.1).

Détermination de l'AOR_C pour les cellules subséquentes

La détermination de l'AOR_C pour les cellules subséquentes est réalisée au moyen de la même méthode que pour celle des étangs aérés (voir section 9.2.2.4.1).

Détermination de l'AOR_N

La détermination de l'AOR_N devrait se faire de la même façon que pour les étangs aérés (voir section 9.2.2.4.2).

9.4.5 Aménagements et compostantes

Pour les critères de conception relatifs à la géométrie des bassins, à l'alimentation des étangs, à la collecte de l'effluent et au transfert entre les étangs, voir les sections 9.2.3.2 et 9.2.3.3.

9.4.6 Performances épuratoires

Selon l'information disponible au ministère des Affaires municipales et de l'Habitation (MAMH), il y avait neuf stations d'épuration municipales du type EABCM au Québec en 2005. Il s'agissait de systèmes comportant de trois à cinq cellules et caractérisés par des TRH variant principalement entre 13 et 30 jours. Les débits moyens annuels variaient de 425 m³/d à 11 500 m³/d, et les concentrations moyennes annuelles de DBO₅ à l'affluent variaient de 75 mg/l à 700 mg/l. La plupart de ces stations recevaient une contribution significative d'eaux usées industrielles, comme il est possible de le constater au Tableau 9.4.6-1.

Tableau 9.4.6-1 – Description des EABCM au Québec en 2005

Station	Nombre total de cellules	TRH moyen ¹ (d)			Proportion de débit industriel ² (%)	Proportion de charge industrielle en DBO ₅ ² (%)
		BCM	Total	Cellules suivant le BCM		
A	5	2,7	24,8	22,1	50	nd
B	3	5,4	13,5	8,1	67	95
C	4	6,9	27,7	20,8	2	37
D	4	2,3	18,8	16,5	38	86
E	4	3,3	13,2	9,9	10	70
F	3	2,1	14,5	12,4	nd	nd
G	4	3,4	13,7	10,3	17	62
H	4	2,0	15,3	13,3	11	68
I	3	11,1	57,8	46,7	72	85

¹ Moyennes globales selon les données de 2004 et 2005, sauf pour la station G où seules les données de 2005 ont été étudiées.

² Selon les données de conception.

Les données de suivi d'exploitation indiquent qu'en considérant une moyenne trimestrielle, il est possible d'atteindre un rendement de 90 % ou une concentration de DBO₅ à l'effluent de 20 mg/l avec un système comportant au moins trois cellules et au moins 13 jours de TRH en incluant le BCM, et ce, même en hiver. On peut atteindre un rendement de 90 % ou une concentration de DBO₅ à l'effluent de 15 mg/l l'été.

Tous les systèmes d'étangs aérés précédés d'un traitement biologique devraient être en mesure d'atteindre les mêmes performances qu'un EABCM.

Si les étangs aérés subséquents au traitement biologique n'offrent pas un temps de rétention hydraulique de 12 jours minimum, on devrait prévoir un traitement de polissage subséquent pour assurer le respect de la norme de rejet de MES.

Si une désinfection est requise, le volume total des étangs (incluant le BCM, le cas échéant) devrait être suffisant pour atteindre la concentration de coliformes fécaux présentée au Tableau 9.4.6-2, conformément à l'approche proposée pour les étangs aérés (voir section 9.2.2.2.2). Dans le cas contraire, on devrait mettre en place une étape de désinfection en aval des étangs.

Tableau 9.4.6-2 – Coliformes fécaux à l’effluent des étangs aérés avec traitement biologique en amont

Système de traitement	Temps de rétention hydraulique (TRH) ¹	Concentration en coliformes fécaux
	(d)	(UFC/100 ml)
Traitement biologique en amont ² suivi d’étangs avec deux cellules	TRH > 12	10 000
Traitement biologique en amont ² suivi d’étangs à trois cellules ou plus	12 < TRH ≤ 20	2 500
	20 < TRH	1 000

¹ Le Ministère considère que le volume liquide total des étangs (y compris le bassin complètement mélangé en amont, le cas échéant) contribue au calcul du TRH pour l’enlèvement des coliformes fécaux. Le TRH des étangs se calcule en tenant compte de la réduction du volume par l’accumulation de boues et le couvert de glace, le cas échéant.

