

Titre:	Détermination expérimentale des critères de chaulage pour la rétention du phosphore du surnageant de bassin d'épaississement et de stockage de boues piscicoles
Auteur:	Daniel Gagnon
Author:	
Date:	2014
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence:	Gagnon, D. (2014). Détermination expérimentale des critères de chaulage pour la rétention du phosphore du surnageant de bassin d'épaississement et de stockage de boues piscicoles [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
Citation:	PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/1386/

Document en libre accès dans PolyPublie

Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/1386/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Yves Comeau
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

DÉTERMINATION EXPÉRIMENTALE DES CRITÈRES DE CHAULAGE
POUR LA RÉTENTION DU PHOSPHORE
DU SURNAGEANT DE BASSIN D'ÉPAISSISSEMENT ET DE STOCKAGE
DE BOUES PISCICOLES

DANIEL GAGNON

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

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
AVRIL 2014

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

DÉTERMINATION EXPÉRIMENTALE DES CRITÈRES DE CHAULAGE
POUR LA RÉTENTION DU PHOSPHORE
DU SURNAGEANT DE BASSIN D'ÉPAISSISSEMENT ET DE STOCKAGE
DE BOUES PISCICOLES

présenté par : GAGNON Daniel

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

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

M. BARBEAU Benoit, Ph.D., président

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

M. MARCOTTE Dominic, M.Sc., membre

DÉDICACE

À Christine, mon épouse depuis plus de 25 ans.

Tu as toujours maintenu l'espoir de me voir terminer cette maîtrise que j'ai commencée alors que nous n'étions pas encore mariés...

REMERCIEMENTS

À M. Francisc Ardelean, étudiant gradué, pour son coup de main dans les premiers moments du projet. À M. Yves Boulanger propriétaire de la Pisciculture des Alléghanys¹ ainsi que M^{me} Doris Brodeur et MM. Clément et Normand Roy propriétaires de la Ferme Piscicole des Bobines. À MM. Robert Champagne et Dominic Marcotte, ingénieurs au ministère de l’Agriculture, des Pêches et de l’Alimentation du Québec, pour les nombreuses discussions et leur support lors des essais sur le terrain. À M^{me} Mélanie Bolduc et M. Denis Bouchard, technicienne et technicien au laboratoire de l’École Polytechnique de Montréal, pour leur aide et leur gentillesse lors des nombreux essais et analyses au laboratoire. À mes chefs de service du ministère du Développement durable, de l’Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, qui m’ont soutenu dans cette démarche à résoudre des problèmes concrets. À la Société de recherche et de développement en aquaculture continentale Inc. (SORDAC) pour l’appui financier ainsi qu’à M. Pierre Dubé et M^{me} Stéphanie Houle, coordonnateurs scientifiques à la SORDAC, pour leur patience. Et enfin, à M. Yves Comeau, professeur à l’École Polytechnique de Montréal et directeur de ma maîtrise pour ses conseils toujours à propos et ses encouragements soutenus malgré la longue période de réalisation.

Je ne peux pas passer sous silence M. Yvon Béland, ingénieur au ministère de l’Environnement durant de nombreuses années. Il m’a notamment recommandé de lire fréquemment des articles scientifiques, en m’indiquant qu’en quelques minutes ou quelques heures, tu as accès aux résultats de plusieurs semaines, voire même de plusieurs années de recherche et de réflexion. En produisant ce présent mémoire, j’ai compris toutes les dimensions de cette judicieuse recommandation.

¹ La pisciculture a changé d’appellation pour Pisciculture des Monts de Bellechasse inc

RÉSUMÉ

L'activité piscicole produit une eau contenant notamment des matières en suspension (MES) qui renferment du phosphore (P) sous forme de phosphore particulaire (Pp). Des zones de décantation ou des tamis rotatifs, utilisés pour traiter les eaux de procédés de productions piscicoles intensives, retiennent des MES, mais dans un volume de boue trop important pour être stocké durant les six mois d'hiver précédent l'épandage printanier. Conséquemment, les boues brutes très liquides sont dirigées vers un bassin d'épaississement et de stockage des boues (BESB). Ce BESB permet d'obtenir une siccité des boues supérieure à 4 %, mais environ 50 % du phosphore total (Pt) des boues brutes initiales peuvent s'échapper dans le surnageant. Une partie des pertes du phosphore est associée à l'incapacité usuelle d'un épaississeur à retenir la totalité des particulaires. Toutefois, la majorité des pertes en phosphore au BESB est due à la solubilisation du Pp, sous forme de phosphore dissous (Pd), des suites de la baisse de pH engendrée par la fermentation des boues épaissies. Le Pd, qui contient les d'orthophosphates (o-PO₄), migre alors vers le surnageant en excès et s'additionne aux Pp, non retenues lors de l'épaississement, pour s'écouler au milieu récepteur si rien d'autre n'est fait.

Les o-PO₄, à pH élevé, peuvent réagir avec le calcium (Ca) pour former des composés insolubles comme l'hydroxyapatite « Ca₅(PO₄)₃OH ». La chaux vive « CaO » ou hydratée « Ca(OH)₂ » contient du calcium et peuvent hausser à plus de 10 le niveau de pH, soit deux éléments nécessaires à la réduction du phosphore à pH alcalin.

Les essais de chaulage en laboratoire, sur une eau usée synthétique, ont montré une réduction importante des o-PO₄, mais variable pour le phosphore total (Pt). Pour atteindre une réduction de 90 % du Pt, le surnageant devrait contenir minimalement 20 mg P/L d'o-PO₄ avant chaulage et un pH de 10 après chaulage, ou 15 mg P/L d'o-PO₄ et un pH de 11 ou 5 mg P/L d'o-PO₄ et un pH de 12, et ce, lors de conditions qui n'ont pas été toutes optimales. Une minute au mélangeur rapide à la puissance de 180 W/m³ suffirait pour disperser la chaux hydratée ou un lait de chaux dosé à 0,65 g Ca(OH)₂/L de solution chaulée, mais ce niveau de mélange s'est montré insuffisant pour la concentration de 0,56 g CaO/L en poudre. La floculation ne serait pas nécessaire lors de bonnes conditions (concentration minimale d'o-PO₄ avant chaulage, niveau suffisant de mélange et niveau suffisant de pH après chaulage), mais si elle est réalisée, la durée maximale ne devrait

pas excéder cinq minutes à faible puissance ($\leq 0,53 \text{ W/m}^3$). Une vitesse de décantation d'environ 0,4 m/h a été appropriée pour réduire de 90 % le Pt, suite à la formation de phosphate de calcium particulaire dans de bonnes conditions.

Le premier essai de chaulage, à échelle réduite, d'un échantillon prélevé à mi-hauteur du surnageant du BESB de la Ferme Piscicole des Bobines, a donné 95 % de réduction des o-PO₄, mais uniquement 32 % de réduction du Pt, au pH de 11 après chaulage, et ce, malgré une très faible vitesse de décantation de 0,05 m/h. La cause probable est la faible concentration initiale d'o-PO₄, soit 2,2 mg P/L, qui a produit des particules dont la décantation était très lente. Cette faible concentration d'o-PO₄ du surnageant est due à une boue brute trop liquide entrante au BESB. Le deuxième essai, toujours à échelle réduite, a donné 99 % de réduction des o-PO₄ et 92 % du Pt pour une concentration de 12 mg P/L d'o-PO₄ avant chaulage et un pH de 10,5 après chaulage. Le dosage a été de 0,39 g Ca(OH)₂/L avec quatre minutes de mélange rapide à la puissance de 270 W/m³, six minutes de flocculation à la puissance élevée de 43 W/m³ et une vitesse de décantation à 0,5 m/h. La concentration de 12 mg P/L d'o-PO₄ dans le surnageant du BESB fut obtenue en prélevant plus profondément, soit à l'interface « boues épaissies » et « surnageant éclairci ».

Pour obtenir une concentration suffisamment élevée d'o-PO₄ dans le surnageant en excès d'un BESB, les boues brutes entrantes ne doivent pas être trop diluées. La concentration minimale varie de 1,5 à 3,0 g MES/L selon les cas. Comme les boues brutes sont typiquement inférieures à 1,0 g MES/L à la Ferme Piscicole des Bobines, il faudrait ajouter un concentrateur en amont du BESB, mais cela ajoute un surnageant, avec perte de Pp et de Pd. Le temps de séjour des boues concentrées devra être réduit au minimum afin de limiter une solubilisation possible du Pp au concentrateur. Une pisciculture dont le ratio de rejet avant traitement serait de 6,5 kg P/tonne de production, pourrait obtenir un rejet inférieur à 4,0 kg P/tonne de production, soit meilleur que la limite de 4,2 kg P/tonne au Québec, si les pertes sont limitées à 25 % du Pt au concentrateur, que le BESB conserve minimalement 40 % du phosphore reçu et que le chaulage capture 90 % du Pt des 60 % entraîné par le surnageant en excès du BESB.

Le pH final à l'effluent piscicole doit toutefois être inférieur à 8,5 afin de contrer l'effet néfaste de l'azote ammoniacal des rejets piscicoles dans le milieu récepteur. Il ne faut pas trop chauler ni produire trop de volume de surnageant, car la dilution avec le débit principale de la pisciculture

pourrait être insuffisant, et la limite du pH de 8,5 à l'effluent piscicole pourrait être dépassée. Il n'a jamais été nécessaire d'excéder 1 g Ca(OH)₂/L lors des différents chaulages de surnageant de BESB.

Le coût unitaire d'un traitement des boues par chaulage (concentration, BESB des boues brutes, chaulage du surnageant, nouveau BESB de boues brutes) est estimé à environ 0,10 \$/kg de poisson pour la Ferme Piscicole des Bobines. Ce coût se répartit à 5 % pour l'électricité, à 9 % pour la chaux, à 34 % pour l'amortissement des équipements et à 52 % pour la main-d'oeuvre. Une fois les dépenses soustraites des revenus, le coût estimé pour le système de traitement des boues brutes représente environ 23 % du bénéfice avant impôt selon une analyse générique des coûts de revient en absence de toute subvention. Il est bon de noter qu'une boue brute initiale suffisamment concentrée, comme dans certains cas de piscicultures avec plus de zones de décantation et moins de tamis, n'aurait pas nécessairement besoin de l'étape de concentration avant le BESB, ce qui permettrait une réduction des coûts d'infrastructures.

Le chaulage du surnageant d'un BESB de production piscicole intense apparaît un traitement techniquement et économiquement adéquat pour limiter suffisamment les pertes de phosphore à l'effluent de piscicultures intensives manipulant fréquemment des boues, comme celles avec des zones de décantation et/ou des tamis installés sur l'eau de procédé. Ces piscicultures sont typiquement associées à la production de la truite arc-en-ciel représentant plus du tiers de toute la production piscicole au Québec.

ABSTRACT

Fish farming generates effluent water containing total suspended solids (TSS) that include phosphorus (P) in form of particulate phosphorus (Pp). Settling zones and rotary screens are used in intensive fish production farms to retain some TSS, but the volume of raw liquids slurries produced is too large to be six months of winter storage until spreading. Consequently, these raw liquid slurries are sent to thickening and sludge storage tanks (TSST), “BESB” in French. This TSST thickens the sludge to more than 4% dryness, but an average of 50% of the total phosphorus (Pt) of the initial sludge sent to TSST can escape into the supernatant as dissolved phosphorus (Pd) or orthophosphate (o-PO₄) as a result of anaerobic sludge hydrolysis. Moreover, some particulate phosphorus losses are associated with the limited solids capture efficiency of a thickener.

At a high pH, o- PO₄, can react with calcium (Ca) to form precipitates such as hydroxyapatite, Ca₅(PO₄)₃OH. Quick lime, CaO, or hydrated lime, Ca(OH)₂, contains calcium and can increase the pH level which are the two necessary elements to precipitate phosphate.

Laboratory tests conducted with lime and a synthetic phosphate wastewater showed an effective precipitation of o-PO₄, but a variable removal of total phosphorus (Pt). To achieve 90% reduction in Pt, the supernatant needed to contain at least 20 mg o-PO₄-P/L before liming at pH 10, or 15 mg o-PO₄-P/L at pH 11, or 5 mg o-PO₄-P/L at pH 12. One minute of flash mixing at a specific power of 180 W/m³ was enough for the hydrated lime (Ca(OH)₂) or a lime slurry tested at 0.65 g Ca(OH)₂/L, but this level of power was not sufficient for quick lime at 0.56 g CaO/L. Flocculation was not necessary under the right conditions (minimum concentration of o- PO₄ before liming, minimum flash mixing and high enough pH after liming), but if it is carried out, the maximum power supplied should be low (e.g. 0.53 W/m³). A settling rate of about 0.4 m/h allowed to obtain 90% Pt removal.

An on site pilot test with lime was conducted with the TSST supernatant at the fish farm “Ferme Piscicole des Bobines”. The supernatant was sampled at mid-depth, contained 2.2 mg o-PO₄-P/L, the pH after liming reached 11 and the settling velocity was very low at 0.05 m/h. The resulting o-PO₄ removal efficiency was 95%, but that of Pt was only 32 %. The low o-PO₄ supernatant concentration was due to a high liquid volume of rotary screens slurries entering the TSST. A

second liming test was conducted with a TSST sample taken deeper and closer to the sludge bed. The sample contained 12 mg o-PO₄-P/L, and was treated with a liming dose of 0.39 g Ca(OH)₂/L, four minutes of flash mixing at 270 W/m³, six minutes of flocculation at high level of 43 W/m³ and 0.5 m/h settling period. The pH after liming was 10.5. The o-PO₄ and Pt removal were 99% and 92%, respectively.

To maintain a high level o-PO₄ in the TSST supernatant, the rotary screens slurries should not be too much diluted, ideally reaching a TSS concentration of 1500 to 3000 mg/L. At the Ferme Piscicole des Bobines the screenings TSS is usually less than 1000 mg TSS/L, justifying the need to add a sludge thickener, itself with limited solids capture efficiency. The retention time of slurries would have to be reduced to the minimum in order to limit phosphorus solubilization.

A fish farm with a discharge ratio of 6.5 kg P/ton of production ratio that would limit its Pt loss from the thickener to 25%, capture at least 40% of Pt in the storage tank and capture by liming 90% of Pt of the 60% escaping into the supernatant would discharge 4.0 kg P/ton, just under the Quebec limit of 4.2 kg P/ton.

The final pH before discharge to the environment must be less than 8.5 in order to limit the toxic effect of ammonia nitrogen in the receiving stream. The lime dosage and the flowrate of limed supernatant should not be excessive to allow proper dilution of this high pH stream in the effluent main stream. It was never necessary to exceed a dosage of 1 g Ca(OH)/L in all tests with fish farm supernatants.

The unit cost of treatment with TSST liming was estimated at \$ 0.10/kg of fish produced, accounting for the thickener, raw slurries storage, liming, and a new TSST for alkaline slurries, for the fish farm Ferme Piscicole des Bobines. The cost was split into 5% electricity, 9% for lime, 34% for equipment amortization and 52% for labor. Once the expenses are deduced from the revenue, the estimated cost represented 23% of the profits according to a generic analysis of production costs without accounting for possible financial governmental assistance and tax return credits. Should the raw sludge slurry be concentrated enough (e.g. from a settling basin), no thickener would be needed before the TSST, thus reducing equipment costs. Thickening and liming the TSST supernatant for intensive fish farming offers a technically and economically sound treatment technology to reduce effluent phosphorus discharge, especially for farms which

frequently have to handle sludge, such as those with settling zones and/or rotary screens. These farms are typically associated with the production of rainbow trout, which represents more than one third of all fish production in Quebec.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XVII
LISTE DES ANNEXES.....	XIX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 Hypothèse.....	2
1.3 Objectifs	2
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	3
2.1 Phosphore.....	3
2.2 Production piscicole au Québec, besoin en eau, source de phosphore et d'azote.....	5
2.2.1 Production	5
2.2.2 Besoin en eau	7
2.2.3 Phosphore	8
2.2.4 MES et phosphore particulaire.....	10
2.2.5 Azote	10
2.3 Encadrement de l'activité piscicole au Québec.....	12
2.3.1 Phosphore	12
2.3.2 Critères généraux de toxicité pour le pH et azote ammoniacal.....	15
2.4 Rétention des MES et du phosphore particulaire	18
2.5 Solubilisation du phosphore particulaire.....	21
2.6 Précipitation chimique du phosphore par chaulage.....	25
2.6.1 Chaux	25
2.6.2 Formation de composés de phosphore particulaire et niveau de pH.....	30
2.6.3 Influence de l'alcalinité et du pouvoir acide	36

2.6.4	Co-précipités au phosphate de calcium	41
2.6.5	Mélange rapide, flocculation, vitesse de chute des précipités et boues	43
2.6.6	Résumé de la précipitation chimique du phosphore par chaulage	46
2.7	Chaulage du surnageant des boues plutôt que l'ensemble des boues	48
2.7.1	Chaulage de l'ensemble des boues	48
2.7.2	Chaulage du surnageant du bassin de stockage des boues – sujet du présent mémoire	51
2.8	Niveau de rentabilité d'une pisciculture	53
CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES		55
3.1	Contexte des essais au laboratoire sur une eau usée synthétique	56
3.1.1	Choix de l'eau et du sel de phosphate	56
3.1.2	Effet du sel de phosphate sur le pH et l'alcalinité de l'eau du robinet	56
3.1.3	Chaulages théoriques d'eaux usées synthétiques	57
3.1.4	Choix des types de chaux	61
3.1.5	Équipements et matériaux utilisés au laboratoire	62
3.2	Contexte des essais à la Ferme Piscicole des Bobines	64
3.2.1	Conditions initiales à la pisciculture	64
3.2.2	Équipements et matériaux utilisés à la pisciculture des Bobines	70
3.3	Méthodes analytiques	72
CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS		73
4.1	Chaulage d'eau usée synthétique – Essais	73
4.1.1	Effet des o-PO ₄ et des types de chaux sur les variations de pH	74
4.1.2	Effet du mélange rapide et de la température sur l'accroissement du pH	82
4.1.3	Effet de la flocculation sur la réduction des MES et du Pt	89
4.1.4	Effet de la Cs sur la réduction du Pt et la descente du voile de boue	93
4.1.5	Effet des o-PO ₄ initiaux et du pH sur la réduction des MES et du Pt	96
4.2	Chaulage du surnageant de la pisciculture des Bobines - Essais	104
4.2.1	Capture du phosphore total	104
4.2.2	Baisse du pH du surnageant chaulé après dilution - Essais	110
4.3	Chaulage du surnageant de la pisciculture des Alléghanys – Complément d'informations	113

4.4	Synthèse des résultats sur la déphosphatation par chaulage	116
4.5	Piste de solution - Pisciculture des Bobines.....	121
4.5.1	Recommandations de conception issues de la recherche	121
4.5.2	Bilan des rejets et schémas des installations	124
4.5.3	Aspects économiques	127
	CONCLUSION	129
	RÉFÉRENCES	131
	ANNEXES	137

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Influence du pH et de la température sur l'azote ammoniacal libre.....	11
Tableau 2.2 : Solubilisation du phosphore	21
Tableau 2.3 : Caractéristiques de différents types de chaux commerciales	27
Tableau 2.4 : Niveau de pH et de concentration de chaux hydratée pure dissoute	28
Tableau 2.5 : Précipités de phosphate de calcium en solution basique.....	30
Tableau 2.6 : Critères du mélange rapide et de la flocculation.....	43
Tableau 2.7 : Puissance correspondante à des niveaux d'agitation.....	45
Tableau 2.8 : Prix d'immobilisation et de revient de productions piscicoles	53
Tableau 3.1 : Déroulement temporel du projet	56
Tableau 3.2 : Valeurs mesurées de l'eau du robinet et des eaux usées synthétiques	56
Tableau 3.3 : Chaulages théoriques d'eaux usées synthétiques pour atteindre pH 10 et 11	58
Tableau 3.4 : Concentration théorique maximale d'o-PO ₄ pouvant précipiter selon le calcium disponible dans une eau usée synthétique chaulée.....	60
Tableau 3.5 : Détermination des pourcentages de chaux disponible de quatre chaux	61
Tableau 3.6 : Équipements et matériaux utilisés au laboratoire.....	63
Tableau 3.7 : Caractérisations au BESB sans concentrateur en fonction.....	67
Tableau 3.8 : Équipements et matériaux utilisés à la pisciculture des Bobines	71
Tableau 3.9 : Procédures analytiques.....	72
Tableau 4.1 : Chaulage nécessaire selon le type de chaux et les concentrations o-PO ₄	75
Tableau 4.2 : Ratio massique de la chaux sur les o-PO ₄	78
Tableau 4.3 : Valeurs d'abscisses à l'origine à quatre pH et quatre types de chaux.....	79
Tableau 4.4 : Évaluation de l'effet tampon de l'eau usée artificielle.....	80
Tableau 4.5 : Influence des o-PO ₄ de départ et du pH sur la réduction des o-PO ₄ et du Pt	98
Tableau 4.6 : Influence des orthophosphates et du pH sur l'enlèvement du Pt	100
Tableau 4.7 : Compilation des essais à la pisciculture des Bobines	107
Tableau 4.8 : Résultats de dilutions – Pisciculture des Bobines	111
Tableau 4.9 : Résultats de suivis du chaulage pleine échelle – Pisciculture des Alléghanys	115
Tableau 4.10 : Capitalisation et amortissement – Chaulage à la pisciculture des Bobines.....	127
Tableau 4.11 : Coûts d'opération et amortissement - Chaulage à la pisciculture des Bobines....	128