² Le traitement biologique en amont peut être un étang complètement mélangé (EABCM), un réacteur biologique à garnissage en suspension (RBGS) ou tout autre traitement biologique.

9.4.7 Installation

Voir la section 9.2.5.

9.4.8 Exploitation

Voir la section 9.2.6.

9.5 Étangs non aérés à vidange périodique

9.5.1 Caractéristiques

Les étangs non aérés (ENA) utilisés pour le traitement des eaux usées domestiques sont généralement de type facultatif. Ce sont de grands bassins en terre de profondeur moindre que les étangs aérés. Les étangs non aérés sont exploités en y accumulant les eaux usées et ils sont vidangés deux fois par année, soit une fois au printemps et une seconde fois à l'automne.

La faible profondeur des étangs non aérés se traduit par une augmentation de leur surface (à volume équivalent), ce qui favorise des conditions aérobies dans la couche supérieure de l'eau, sauf en période de couvert de glace. L'oxygénation se fait de façon naturelle au contact de l'atmosphère et aussi par les algues en période chaude qui produisent de l'oxygène par photosynthèse. La couche inférieure est anaérobie. Entre ces deux couches se trouve une zone intermédiaire facultative où on observe des conditions aérobies et anaérobies qui peuvent varier dans le temps et dans l'espace. Ces couches/zones ne sont pas toujours bien définies, surtout lorsque des mouvements verticaux sont induits par des courants de densité à certaines périodes de l'année. Les matières décantables s'accumulent au fond des étangs, surtout dans le premier, et forment une couche de boues dans la zone anaérobie.

Il s'agit d'une technologie simple et rustique qui existe depuis longtemps au Québec. En 2019, plus d'une trentaine de stations de ce type desservaient de petites municipalités (MELCC, 2021). Les étangs non aérés sont aussi largement utilisés ailleurs dans le monde, notamment aux États-Unis, qui comptent des milliers d'installations.

9.5.2 Critères de conception

9.5.2.1 Nombre d'étangs

Le système comporte généralement au moins deux étangs pouvant être exploités en série ou en parallèle. L'affluent peut être acheminé dans l'un ou l'autre des bassins ou les deux. Chaque étang est muni d'un dispositif d'ajustement du niveau d'eau à la sortie allant du niveau minimal à la suite d'une vidange jusqu'au niveau maximal d'accumulation. Chaque étang possède une capacité d'accumulation de trois mois. Les eaux séjournent donc six mois dans les étangs.

9.5.2.2 Superficie et volume

La littérature fait état de plusieurs méthodes empiriques reposant sur des modèles plus ou moins complexes pour concevoir des ENA. Ces modèles peuvent constituer une approche satisfaisante, mais leur utilisation est limitée en raison de la difficulté à déterminer les valeurs des coefficients ainsi que les conditions hydrauliques comme le taux de mélange dans les étangs.

L'approche préconisée consiste (Crites et Tchobanoglous, 1998) :

1. à déterminer la superficie minimale requise en se basant sur le taux de charge organique appliqué par unité de surface;
2. à prévoir un volume d'accumulation minimal de trois mois au-dessus de la hauteur d'eau minimale.

9.5.2.2.1 Superficie

Le taux de charge organique est établi de façon empirique d'après la littérature. Les valeurs recommandées pour le calcul de la superficie minimale au fond des étangs sont les suivantes :

- 11 kg à 22 kg DBO₅.ha⁻¹.d⁻¹ par rapport à la superficie totale des étangs (Crites et collab., 2014) ;
- au maximum 30 kg DBO₅.ha⁻¹.d⁻¹ par rapport à la superficie du premier étang, ou des premiers étangs s'il y en a plus d'un en parallèle en première étape de traitement.