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Distribution de composés d'orthophosphates en solution	4
Figure 2.2 : Aquaculture - Évolution des ventes aquacoles au Québec de 1996 à 2011	6
Figure 2.3 : Rejet piscicole théorique en phosphore pour une tonne de poissons.....	9
Figure 2.4 : Cycle du phosphore	13
Figure 2.5 : Bilan théorique des pertes de MES avec un BESB	20
Figure 2.6 : Effet du pH sur la concentration du phosphore dissous de boues piscicoles.....	22
Figure 2.7 : Bilan théorique du P au BESB avec 45 % de solubilisation.....	24
Figure 2.8 : Cycle de la chaux.....	26
Figure 2.9 : Solubilité des phosphates de fer, d'aluminium et calcium	31
Figure 2.10 : Phosphore résiduel en fonction du pH et du dosage de chaux hydratée.....	33
Figure 2.11 : Bilan théorique des pertes de MES et de Pt avec concentrateur et BESB	35
Figure 2.12 : Formes de l'alcalinité en fonction du pH	37
Figure 2.13 : Dosage de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pour atteindre le pH de 11 en fonction de l'alcalinité	39
Figure 2.14 : Solubilité logarithmique molaire du calcium en fonction du pH et de la T°	42
Figure 2.15 : Gradient de vitesse dans un contenant B-Ker ²	44
Figure 2.16 : L'évolution du pH dans le temps selon le chaulage de boues primaires	49
Figure 2.17 : Chaulage des boues ou du surnageant des boues.....	52
Figure 3.1 : Schéma simplifié des installations initiales de la pisciculture des Bobines	64
Figure 3.2 : Concentrations spatiales d'o-PO ₄ et des solides totaux dans un bassin de boues	66
Figure 3.3 : Évolution dans le temps d'o-PO ₄ des boues de la pisciculture des Bobines	67
Figure 3.4 : Bilan théorique du P avec solubilisation, mais 95 % de capture par chaulage.....	69
Figure 4.1 : Influence des o-PO ₄ sur les dosages de quatre types de chaux à pH constant.....	76
Figure 4.2 : Effet du niveau d'agitation et du temps sur le pH à de faibles concentrations.....	83
Figure 4.3 : Effet du niveau d'agitation et du temps sur le pH à de fortes concentrations de trois types de chaux	84
Figure 4.4 : Effet du temps d'agitation de la T° sur le pH à de faibles concentrations	85
Figure 4.5 : Influence de la durée de la flocculation sur les MES et le Pt	90
Figure 4.6 : Influence du niveau et de la durée de la flocculation sur les MES.....	92
Figure 4.7 : Influence du temps de décantation sur l'enlèvement du Pt	94
Figure 4.8 : Évolution de la vitesse de chute et du voile de boue en fonction du temps	95

Figure 4.9 : Influence des concentrations d'o-PO ₄ initiaux d'environ 1 à 200 mg P/L et des pH variés obtenus par chaulage sur les réductions o-PO ₄ et du Pt.....	97
Figure 4.10 : Influence des o-PO ₄ de départ et du pH sur les réductions des o-PO ₄ et du Pt	99
Figure 4.11 Influence des orthophosphates sur la réduction des MES	101
Figure 4.12 : Influence du pH sur les réductions des o-PO ₄ et du Pt dans le surnageant	103
Figure 4.13 : Effet de dilution sur le pH – Pisciculture des Bobines	111
Figure 4.14 : Bilan théorique des MES et du P suite au chaulage avec concentrateur	125
Figure 4.15 : Schéma simplifié des installations proposé à Ferme pisciculture des Bobines	126
Figure 4.16 : Schéma simplifié des installations proposé à Ferme pisciculture des Bobines	126

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AAQ	: Association des aquaculteurs du Québec
alc	: alcalinité
BESB	: bassin d'épaississement et de stockage des boues
B-Ker ²	: contenant de 2 litres avec robinet utilisé notamment lors de Jar test
Ca	: calcium
Ca(OH) ₂	: chaux hydratée si <u>analytique</u> : produit de grande pureté utilisé en laboratoire si <u>technique</u> : produit commercial utilisé en grande quantité
CaCO ₃	: carbonate de calcium ou calcite
CaO	: chaux vive <u>analytique</u> : produit de grande pureté utilisé en laboratoire <u>technique</u> : produit commercial utilisé en grande quantité
Cs	: charge superficielle (unité : longueur sur le temps)
CVAC	: critère de la vie aquatique chronique
d	: jour (du terme latin « dies »)
déc.	: décantation
g	: gramme
G	: gradient de vitesse (unité : temps exposant moins un)
floc.	: floculation
F.M.	: mélange rapide (du terme anglais « flash mix »)
GT	: gradient de vitesse multiplié par la durée en temps
h	: heure
HAP	: hydroxyapatite
IAC	: indice de conversion alimentaire (kg moulée / kg poisson produit)
L	: litre
lb	: unité de poids (livre)
MAPAQ	: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEFP	: Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec.
MES	: matières en suspension
Mg	: magnésium

$Mg(OH)_2$: hydroxyde de magnésium
min	: minute
mmol	: millimole
MT	: matières totales, parfois désigné par : solides totaux
MVS	: matières volatiles en suspension
MVT	: matières volatiles totales
nd	: non déterminé
ns	: non spécifié
N	: azote
NH_3	: ammoniaque libre
NH_4^+	: ion ammoniacal
N_t	: azote total
NTK	: azote total Kjeldahl
OH^-	: (ion) hydroxyde
$o-PO_4$: orthophosphates
P	: phosphore
Pd	: phosphore dissous
pOH	: potentiel d'hydroxyde
pH	: potentiel hydrogène
P_t	: phosphore total
rpm	: révolution par minute
s	: seconde
STRADDAQ	: stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce du Québec
t	: tonne métrique
T	: température (en degrés centigrades) ou temps (en heures, minutes, secondes)
VAF _e	: valeur aiguë finale à l'effluent

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 – Tableaux de VAFe et de CVAC du MDDEFP	138
Annexe 2 – Densité du lait de chaux.....	140
Annexe 3 – Eaux usées synthétiques - Justifications du choix de l'eau et du sel de phosphate ..	141
Annexe 4 – Photos et schéma d'équipements utilisés au laboratoire.....	145
Annexe 5 – Essai en laboratoire de la solubilisation du phosphore de boues piscicoles	147
Annexe 6 – Modifications et essais sur les concentrateurs de la pisciculture des Bobines	148
Annexe 7– Photos d'équipements utilisés à la pisciculture des Bobines.....	152
Annexe 8 – Essais de chaulage sur l'eau usée synthétique	154
Annexe 9 – Influence des o-PO ₄ initiaux et du pH sur les réductions o-PO ₄ et du Pt	158
Annexe 10 – Photos des équipements de chaulage – Pisciculture des Alléghanys.....	159

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Problématique

Les poissons des piscicultures, aussi appelées « fermes piscicoles », font des gains de poids en transformant la nourriture, mais rejettent notamment du phosphore et de l'azote. Or, le phosphore peut favoriser l'eutrophisation de plans d'eau et l'azote ammoniacal peut être toxique pour les poissons de la pisciculture ainsi que pour des organismes du milieu récepteur de l'effluent piscicole. Il est d'intérêt à tous, dont les piscicultures en milieu terrestre, de tenir compte de ces constituants afin d'en atténuer les effets sur l'environnement dans un contexte de développement durable.

Les pisciculteurs parviennent usuellement à maintenir les concentrations d'azote ammoniacal sous le seuil toxique avec de grands volumes d'eau. Toutefois, ce grand volume d'eau dilue les rejets en phosphore à moins de 0,5 mg/L. Cette faible concentration et le grand volume d'eau empêchent tout traitement économiquement raisonnable de la fraction dissoute du phosphore des effluents piscicoles. Conséquemment, le phosphore retiré du débit principal d'une pisciculture se limite à la fraction particulaire, qui se retrouve ultérieurement dans les boues brutes initiales après s'être fait capter en partie par des zones de sédimentation ou des tamis.

Dans certaines piscicultures, la production de boues peut représenter plus de 1 % du débit de production. Malgré ce faible pourcentage apparent, le volume des boues initiales est trop grand pour être accumulé pendant la période hivernale, avant la disposition printanière par valorisation agricole. Les boues brutes sont alors épaissies afin de réduire les volumes entreposés. Le problème est qu'une fraction importante du phosphore particulaire se solubilise des suites de la fermentation anaérobique pendant l'étape d'épaisseur et le stockage des boues. Une partie du phosphore dissous des boues épaissies migre vers le surnageant en excès et rejoint l'effluent de la pisciculture. Or, si rien n'est fait sur le phosphore dissous du surnageant en excès du bassin de boues, l'effort de traitement sera grandement pénalisé tout comme le milieu récepteur.

Le présent mémoire analyse la faisabilité technique et économique du chaulage du surnageant d'un bassin d'épaississement et de stockage des boues piscicoles (BESB). Deux entreprises piscicoles québécoises ont collaboré à ce présent projet de recherche, soit la Ferme Piscicole des Bobines à East Hereford et la Pisciculture des Alléghanys à St-Damien-de-Buckland. Les boues entrantes au BESB de la pisciculture des Bobines, issues majoritairement par des tamis rotatifs, sont plus liquides que les boues issues de zones de décantation de la pisciculture des Alléghanys.

1.2 Hypothèse

Le phosphore du surnageant, suite à l'épaississement et au stockage de boues piscicoles, est retenu efficacement par chaulage pourvu que le pH atteigne une valeur cible, et ce, à un coût raisonnable.

1.3 Objectifs

Les objectifs suivants ont été visés dans les travaux et essais effectués :

- i. valider en laboratoire les conditions de chaulage pour la précipitation du phosphore sur une eau usée synthétique;
- ii. valider les conditions de chaulage pour la précipitation du phosphore sur deux types de surnageant de boues épaissees et stockées; et
- iii. déterminer la viabilité économique du chaulage du surnageant d'une boue épaisse et stockée d'une pisciculture.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Cette revue couvre huit aspects liés au phosphore « P », soit des formes de dissolution, sa présence dans les rejets piscicoles québécois et son encadrement dû à l'effet néfaste qu'il peut provoquer au milieu récepteur. À ces trois aspects, s'ajoute sa rétention dans une pisciculture sous forme de phosphore particulaire « Pp », mais aussi le problème de la solubilisation du phosphore particulaire dans le bassin d'épaississement et de stockage des boues (BESB). De plus, différents aspects de la chaux sont couverts dont sa capacité à précipiter le phosphore ainsi que des résultats sur le chaulage de l'ensemble des boues d'une pisciculture. Les avantages théoriques du chaulage du surnageant d'un BESB, par rapport au chaulage de l'ensemble des boues piscicoles, sont énoncés. Les niveaux de rentabilité générique de piscicultures sont également abordés en fonction du tonnage et du type de production.

Lors de la présentation des différents aspects de cette revue de littérature, des informations sont comparées à des concepts théoriques afin d'améliorer la compréhension. De plus, un niveau maximal de pH à respecter à l'effluent piscicole est présenté afin de protéger le milieu récepteur de l'effet néfaste de l'azote ammoniacal des eaux piscicoles des suites du rehaussement du pH par chaulage.

2.1 Phosphore

Le phosphore total « Pt » dans l'eau est constitué de phosphore dissous « Pd », aussi appelé phosphore soluble, et de phosphore particulaire aussi appelé phosphore en suspension. En laboratoire, la séparation de ces deux formes se fait par filtration. Les concentrations en phosphore dissous et total sont mesurées selon trois approches analytiques distinctes. Le phosphore réactif est associé typiquement aux orthophosphates « o-PO₄ », comme l'acide phosphorique « H₃PO₄ », ainsi que ses dissolutions en « H₂PO₄⁻ », en « HPO₄²⁻ » ou en « PO₄³⁻ ». Le phosphore hydrolysable, aussi appelé phosphore condensé, est associé typiquement aux polyphosphates comme dans le sodium tripolyphosphate « Na₅P₃O₁₀ », mais cette mesure englobe les orthophosphates sans distinction. Finalement, le phosphore total est obtenu après une

digestion. Le phosphore organique s'obtient par différence entre le phosphore total et le phosphore hydrolysable. Le phosphore particulaire s'obtient par différence entre le phosphore total et le phosphore dissous (APHA et al., 1992; Sawyer & McCarty, 1978). Le protoplasme des cellules renferme du phosphore organique. Le savon peut contenir des polyphosphates, alors que les orthophosphates sont la forme finale de la décomposition du phosphore (WPCF & ASCE, 1982).

La figure 2.1 montre quatre niveaux de dissociation des orthophosphates en fonction du pH. Les pKa, soit les points de rencontre de deux formes de dissociation d'orthophosphates, sont aux pH de 2,12, de 7,21 et de 12,67 (CRC, 1987).

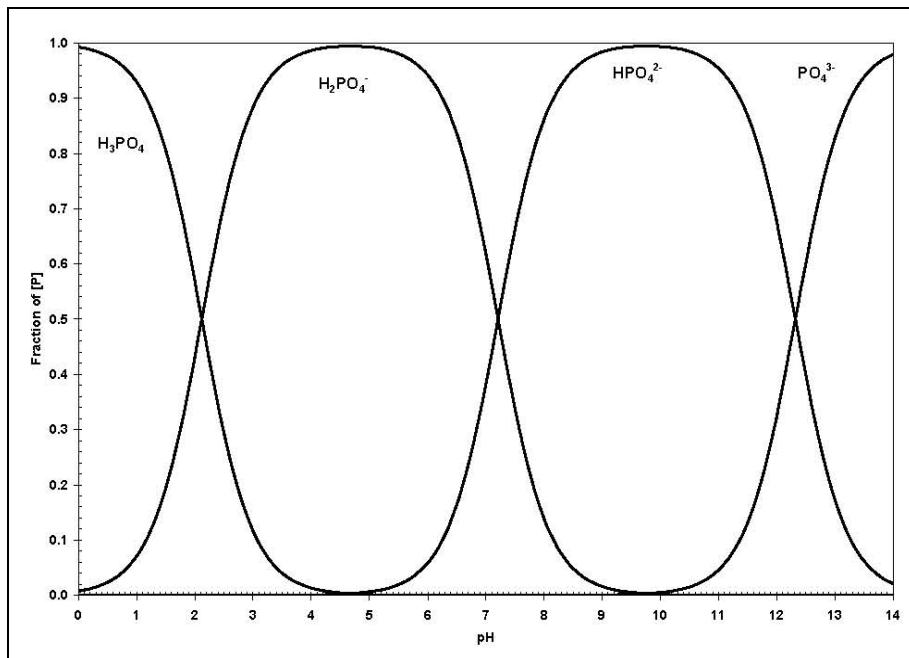


Figure 2.1 : Distribution de composés d'orthophosphates en solution
(Conroy & Couturier, 2008)

Comme le montre la figure 2.1, il y a de plus en plus de libération d'ions H^+ lorsque la forme H_3PO_4 se transforme en $H_2PO_4^-$, en HPO_4^{2-} ou en PO_4^{3-} suite à une hausse de pH. À titre d'exemple, une mole de sel du monosodium phosphate monohydrate² « $NaH_2PO_4 \cdot H_2O$ » libère 0,984 ou 0,998 mole de H^+ en atteignant les pH respectifs de 9 ou de 10, mais libère 1,021 ou 1,40 mole de H^+ en atteignant les pH respectifs de 11 ou de 12. La libération d'ions H^+ de ce sel de phosphates crée une résistance à la hausse du pH. Au pH¹ de 9 et de 10, la forme HPO_4^{2-} représente 98,4 et 99,8 % des orthophosphates, les restes étant sous la forme de $H_2PO_4^-$. Au pH de 11 et de 12, la forme HPO_4^{2-} représente 97,9 et 82,4 % des orthophosphates, mais les restes étant plutôt sous la forme PO_4^{3-} . L'importance de la forme de HPO_4^{2-} change très peu entre les pH de 9 à 11, mais baisse rapidement aux pH supérieurs à 11 comme le montre la figure 2.1. La forme HPO_4^{2-} peut notamment réagir avec le calcium « Ca^{2+} » pour former du phosphate dicalcique « $CaHPO_4$ », dont le rapport molaire est d'un Ca^{2+} pour un HPO_4^{2-} . La forme PO_4^{3-} , débute au pH de 10 environ et est dominante à partir du pH de 12,7. Cette forme peut réagir avec le calcium et se retrouver notamment en hydroxyapatite « $Ca_5(PO_4)_3OH$ » peu soluble, dont le ratio molaire est de 1,67 de Ca^{2+} pour un PO_4^{3-} .

2.2 Production piscicole au Québec, besoin en eau, source de phosphore et d'azote

2.2.1 Production

Depuis le sommet de 2 400 tonnes (t) de production annuelle en 1999, la production piscicole québécoise a connu une régression en quantité et en valeur monétaire comme le démontre la figure 2.2 (MAPAQ, 2011). La production annuelle est stabilisée entre 1 200 et 1 300 t depuis 2009. Cette chute de production trouve plusieurs causes dont les contraintes environnementales plus sévères sur le phosphore. Ce resserrement provient des constats de croissances excessives d'algues dans des plans d'eau sensibles, où étaient présents d'importants rejets piscicoles.

² Voir Annexe 3 pour plus de détails

La truite mouchetée, aussi appelée Omble de fontaine « *Salvelinus fontinalis* », représente 57 % des ventes d'aquacultures commerciales en eau douce au Québec. La truite arc-en-ciel « *Oncorhynchus mykiss* » représente 38 % des montants de vente (Billette et al., 2010). Ces deux espèces font partie de la famille des salmonidés et totalisent 95 % des ventes de poissons d'eau douces.

Typiquement, la truite mouchetée est destinée à l'ensemencement de lacs des pourvoiries et est produite majoritairement dans des étangs en terre avec des temps de rétention hydraulique excédant 24 heures. Ces longs temps de rétention, associés à une approche extensive, permettent une certaine décantation des matières en suspension (MES), dont une partie est du phosphore particulaire (Pp), et ce, à même les étangs de production et de sédimentation. Les boues concentrées sont récupérées typiquement une fois l'an et disposées comme amendement de sols durant la période estivale.

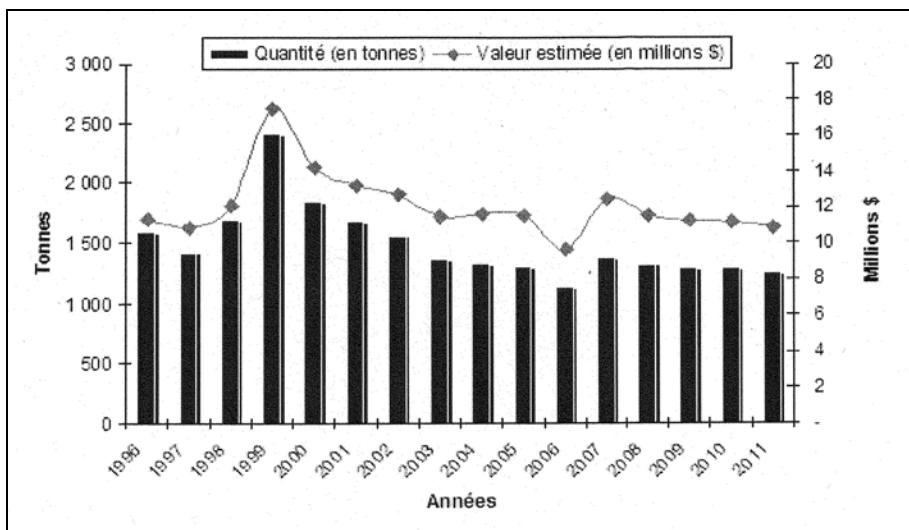


Figure 2.2 : Aquaculture - Évolution des ventes aquacoles au Québec de 1996 à 2011 (MAPAQ, 2011)

La truite arc-en-ciel est vendue principalement pour la consommation dite de table et est produite majoritairement dans des bassins en béton, associée à une approche intensive, où les temps de rétention hydraulique sont inférieurs à 24 heures. L'eau circule d'un bassin d'élevage à l'autre afin de maximiser son réemploi. Les sédiments s'accumulent peu dans les bassins en béton d'élevage étant donné les faibles temps de rétention ainsi que le niveau important d'agitation engendré par une forte densité de poisson et d'aération. Conséquemment, des MES doivent être

interceptées entre les bassins d'élevage afin de maintenir une bonne qualité d'eau au bassin aval. La réduction des MES se fait par l'usage de zones de sédimentation ou de tamis rotatifs, mais ces équipements produisent d'importants volumes de boues liquides, contrairement aux productions extensives où les boues sont plus concentrées au fond des étangs.

L'alimentation de la moulée fluctue en fonction de la température de l'eau et en fonction des inventaires. Les poissons s'alimentent moins lorsque la température de l'eau est trop froide ou trop chaude. De plus, les piscicultures axées sur la production d'ensemencement ont un inventaire élevé lorsque débutent les livraisons printanières. Pour la production d'ensemencement, le pic mensuel d'alimentation peut atteindre 2,5 fois la moyenne annuelle exprimée sur une base mensuelle. Les piscicultures axées sur la production dite de table, visent des inventaires uniformes afin d'alimenter régulièrement les consommateurs. Pour la production dédiée à la table, le pic mensuel d'alimentation excède rarement 1,5 fois la moyenne annuelle selon des données non publiées de plans d'intervention des projets de la Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec (STRADDAQ).

2.2.2 Besoin en eau

Le grand volume d'eau neuve d'une pisciculture sert notamment à diluer les rejets d'azote ammoniacal des poissons qui peuvent être toxiques pour ceux-ci. Le terme eau neuve désigne l'eau de puits ou de surface et non celle réutilisée d'un bassin d'élevage à l'autre ou celle recirculée en tête de la pisciculture. Une pisciculture de 100 t de production annuelle utilise entre 8 000 et 12 000 m³ d'eau neuve par jour, soit l'équivalent de 3,3 et 5,0 m³/h par tonne de production annuelle (Daboval, 1999). Ces taux d'eau neuve sont associés typiquement aux piscicultures produisant de la truite arc-en-ciel dans des bassins selon une approche intensive. Dans le cas des piscicultures produisant de façon extensive la truite mouchetée dans des étangs, les taux d'eau neuve peuvent dépasser 10 m³/h par tonne de production annuelle étant donné l'importance accrue de l'azote, provoquée par des pics d'alimentation plus importants.

Sur la base d'une production annuelle piscicole québécoise moyenne de 1 250 tonnes et d'un taux d'eau neuve moyen de 6,5 m³/h par tonne de production, le débit d'eau neuve piscicole

correspond à plus de 195 000 m³/d, soit une alimentation équivalente à une population de plus de 780 000 personnes³, ce qui représente pratiquement le dixième de la population au Québec.

2.2.3 Phosphore

Le gouvernement du Canada a réglementé le pourcentage de phosphore dans les moulées commerciales des salmonidés afin d'empêcher toute carence alimentaire. Les moulées doivent contenir en poids, de 1,0 à 2,5 % de phosphore avec une marge d'erreur maximale de 20 % (Canada, 1983). Pour une tonne de moulée, dont l'étiquette indique 1 % de phosphore, cela correspond à 10 ± 2 kg de phosphore. Le phosphore rejeté des piscicultures vient majoritairement de la moulée, que ce soit celle donnée en excès ou celle rejetée par les poissons via les fèces ou l'urée.