9.5.2.2.2 Volume d'accumulation

On devrait minimalement déterminer le volume d'accumulation requis dans les étangs en cumulant, sur 180 jours, le débit moyen journalier d'eaux usées établi pour un horizon de 10 ans. Il faut s'assurer de disposer d'un volume suffisant pour accumuler les forts débits d'eaux parasites véhiculés par le réseau d'égouts, notamment lors de la fonte printanière. Les étangs devraient être conçus de manière à éviter tout débordement en dehors des périodes de vidange, et ce sur toute leur durée de vie utile.

9.5.2.2.3 Hauteur d'eau

La hauteur de marnage (hauteur requise pour l'accumulation de l'affluent) dans les étangs se calcule ensuite en divisant le volume d'accumulation par la superficie.

On devrait prévoir une hauteur de 0,3 m pour l'accumulation des boues au fond des étangs sur toute la surface calculée. Pour prévenir l'entraînement des boues décantées avec l'effluent lors de la vidange, on devrait maintenir une hauteur supplémentaire de liquide d'au moins 0,3 m au-dessus du niveau des boues. Ainsi, au volume utile requis pour accumuler les eaux usées sur une période de six mois, il faut ajouter le volume des boues et de la tranche de liquide morte qui totalisent 0,6 m de hauteur.

La hauteur minimale (h_{\min}) à laquelle le radier de la conduite de sortie peut être installé est donc de 0,6 m au-dessus du fond.

La hauteur d'eau maximale est calculée en sommant la hauteur de marnage et la hauteur d'eau minimale restante après une vidange. La hauteur d'eau maximale (incluant les 0,6 m de tranche morte et de boues) généralement recommandée dans la littérature se situe entre 1,8 m et 2,4 m. Si la superficie minimale préalablement déterminée sur la base du taux de charge organique ne permet pas un volume d'accumulation suffisant à l'intérieur d'une telle gamme de hauteur d'eau, alors la superficie au fond des étangs devrait être agrandie.

9.5.2.2.4 Volume total

Le volume liquide total minimal des étangs est donc défini par l'équation suivante :

Équation 09.30 :
$$V = V_0 + t_{\text{acc}} Q$$

où :

V : volume total des étangs (m^3) ;

V_0 : volume de la zone morte au début de l'accumulation (à 0,6 m du fond de l'étang) (m^3) ;

t_{acc} : durée d'accumulation (180 jours) ;

Q : débit d'affluent moyen 10 ans (m^3/d).

9.5.3 Aménagements et composantes

9.5.3.1 Géométrie

La pente typique des berges est de 3 H : 1 V. La hauteur de revanche recommandée au-dessus du niveau d'eau maximal est d'au moins 1,0 m (EPA, 1983). La largeur des digues au sommet est d'au moins 2,4 m et de préférence de 3,0 m. Comme dans le cas des étangs aérés, les parois intérieures devraient être protégées contre l'érosion.

La forme des étangs peut varier d'un cas à l'autre en tenant compte de la configuration du site. En général, il est préférable que les étangs aient une forme carrée pour favoriser une répartition de la charge sur toute la superficie. Dans le cas des étangs de forme rectangulaire, il est souhaitable d'orienter la plus grande dimension perpendiculairement à la direction des vents dominants.

Dans le premier étang d'un système en série ou dans chaque étang recevant directement l'affluent, on peut aménager une fosse ou zone plus profonde dans la partie amont pour recueillir le sable et les solides facilement décantables.

9.5.3.2 Alimentation des étangs et collecte de l'effluent

Une alimentation à points multiples favorise une meilleure répartition de l'affluent qu'une conduite d'alimentation unique. Si les étangs sont munis de fosses pour recevoir les solides facilement décantables, l'affluent devrait être dirigé vers celles-ci. La sortie devrait être localisée le plus loin possible de l'entrée.

Il est important d'installer un dispositif permettant un ajustement du niveau de vidange sur toute la hauteur d'exploitation prévue à la sortie des étangs. Ce dispositif devrait permettre la vidange graduelle du surnageant des étangs. Il devrait également permettre de contrôler le débit d'effluent de façon à éviter l'entraînement des matières déposées au fond des étangs.

9.5.4 Performances épuratoires

En plus des normes de rejet, les systèmes d'étangs non aérés à vidange périodique sont principalement assujettis à des exigences d'exploitation. Ces exigences fixent les périodes de l'année pendant lesquelles un déversement est permis (une au printemps et une à l'automne). Ces périodes sont déterminées pour chaque projet en tenant compte des contraintes de protection du milieu aquatique, mais aussi de la période où se forme un couvert de glace.

La concentration typique en DBO₅ à l'effluent d'un système d'étangs non aérés varie de moins de 20 mg/l à 40 mg/l (Ross et collab., 1981; US EPA, 1992; Crites et Tchobanoglous, 1998; WEF-ASCE, 1998). La concentration de MES, selon les mêmes références, varie de moins de 20 mg/l jusqu'à 100 mg/l, les valeurs les plus élevées coïncidant avec la période des plus fortes productions d'algues.

L'examen des résultats obtenus selon le protocole de suivi (échantillonnage au début et à la fin du deuxième tiers de la vidange) dans des installations du Québec montre que la concentration de DBO_{5C} et de MES à l'effluent est généralement inférieure à 25 mg/l. Selon les bilans de performance de 2017 à 2019, la concentration et le rendement moyens à l'effluent des étangs non aérés étaient de 9,4 mg/l et 86 % pour la DBO₅ ainsi que de 16,7 mg/l et 86 % pour les MES (MELCC, 2020a, 2020b et 2021).

Les étangs non aérés permettent un abattement significatif de la concentration de coliformes fécaux. Selon le bilan de performance de 2017 à 2019, les moyennes géométriques des concentrations dans 23 des 31 ENA suivis étaient inférieures à 1 000 UFC/100 ml (MELCC, 2020a, 2020b et 2021).

9.5.5 Installation

Les recommandations d'aménagement général d'une station d'épuration faisant l'objet du chapitre 18 s'appliquent aux installations de type étangs non aérés à vidange périodique. La distance recommandée des plus proches habitations est notamment abordée à la section 18.3.1. Les aspects relatifs à la géotechnique et à l'étanchéité des digues présentés pour les étangs aérés à la section 9.2.5 s'appliquent aussi aux étangs non aérés.

Un système de drainage devrait être installé au besoin pour assurer la stabilité des talus lors des vidanges périodiques.

Les structures d'entrée, de sortie et les conduites interconnectrices devraient être aménagées de manière à prévenir l'obstruction par les boues et les dommages liés au gel et à la présence de glace.

La déphosphatation chimique dans les ENA est décrite au chapitre 14 sur les nutriments. On y aborde notamment les aménagements et équipements de livraison et d'entreposage des produits chimiques ainsi que leur dosage dans les étangs au moyen d'une embarcation motorisée.

9.5.6 Exploitation

9.5.6.1 Vidange des étangs

On doit faire la vidange à l'intérieur des périodes permises par le MELCCFP et noter les dates de début et de fin. Les périodes de vidange ainsi que les autres conditions d'autorisation sont spécifiées dans l'autorisation ou l'attestation d'assainissement municipale.

Lors de la vidange d'automne, il est recommandé de maintenir un certain niveau de liquide au-dessus de la couronne des conduites interconnectrices pour prévenir les bris lors de la prise de la glace. À la fin de l'hiver, la glace peut atteindre une épaisseur de l'ordre de 0,5 à 0,6 m.