L'indice de conversion alimentaire (ICA) est la quantité de nourriture donnée par rapport au gain de poids de poisson. Un faible indice signifie une meilleure conversion alimentaire. Le choix de la moulée peut modifier le ICA. Trois piscicultures québécoises ont obtenu une moyenne d'environ 1,05 kg de moulée/kg de poisson produite avec une nouvelle formulation de moulée, alors que la moyenne était à 1,3 avec les anciennes moulées (Carrier, 2008). Or, plus il y a de poissons produits avec une même quantité de moulée, moins il y aura du phosphore rejeté, car le poisson renferme notamment du phosphore dans son squelette. De 0,36 à 0,43 % du poids des truites est constitué de phosphore (Bureau et al., 2003; Sauvé et al., 2007). Le pourcentage moyen de phosphore souvent utilisé pour les salmonidés est de 0,4 % du poids de poisson en base humide, ce qui équivaut à 4 kg de phosphore dans une tonne de poissons (Ouellet, 1999).

La figure 2.3 présente un taux de rejet théorique de 6,5 kg de phosphore par tonne de poissons produits annuellement, soit la résultante de 10,5 kg de phosphore de la moulée donnée moins les 4 kg de phosphore dans les poissons. Ce cas suppose un ICA de 1,05 kg de moulée/kg de poissons produits, 1,0 % de phosphore dans la moulée et 0,4 % de phosphore dans les poissons produits. Cette figure présente également la concentration de rejet en phosphore sur la base d'un taux d'eau neuve de 3,3 m³/h par tonne de production annuelle.

³ Volume unitaire utilisé de 0,25 m³ d'eau par personne par jour.

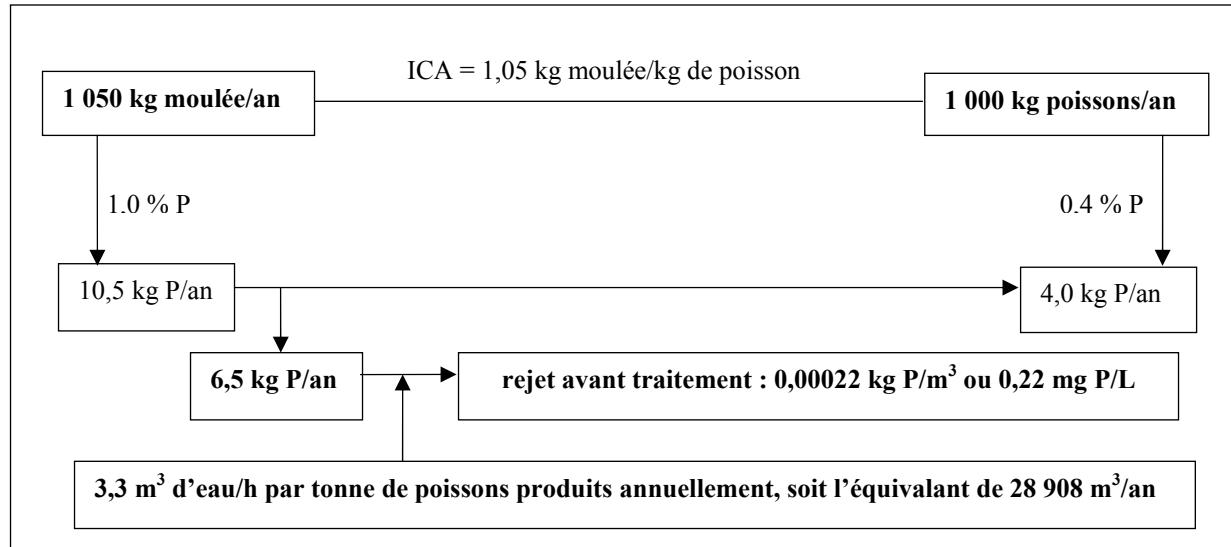


Figure 2.3 : Rejet piscicole théorique en phosphore pour une tonne de poissons

Le ratio de rejet avant traitement de 6,5 kg P/t de poisson est environ 20% supérieur au ratio moyen de rejet mesuré à 5,5 kg P/t pour des piscicultures en bassin avec des traitements variés (MAPAQ et al., 2010a). En combinant ces deux ratios de rejets avec les taux d'eau neuve exempts de phosphore de 3,3 à 10 m³/h par tonne de production annuellement, les concentrations moyennes annuelles en phosphore sont de 0,07 à 0,22 mg P/L pour l'approche théorique sans traitement et sont entre 0,06 à 0,19 mg P/L pour la campagne d'échantillonnage avec des traitements variés de productions intensives en bassins. Ces rejets piscicoles sont minimalement 18 fois plus dilués que les rejets domestiques en phosphore avant traitement dont la gamme de concentrations est de 4 à 12 mg P/L (Metcalf & Eddy, 2003).

Une proportion de 15 à 40 % du phosphore total, non retenue par les poissons, est soluble alors que le reste est sous forme particulaire (Blancheton et al., 2002; Ouellet, 1999). Le volume important d'eau qui traverse la pisciculture ainsi que la faible concentration en phosphore empêche un traitement biologique ou chimique raisonnable sur l'ensemble de l'eau de procédé piscicole. Toutefois, un traitement physique simple avec zone de sédimentation ou par tamis permet d'intercepter le phosphore particulaire, qui représente plus de la moitié du phosphore total. L'efficacité du traitement physique ne peut toutefois pas excéder le phosphore particulaire, soit de 60 à 85 % du phosphore total de l'ensemble de l'eau de procédé.

2.2.4 MES et phosphore particulaire

Les MES qu'on retrouve dans l'eau piscicole proviennent de l'eau neuve, de l'érosion des parois des unités d'élevage en terre, de la moulée en excès et des fèces des poissons. Les truites produisent de 80 à 280 grammes de fèces par kilogramme de moulée sèche donnée (Makinen, 1991). Ces ratios de rejets de MES correspondants à environ 8 à 28 % de la moulée donnée. Une relation permet d'estimer les rejets en MES à partir de la moulée et de l'indice ICA, soit : « ICA » multiplié par le facteur de « 33 % » moins la constante de « 20 % » (Jatteau, 1994). À partir de cette relation, des ICA de 1,05 et de 1,3 donnent respectivement que 15 et 23 % de la moulée se retrouvent sous forme de MES dans l'eau de procédé. Une règle du pouce est que 25 % de la moulée donnée se retrouve en MES (Timmons et al., 2002). En posant des ICA de 1,05 à 1,3, et que 15 à 25 % de la moulée se retrouve sous forme de MES, une tonne de poissons engendrerait 160 à 330 kg de MES. L'arrivée de nouvelle moulée, avec un faible ICA, réduit les quantités de moulées ainsi que les pourcentages générés de MES dans l'eau de procédé. Une tonne de production qui générerait plus de 300 kg de MES avec un ICA de 1,3 pourrait en produire moins de 200 kg avec un ICA de 1,05.

Chez la truite arc-en-ciel, de 1,3 à 2,2 % de la matière sèche fécale est constituée de phosphore particulaire avec surreprésentation du phosphore dans les plus grosses particules (Penczak et al, 1982; Brinker et al., 2005). Ces pourcentages ne sont pas très différents d'une évaluation théorique qui donne que 1,3 à 2,8 % des MES seraient du phosphore particulaire. Cette évaluation théorique est basée sur le ratio de rejet moyen de 6,5 kg Pt/t de poisson avant traitement, dont 60 à 85 % du phosphore total est sous la forme particulaire, divisée par la gamme de 200 à 300 kg MES/t de poissons produits.

2.2.5 Azote

La moulée peut contenir 7,5 % de son poids sous forme d'azote total alors que le poisson en contient environ 3 %. Le pourcentage de capture de l'azote est d'environ 10 % lorsque 40 % du phosphore est retenu par décantation (OSPAR, 2004). Cet écart de capture s'explique par le fait qu'uniquement 15 à 30 % des rejets d'azote sont sous forme particulaire alors que 60 % et plus

du phosphore total sont sous forme particulaire. Une pisciculture produisant une tonne de poissons rejette théoriquement 44 kg d'azote⁴ à l'effluent. Conséquemment, les concentrations théoriques moyennes d'azote à l'effluent sont de 0,50 à 1,52 mg/L si les taux d'eau neuve, exempts d'azote, varient de 3,3 à 10 m³/h par tonne de production annuelle.

L'azote peut se retrouver notamment sous la forme d'ion ammoniacal « NH₄⁺ », ou d'azote ammoniacal libre « NH₃ ». Or, à 0,025 mg NH₃/L, l'eau est toxique pour les poissons (Timmons et al., 2002). Le tableau 2.1 démontre que le pourcentage d'azote ammoniacal libre augmente avec la hausse de la température ainsi qu'avec la hausse du pH.

Tableau 2.1 : Influence du pH et de la température sur l'azote ammoniacal libre

pH	Pourcentage de l'azote ammoniacal sous forme NH₃ (%)			
	10°C	15°C	20°C	25°C
7,0	0,19	0,27	0,40	0,55
7,1	0,23	0,34	0,50	0,70
7,2	0,29	0,43	0,63	0,88
7,3	0,37	0,54	0,79	1,10
7,4	0,47	0,68	0,99	1,38
7,5	0,59	0,85	1,24	1,73
7,6	0,74	1,07	1,56	2,17
7,7	0,92	1,35	1,96	2,72
7,8	1,16	1,69	2,45	3,39
7,9	1,46	2,12	3,06	4,24
8,0	1,83	2,65	3,83	5,28
8,1	2,29	3,32	4,77	6,55
8,2	2,86	4,14	5,94	8,11
8,3	3,58	5,16	7,36	10,00
8,4	4,46	6,41	9,09	12,27
8,5	5,55	7,98	11,18	14,97

Tableau adapté des informations de Timmons et al. (2002) qui a repris celles de Spotte (1979)

Les pH optimaux dans les piscicultures, sans nitrification, sont entre 7,0 et 7,4 afin de limiter les concentrations de CO₂ (Timmons et al., 2002). La température de l'eau d'élevage des salmonidés excède rarement 20°C. Selon le tableau 2.1, à 20°C et aux pH respectifs de 7,0 et de 7,4, l'azote ammoniacal libre correspond à 0,40 et à 0,99 % de l'azote ammoniacal total. En posant que la

⁴ ((1 050 kg moulée x 0,075 kg N/kg moulée) – (30 kg N dans 1 000 kg de poissons)) x 0,9 non retenu = 43,9 kg N.

concentration théorique d'azote total est de 1,52 mg/L, obtenue avec 3,3 m³ d'eau neuve/h par tonne de production annuelle et qu'elle est toute sous la forme ammoniacale, il y aurait 0,006 et 0,015 mg NH₃/L à 20°C pour les pH respectifs de 7,0 et de 7,4. Ces concentrations d'azote ammoniacal libre sont inférieures au critère de toxicité des poissons, de 0,025 mg NH₃/L, par une marge de plus de 1,6 fois. Lors de pics d'alimentation de 2,5, comme pour les piscicultures dédiées à l'ensemencement, excèderait la marge de manœuvre de 1,6 en absence de nitrification, d'où l'intérêt d'utiliser plus de 3,3 m³ d'eau neuve/h par tonne de production annuelle de poissons dans la production de truites d'ensemencement. La nitrification est la transformation de l'azote ammoniacal (NH₃ et NH₄⁺) en nitrite « NO₂⁻ » ou en nitrate « NO₃⁻ » avec libération d'ions H⁺.

2.3 Encadrement de l'activité piscicole au Québec

La nourriture et la densité de biomasse dans les piscicultures sont supérieures à celles des cours d'eau naturels. Ce faisant, l'effluent piscicole peut accroître les concentrations en phosphore et en azote dans les milieux récepteurs, voire même en modifier le niveau de pH.

2.3.1 Phosphore

Le phosphore est naturellement présent dans l'eau de ruissellement, mais sa concentration varie selon le type de milieu et les activités périphériques. Le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec (MDDEFP) considère comme bruit de fond des cours d'eau naturelle la concentration de 0,011 mg P/L, exception faite de la région d'Abitibi où elle est de 0,017 mg P/L (Cloutier et al., 2007). La figure 2.4 montre le cycle du phosphore dans une zone de dépôt comme un lac. Le phosphore passe de la forme inorganique à organique et vice versa selon les conditions. À l'inverse du carbone de la matière organique et de l'azote qui peuvent passer à l'état gazeux et rejoindre l'atmosphère sous les formes de CO₂, de CH₄ et de N₂, le phosphore reste dans la masse d'eau ou dans les sédiments, car il ne forme pas de gaz naturellement.

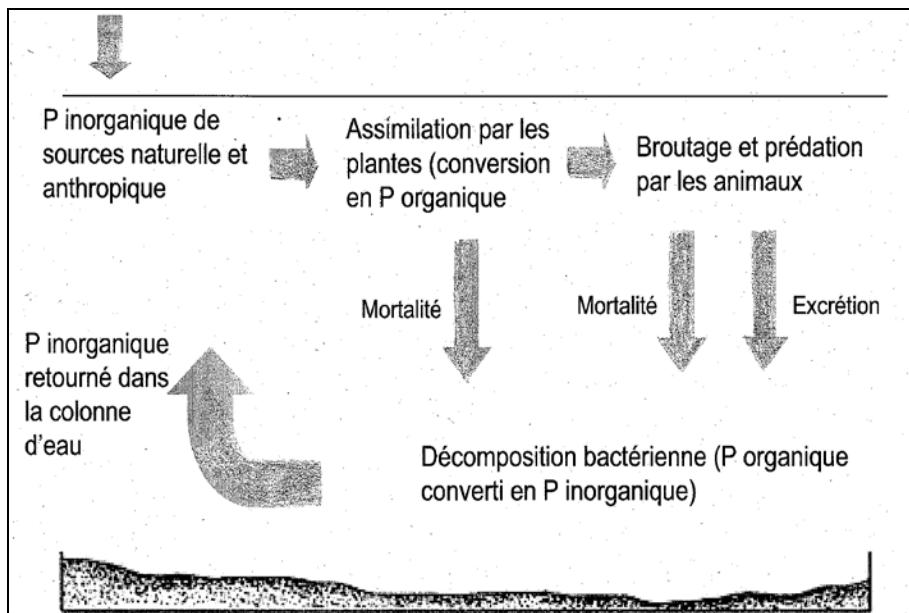


Figure 2.4 : Cycle du phosphore
(Simoneau, 2010)

La fraction soluble du phosphore est facilement assimilée par les plantes, et le phosphore en excès peut engendrer l'eutrophisation du milieu récepteur. Le MDDEFP a fixé comme critère usuel la concentration maximale à 0,03 mg P/L dans le milieu récepteur afin de limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques associée à l'eutrophisation. Tel que mentionné précédemment, et malgré un bon indice de conversion alimentaire (1,05) et une faible concentration de phosphore dans la moulée (1 %), la gamme moyenne de concentrations en phosphore des eaux piscicoles, non ou peu traitées, peut s'étendre de 0,06 à 0,22 mg P/L pour des taux d'eau neuve de 3,3 à 10 m³/h par tonne de production annuelle exempte de phosphore. Un rejet piscicole, avec peu de dilution dans le milieu récepteur, peut provoquer un dépassement du critère d'eutrophisation de 0,03 mg P/L par un facteur de deux à plus de sept fois. Il n'est pas surprenant que les projets piscicoles fassent l'objet d'analyses et d'autorisations gouvernementales préalables avant leurs implantations au Québec.

Afin de faciliter l'analyse des demandes d'autorisation des projets piscicoles, le MDDEFP a produit en 1984 la « Directive 027 Pisciculture ». Quoique intéressante sur plusieurs aspects, dont l'obligation d'avoir un bassin de sédimentation avec vidange annuelle, cette directive fut abandonnée en 1997 étant donné qu'elle ne tenait pas compte de la sensibilité spécifique du

milieu récepteur. Subséquemment, le MDDEFP a produit deux documents préliminaires pour l'analyse des piscicultures afin d'intégrer la sensibilité du milieu récepteur, soit : les « *Lignes directives applicables aux piscicultures* » en 1999 et les « *Orientations concernant les lignes directrices applicables aux piscicultures* » en 2001. Ces documents, officialisés en 2007, intègrent la sensibilité des milieux récepteurs par l'usage d'objectifs environnementaux de rejets (OER) sur le phosphore, et sont devenus plus contraignants que la Directive 027 dans plusieurs cours d'eau.

En décembre 2003, le gouvernement du Québec adopte la « *Loi sur l'aquaculture commerciale* », et à l'été 2008, le « *Règlement sur l'aquaculture commerciale* ». Ces documents définissent notamment des obligations de gestion comme la tenue de registres de moulées ainsi que des obligations d'infrastructures comme la capacité de vidanger tous les nouveaux étangs et bassins afin d'en récupérer des boues.

En 2004, l'Association des aquaculteurs du Québec (AAQ), le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAP) et le MDDEFP signaient une entente de partenariat afin de mettre en oeuvre le document intitulé « *Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec* » (TFAED, 2003). L'objectif de la STRADDAQ est de réduire les rejets en phosphore d'ici le 31 décembre 2015, pour toutes les piscicultures de salmonidés qui y adhèrent volontairement. Cet objectif combine la production piscicole au ratio de rejet maximal de 4,2 kg P/t de production annuelle, et ce, pour des milieux récepteurs non problématiques. À titre d'exemple, une pisciculture produisant 100 t annuellement de salmonidés pourrait rejeter un maximum de 420 kg P/an. Le ratio de rejet de la STRADDAQ équivaut à une diminution globale de 42 % du ratio de rejet de 7,2 kg P/t de production annuelle considéré à la signature de l'entente. Ce dernier ratio est basé sur un ICA de 1,3 kg de moulée/kg de poisson produit, sur 1 % de phosphore dans la moulée, sur 0,4 % de phosphore dans le poisson et sur une réduction de 20 % des rejets associés au bassin de sédimentation obligatoire depuis la Directive 027 de 1984.

En 2011, les trois partenaires signaient un addenda à l'entente de la STRADDAQ (MAPAQ, 2010b; MDDEFP et al., 2011). Dans les modifications apportées, il y a notamment l'ajout d'une approche par moyen technique appelé « traitement standard STRADDAQ ». Cette approche spécifie notamment que :

« utiliser un système de fixation du phosphore du surnageant si un bassin d'accumulation des boues est aménagé et qu'il y a un rejet du surnageant dans le milieu récepteur. Si on emploie de la chaux, on doit viser à obtenir un pH final supérieur à 10 sur l'effluent du bassin d'accumulation afin que le taux d'enlèvement du phosphore soit suffisant (supérieur à 95 %). Le pH devra cependant être rétabli à un niveau satisfaisant pour la protection du milieu aquatique avant le rejet dans le milieu récepteur »

Les modalités d'application de la chaux pour atteindre le taux d'enlèvement du phosphore de 95 % du surnageant du bassin d'accumulation des boues ainsi que le niveau de pH satisfaisant à l'effluent pour la protection du milieu récepteur ne sont pas spécifiées dans l'addenda à l'entente de la STRADDAQ.

2.3.2 Critères généraux de toxicité pour le pH et azote ammoniacal

Les rejets dans les milieux récepteurs influencent les organismes vivants. Les limites acceptables peuvent être analysées selon deux critères: la valeur aiguë finale à l'effluent (VAFe) qui se vérifie avant le mélange avec l'eau du milieu récepteur et le critère de la vie aquatique chronique (CVAC) qui tient compte d'un mélange dans le milieu. La VAFe d'un paramètre établit la limite qu'un organisme vivant peut supporter sans effet létal durant un court laps de temps, comme lors d'un déplacement vis-à-vis l'embouchure immédiate d'un émissaire où le rejet liquide serait peu ou pas dilué. Le CVAC d'un paramètre établi la limite afin que les organismes puissent vivre et se reproduire normalement après une zone de mélange restreinte dans le milieu. Les VAFe avec des expositions de courtes durées sont plus permissives (valeur plus élevées) que les CVAC avec les temps d'exposition plus longues.

Le CVAC en pH est de 6,5 à 9,0 pour l'ensemble des rejets au Québec (MDDEFP, 2013). Il n'y a pas de VAFe en pH spécifique pour les piscicultures, mais s'il y en avait, elle serait égale ou plus permissive que le CVAC. Les critères de VAFe et de CVAC en azote ammoniacal sont fonction de la température et du pH. Entre le dernier bassin d'élevage et l'effluent piscicole, le pH peut augmenter avec un traitement basique, comme le chaulage du surnageant d'un bassin de boue, ce qui peut provoquer une toxicité à l'effluent des suites de l'augmentation de la proportion de l'azote ammoniacal libre. Au pH de 9,0 et à 20°C, la VAFe maximale est de 1,5 mg/L d'azote ammoniacal total selon les critères du MDDEFP (Annexe 1).

Cas 1: pH et azote ammoniacal sans traitement basique

La gamme de pH idéale de l'eau piscicole est de 7,0 à 7,4, et comme l'azote ammoniacal doit respecter le critère de toxicité chronique des poissons de 0,025 mg NH₃/L, la combinaison du pH et de l'azote devrait respecter le critère de CVAC, et par le fait même, le critère de VAFe plus permissif s'il n'y a pas de changement du pH entre le dernier bassin d'élevage et l'émissaire.

Cas 2: pH et azote ammoniacal avec traitement basique

La concentration théorique d'azote total de 1,52 mg/L à l'effluent, obtenue théoriquement avec le faible taux d'eau neuve de 3,3 m³/h/t de production sans pic d'alimentation est similaire au VAFe maximale de 1,5 mg/L d'azote ammoniacal, obtenue de l'Annexe 1 au pH de 9,0 et à 20°C. À défaut d'accroître le taux d'eau neuve, une réduction du pH peut donner une marge de manœuvre. Un effluent piscicole, au pH de 8,5 et à 20°C, permet 3,8 mg/L en azote ammoniacal total selon les critères en VAFe du MDDEFP, soit 2,5 fois la concentration théorique moyenne de 1,52 mg/L. Une marge de manœuvre de 2,5 fois peut suffire dans plusieurs piscicultures avec une production piscicole dite de table où les pointes alimentaires sont d'environ 1,5 fois. Comme les piscicultures avec des productions pour l'ensemencement peuvent présenter des pointes alimentaires de 2,5, le pH de 8,5 est la valeur limite pour respecter le critère VAFe à l'effluent.

Le CVAC tient compte du mélange avec le milieu récepteur. À titre indicatif, un volume d'effluent piscicole au pH de 8,5, mélangé à quatre volumes d'eau du milieu récepteur à pH de 8,0, soit un mélange de « un dans cinq », donne un pH d'environ 8,2 après mélange en tenant

compte uniquement⁵ des ions OH⁻. Au pH de 8,2 et à 20°C, l'eau du milieu récepteur a comme concentration limite acceptable 0,491 mg/L d'azote total (Annexe 1). Cette concentration acceptable correspond à 2,46 mg/L d'azote ammoniacal à l'effluent, avant une mélange d'un dans cinq, en posant l'absence d'azote dans l'eau neuve et dans l'eau du milieu récepteur en amont du point de rejet. Une concentration de 2,46 mg/L d'azote ammoniacal totaux correspond à une marge de manoeuvre de 1,6 fois par rapport à la valeur théorique de rejet de 1,52 mg/L. La marge de manoeuvre de 1,6 fois est légèrement supérieure au 1,5 du facteur de point alimentaire mensuel des piscicultures avec production dédiée à la table. Pour les piscicultures d'ensemencement, la CVAC pourrait être dépassée au pH de 8,5 avec une pointe alimentaire de 2,5 et un taux d'eau neuve de 3,3 m³/h par tonne de production. Toutefois, ce type de pisciculture utilise usuellement des taux d'eau neuve supérieurs et disposent souvent leurs boues sans entreposage et donc sans surnageant de boues à chauler.