Puisqu'il n'y a aucun apport d'oxygène dans les étangs non aérés en hiver à cause du couvert de glace, l'effluent qui est déversé pendant cette période pourrait être toxique en raison de son contenu en sulfures d'hydrogène et en azote ammoniacal. Il ne devrait pas y avoir de déversement d'effluent des étangs non aérés en hiver pendant au moins deux semaines, et de préférence trois semaines, après la disparition complète du couvert de glace. Il faut donc s'assurer de disposer d'un volume utile suffisant à l'automne pour permettre l'accumulation des eaux usées pendant cette période.

Le taux de vidange (débit d'effluent) devrait être réglé de façon à éviter l'entraînement des matières déposées au fond des étangs et à assurer l'intégrité physique des ouvrages. Il faut être d'autant plus vigilant lors de la vidange du dernier tiers de l'étang. On devrait noter dans un registre les niveaux d'eau au début et à la fin des périodes de vidange ainsi que les volumes correspondants.

Lorsqu'on doit faire une déphosphatation, on ajoute du coagulant avant chaque vidange en respectant un délai suffisant avant l'évacuation du surnageant pour favoriser la sédimentation des précipités (voir chapitre 14 – section 14.1.3.4).

On devrait prévoir une vidange des boues dès que la distance entre leur niveau et celui du radier de la conduite de sortie est inférieure à 0,3 m.

9.5.6.2 Autres

La stabilité des talus et des digues devrait être vérifiée visuellement. On doit procéder à un entretien général des lieux et à une limitation de la prolifération de la végétation sur les digues.

On devrait fournir à l'exploitant un manuel qui décrit le fonctionnement du système, les tâches à accomplir et leur fréquence. Ce manuel d'exploitation devrait indiquer notamment les périodes de vidange, les niveaux d'exploitation, le débit de vidange maximal et les mesures à prendre pour ne pas dépasser ce débit.

9.5.7 Résumé

SOMMAIRE – ÉTANGS NON AÉRÉS

Taux de charge organique	
sur la superficie totale	11 kg à 22 kg DBO ₅ .ha ⁻¹ .d ⁻¹
sur le premier étang	30 kg DBO ₅ .ha ⁻¹ .d ⁻¹ maximum
Hauteur d'eau	
minimum à la fin de la vidange	0,6 m
maximum avant une vidange	1,8 à 2,4 m
Géométrie	
Pente des berges	3 H : 1 V
Revanche	1,0 m
Largeur du sommet des digues	≥ 2,4 m (3 m de préférence)

PRÉLIMINAIRE

9.6 Références bibliographiques

AXOR EXPERTS-CONSEILS (AEC) (2010). *Détermination des paramètres biocinétiques pour la conception d'étangs aérés complètement mélangés*, rapport préparé pour la Municipalité de Rigaud et le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, 220 p. et annexes, www.mamrot.gouv.qc.ca/infrastructures/documentation-et-liens.

BOUCHARD, R., S. LEROUÉIL et G. MARCHAND (1995). *Aspects géotechniques des étangs pour l'épuration des eaux usées municipales*, Techmat inc.

CONSULTANTS BPR (1992). *Étangs aérés non conventionnels*, SQAE, MENV.

CRITES, R., et G. TCHOBANOGLOUS (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering.

CRITES, R., E. J. MIDDLEBROOKS, R. K. BASTIAN et S. C. REED (2014). *Natural wastewater treatment systems*, 2^e éd., CRC Press.

DESJARDINS, M.-A., J. CORMIER, D. HOUWELING et Y. COMEAU (2005). « Modélisation de l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés », *Vecteur Environnement*, vol. 38, n° 2, p. 30-40.

DESJARDINS, M.-A., B. ALIBERT, I. R. FERNANDEZ, D. HOUWELING et Y. COMEAU (2011). « Conception d'étangs aérés "complètement mélangés" : comparaison des modèles d'ordre 1 et d'ordre mixte », *Vecteur Environnement*, septembre, p. 34-42.

GRADY, C. P. L., G. T. DAIGGER et H. C. LIM. (1999). *Biological wastewater treatment*, 2^e éd., New-York, Marcel Dekker Inc., 1 076 p.