En résumé, l'effluent piscicole ne devrait pas à lui seul générer de problème de toxicité en azote (VFAe et CVAC) et ni générer de problème de pH dans le milieu récepteur, s'il n'y a pas de changement de pH après le dernier bassin d'élevage. Toutefois, advenant un effluent basique après chaulage du surnageant d'un bassin de boues par exemple, le pH limite à respecter à l'effluent est 8,5. Pour la CVAC, le pH de 8,5 à l'effluent piscicole permet une pointe d'alimentation de 1,6 si la mélange n'est qu'un volume liquide piscicole dans quatre volumes liquides du milieu récepteur, alors que le taux d'eau neuve exempt d'azote,n'est que de 3,3 m³/h par tonne de production annuelle. Les pics alimentaires de 1,6 fois peuvent toutefois être dépassés, s'il y a nitrification à la pisciculture (bassin et/ou étang de production, bioréacteur) ou si la mélange est supérieure à un dans cinq avec le milieu récepteur ou s'il y a un taux d'eau neuve supérieur à 3,3 m³/h par tonne de production.

⁵ La réalité est différente étant donné la présence de constituant comme l'alcalinité.

2.4 Rétention des MES et du phosphore particulaire

Les forts débits d'eau et les faibles concentrations en phosphore laissent anticiper des coûts trop élevés pour enlever le phosphore soluble dans le volume d'eau global d'une pisciculture. Certes, il existe des piscicultures dites en circuit fermé utilisant moins de 1,0 m³ d'eau neuve/h par tonne de production annuelle et possédant des réacteurs biologiques, mais cette approche complexe coûte cher et les réacteurs sont conçus principalement pour nitrifier, sans rendement spécifique sur le phosphore soluble. Conséquemment, la réduction typique du phosphore du débit principal d'une pisciculture, passant dans l'ensemble des bassins et des étangs, se limite au retrait du phosphore particulaire inclus dans les MES.

Les MES peuvent être interceptées par décantation ou par tamisage de l'eau. L'enlèvement des MES est influencé par plusieurs éléments comme la vitesse de chute des particules en lien avec charge superficielle (Cs) des zones de décantation ou par le diamètre d'ouverture des membranes pour les tamis. La Cs est le quotient du débit hydraulique entrant par la surface d'un bassin à parois verticales. Les unités de mesure de la Cs peuvent être notamment « (m³/h)/m² » qui se simplifient en « m/h ». La Cs d'un décanteur correspond à la plus faible vitesse de chute théorique des particules qui toucheront le fond. Les particules ayant une vitesse de chute inférieure au Cs sont peu ou pas retenues, car les particules sont entraînées vers la sortie avant de toucher le fond. L'augmentation de la taille et/ou de la densité relative d'une particule augmente sa vitesse de chute. Une faible Cs d'un décanteur retient des particules de plus faible vitesse de chute, et par le fait même, obtient un meilleur enlèvement des MES. Comme les décanteurs ne sont jamais parfaits, dus à l'écoulement hydraulique préférentiel, il faut dimensionner les décanteurs avec une Cs inférieure à la vitesse de chute des particules visées.

La décantation se réalise dans des bassins de sédimentation, mais aussi dans des zones de faibles turbulences comme dans les étangs et les bassins d'élevage ayant un faible niveau d'agitation ou dans des bassins d'élevage avec double sorties. Dans ce dernier cas, une sortie sert de trop-plein pour la majorité du débit alors que l'autre sortie entraîne des boues du fond à l'extérieur du bassin. Des réductions de 40 à 60 % en MES sont associées aux décanteurs ayant des Cs de 1 à 4 m/h (Timmons et al., 2002). Ces réductions, appliquées aux 60 à 85 % du phosphore total sous

forme particulaire, correspondent à des enlèvements du phosphore total de 24 à 51 % par décantation.

L'enlèvement typique des MES par des tamis est de 30 et 80 % pour des ouvertures de 60 et 90 μm (Timmons et al., 2002). En plus de l'effet d'ouverture de la membrane, l'efficacité des tamis augmente avec l'accroissement de la concentration en MES. L'accumulation des MES sur le tamis crée une restriction, ce qui réduit l'ouverture effective dans la membrane. Les pourcentages de réduction des MES, appliqués aux 60 à 85 % du phosphore total sous forme particulaire, correspondent à des enlèvements théoriques du phosphore total de 18 à 68 % par tamisage. Comme il est peu raisonnable d'associer l'enlèvement maximal de 80 % des tamis à la plus forte proportion de phosphore particulaire de 85 %, un enlèvement maximal présumé de 55 % du phosphore total semble plus réaliste, soit 80 % d'enlèvement au tamis multiplié par environ 70 % de phosphore particulaire.

Les éléments de traitement produisent des boues de densités variables. Les concentrations dans l'eau de lavage des tamis sont faibles, soit de 0,16 et 1,4 g/L en MES alors que celles des boues de zone de sédimentation de rigolet, « raceway », sont entre 1 et 7 g/L de matières totales « MT ». Dans les décanteurs, la concentration des boues retirées est de 10 à 22 g MT/L (Marcotte, 2007; Ardelean et al., 2006). Une boue épaisse se situe entre 28 à 68 g MT/L, pour une moyenne de 44 g/L (Ardelean et al., 2006). Une concentration de 44 g/L de matières totaux correspond à une siccité d'environ 4,4 %.

Dans le contexte où les eaux de lavages des tamis peuvent représenter plus de 1 % du débit d'eau neuve, une pisciculture de 100 t de production annuelle avec le taux 3,3 m^3 d'eau neuve/h par tonne de production annuelle, génère près de 15 000 m^3 d'eau de lavage en six mois, soit pratiquement le volume de cinq piscines olympiques de 25 m par 50 m par 2,5 m chacune. Ce volume peut toutefois être réduit en concentrant les boues par épaissement comme dans un bassin d'épaissement et de stockage des boues « BESB ». Les solides des boues brutes liquides sédimentent en partie, s'épaissent et s'y accumulent, alors qu'un surnageant plus ou moins éclaircit s'y échappe.

La figure 2.5 présente un bilan de masse théorique des MES avec usage d'un BESB. Ce bilan est pour une tonne de poissons qui engendre annuellement 200 kg de MES dans 28 908 m³ d'eau neuve, soit au taux de 3,3 m³ d'eau neuve/h par tonne de production annuellement. La perte des MES est de 20 % au tamis et de 15 % au BESB. Le volume d'eau de lavage des tamis est de 2 % du débit d'eau neuve, alors que la siccité des boues au BESB est de 44 g MES/L. Le volume des eaux de lavage entrant au BESB est 578 m³/an et le volume conservé n'est que de 3,1 m³/an suite à l'épaississement à 4,4 % des boues stockées. L'effet d'épaississement du BESB réduit le volume conservé de boues de plus de 180 fois, mais les MES à l'effluent passent de 1,4 à 2,2 mg/L avec des pertes de MES dans le surnageant en excès.

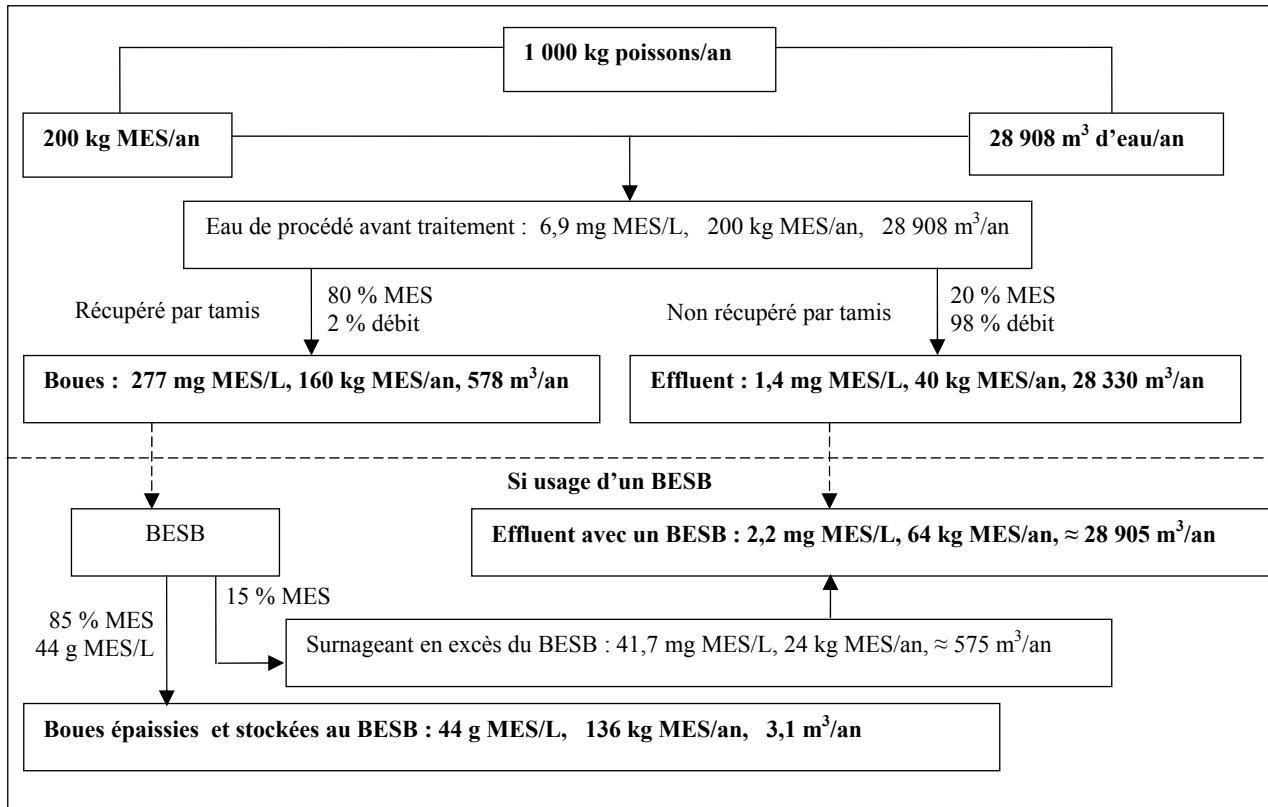


Figure 2.5 : Bilan théorique des pertes de MES avec un BESB

L'épaississement des boues, via un BESB, est une avenue intéressante pour réduire les volumes d'entreposages des boues, les coûts d'infrastructures et les coûts de transport lors de la valorisation par épandage. Encore faut-il que le milieu récepteur puisse supporter les pertes engendrées au BESB entraînées dans le surnageant en excès.