HÉBERT, M. (2015). *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : critères de référence et normes réglementaires*, Gouvernement du Québec, 216 p.

HOUWELING, D., L. KHAROUNE, A. ESCALAS et Y. COMEAU (2008). « Dynamic modelling of Nitrification in an aerated facultative lagoon », *Water Research*, vol. 42, p 424-432.

INFO-CLIMAT (2022). *Précipitation totale : évaporation*, document de travail, Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs.

KOUZELL-KATSIRI, A. (1987). « Design optimization for dual power aerated lagoons », *Journal of WPCF*, vol. 59, n° 9, p. 826-832.

LAVALLÉE, B., A. ROSEBERRY, R. BOUDREAU, D. DROLET, M. GÉLINEAU et D. MARTEL, (2016). *Étangs aérés facultatifs : exigences en coliformes fécaux*, note technique interne, MDDELCC-MAMOT.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC) (2019). *Attestation d'assainissement municipale : références techniques pour la première attestation d'assainissement municipale*, [En ligne], 64 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC) (2020a). *Bilan de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées pour l'année 2017*, [En ligne], 74 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC) (2020b). *Bilan de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées pour l'année 2018*, [En ligne], 77 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC) (2021). *Bilan de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées pour l'année 2019*, [En ligne], Québec, 79 p.

METCALF & EDDY INC. (M&E) (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, 3^e éd., New York, NY, McGraw-Hill Education.

METCALF & EDDY INC. (M&E) (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4^e éd., New York, NY, McGraw-Hill Education, 1 819 p.

OURANOS. (2022). *Portraits climatiques*, [En ligne], <https://www.ouranos.ca/fr/portraits-climatiques>, (consulté le 2022/12/13).

PAYMENT, P. (2003). *Enlèvement des microorganismes pathogènes et des bactéries indicatrices par les stations de traitement des eaux usées municipales situées sur la rivière des Milles Îles*, INRS-Institut Armand-Frappier, Université du Québec, Ministère de l'Environnement, 152 p.

PROULX, C. (2013). *Critères de conception d'un étang aéré recevant une charge accrue en matières particulaires biodégradables*, mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal.

RÉSEAU ENVIRONNEMENT. (2022). *Guide de bonnes pratiques de gestion et d'exploitation des étangs aérés*, 280 p.

RICH, L. G. (1999). *High Performance Aerated Lagoon Systems*, Annapolis, MD, American Academy of Environmental Engineers, 216 p.

ROSS, S. A., P. H. M. GUO et B. E. JANK (1981). *Conception et sélection de petits systèmes d'épuration des eaux usées*, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, rapport EPS 3-WP-80-3F.

SHILTON, A. (2006). *Pond treatment technology*, IWA Publishing.

TREMBLAY, M., B. ALIBERT, M.-A. DESJARDINS, R. LAFOND et Y. COMEAU (2020). « Enlèvement de la matière organique par les étangs aérés facultatifs au Québec : facteurs influençant la performance », *Vecteur Environnement*, septembre, p. 46-53.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (1979). *Performance of aerated lagoon in northern climates*, EPA-600/3-79-003, Corvallis, OR, Environmental Research Laboratory, 190 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (1992). *Manual Wastewater Treatment/Disposal for Small Communities*, EPA/625/R-92/005, Cincinnati, OH, Office of Research and Development Center for Environmental Research Information, Office of Water, Washington, D.C., Office of Wastewater Enforcement and Compliance.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (2011). *Principles of design and operations of wastewater treatment pond systems for plant operators, engineers, and managers*. EPA/600/R-11/088nd, Cincinnati, OH, Office of Research and Development, 457 p.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION et AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS (WEF-ASCE) (1998). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*, 4^e éd., Water Environment Federation Manual of Practice 8, ASCE Manual and Report on Engineering Practice n° 76.



**Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs**

Québec 