2.5 Solubilisation du phosphore particulaire

Les fèces sont composées de 55 à 90 % de matières organiques qui consomment de l'oxygène (Lemarie, 1997; Timmons et al., 2002). Sans apport externe, la concentration d'oxygène diminue dans les boues par l'action des bactéries. Subséquemment, la dénitrification transforme les nitrates « NO_3^- » et les nitrites « NO_2^- » en azote gazeux « N_2 », pendant que l'oxygène libéré est consommé par les bactéries. Par la suite, la première phase de la digestion anaérobiose s'enclenche, soit la fermentation. Si rien n'arrête la fermentation, il y a baisse rapide du pH sous la valeur de 6,0 (Metcalf & Eddy, 2003). L'acidification solubilise le phosphore lié au calcium (Hasnaoui et al., 2001), et les solides épaisseurs diffusent le phosphore solubilisé dans la colonne d'eau du surnageant éclairci en excès (Lin et al., 1999). La diffusion du phosphore des sédiments vers le surnageant est faible dans les épaisseurs, mais cette diffusion augmente avec un brassage vertical (Jardin & Pöpel, 1996).

Le tableau 2.2 présente plusieurs pourcentages de solubilisation du phosphore sur différents substrats et selon différentes conditions. La gamme de solubilisation va de 2 % après 30 minutes jusqu'à 49,7 % après sept jours.

Tableau 2.2 : Solubilisation du phosphore

Substrat	Durée	Agitation	Solubilisation	Référence
Boue piscicole (tamis)	30 minutes	non	2 %	Lin et al., 1999
Boue piscicole (tamis)	30 minutes	oui	8 à 12 %	Lin et al., 1999
Moulée de poisson	5 heures	ns	12 %	Garcia-Ruiz & Hall, 1996
Fèces poisson	5 heures	ns	40 %	Garcia-Ruiz & Hall, 1996
Moulée de poisson	7 jours	oui	49,7 %	Lin et al., 1999
Fèces de poisson	15 jours	ns	26 à 48 %	Dosdat, 1992

L'influence du pH acide sur la solubilisation du phosphore particulaire est bien représentée à la figure 2.6. La concentration du phosphore dissous augmente significativement lorsque le pH descend sous la valeur de 6,5. Ce phénomène s'accentue sous la valeur de pH 6,0. Les concentrations atteignent un maximum de 290 mg Pd/L au pH de 5,2.

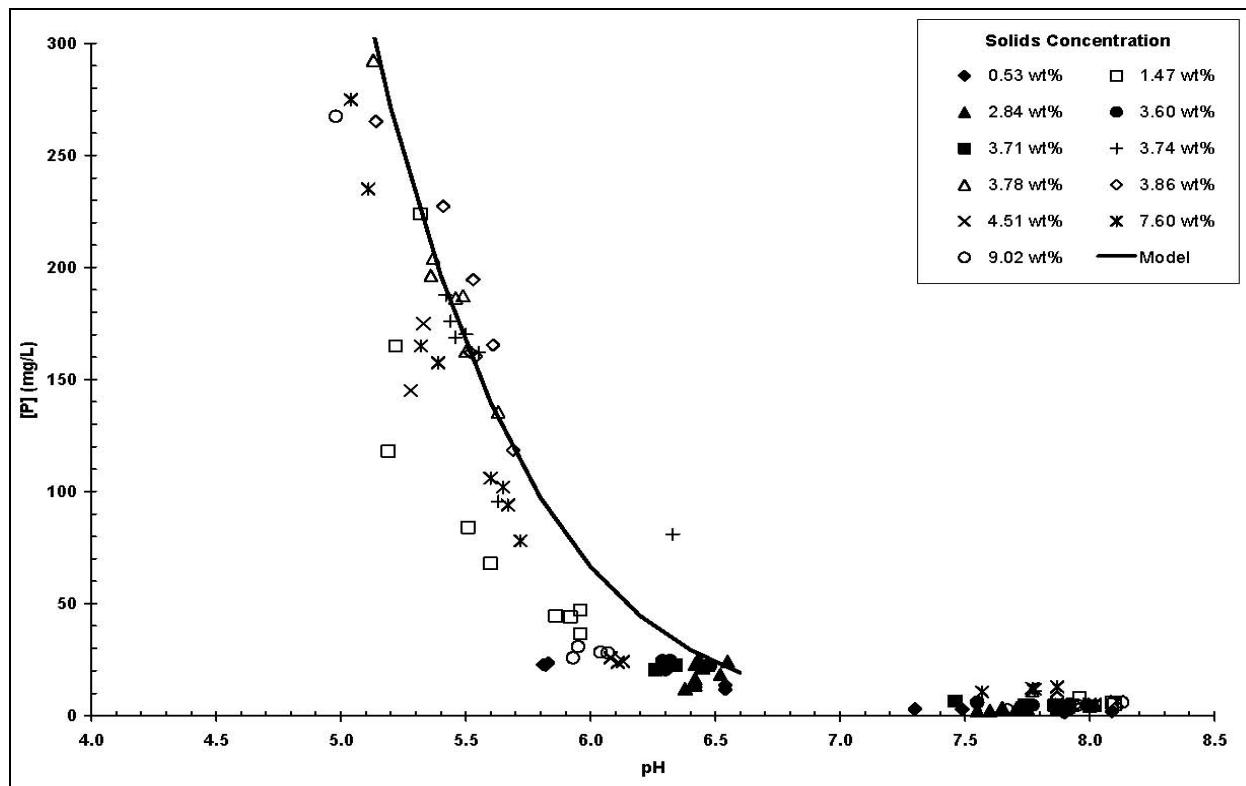


Figure 2.6 : Effet du pH sur la concentration du phosphore dissous de boues piscicoles (Conroy & Couturier, 2008)

Le pourcentage de solubilisation est d'environ 40 % pour la boue à 3,78 % de siccité et d'environ 80 % pour celle à 1,47 % de siccité si 2 % des MES sont du phosphore particulaire (item 2.2.4). Pour un même pH acide, une boue plus concentrée devrait présenter un pourcentage de solubilisation inférieure à une boue faiblement concentrée en phosphore. Cette différence de solubilisation peut s'expliquer par un effet de saturation probable des orthophosphates en fonction du pH. En posant l'hypothèse que la solubilisation plafonne à 290 mg P/L d'o-PO₄ dans le liquide, une boue à 290 mg Pp/L pourrait se solubiliser au complet, alors qu'une autre boue à 580 mg Pp/L ne solubiliseraient qu'au plus à 50 %.

La solubilisation du phosphore s'accompagne d'une solubilisation du potassium, du magnésium et du calcium. En proportion, c'est le calcium qui augmente le plus après la chute du pH de 7,8 à 5,5, passant de 100 à 800 mg/L (Conroy & Couturier, 2008). D'un point de vu molaire, il y a une solubilisation de 0,0175 mole de Ca pour chaque 0,0094 mole de P en solution avec la baisse de pH, soit un ratio molaire de 1,86 Ca/P. Advenant une hausse de pH des boues acidifiées par fermentation sans apport externe de calcium, le calcium déjà présent avant l'acidification devrait être suffisant pour former l'hydroxyapatite « Ca₅(PO₄)₃OH », dont le rapport molaire est de 1,67 Ca/P, si le calcium réagit uniquement avec le phosphore.

La figure 2,7, avec son bilan en phosphore, complète le bilan en MES de la figure 2.5. La figure 2.7 présente le cas d'une pisciculture dont la production annuelle est d'une tonne avec un taux de rejet avant traitement de 6,5 kg P/t de production et un taux d'eau neuve de 3,3 m³/h par tonne de production annuelle, soit l'équivalent de 28 908 m³/an. Les tamis récupèrent 3,68 kg P/an (55 %), mais lors de l'étape d'épaississement au BESB, 1,91 kg P/an s'échappe (53 %) dans le surnageant en excès, dont 0,54 kg Pp/an (15 %) non décanté et 1,37 kg Pd/an solubilisé (45 % du 85 %, soit 38 % du Pp des tamis).

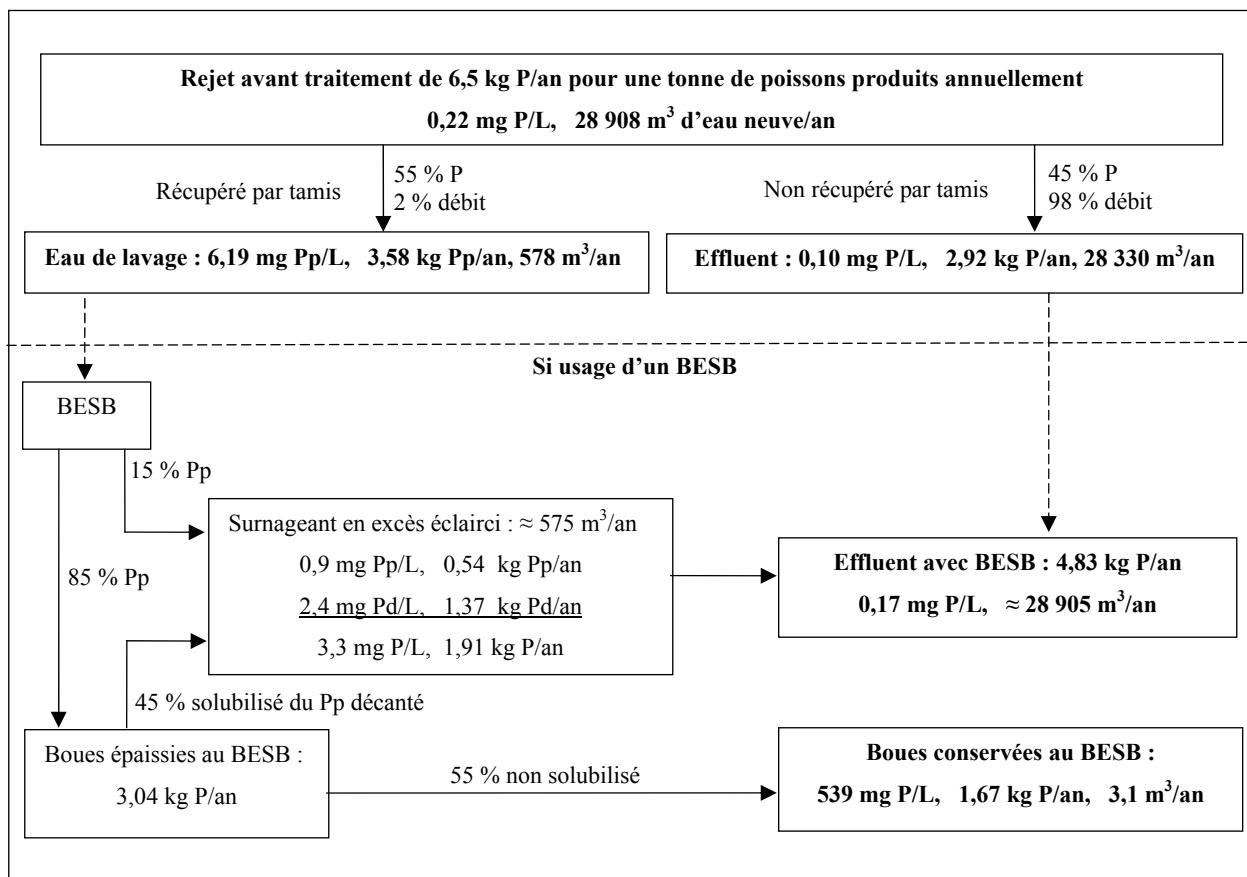


Figure 2.7 : Bilan théorique du P au BESB avec 45 % de solubilisation

L'eau de procédé, après tamisage, contient 2,92 kg P/t de production annuelle soit bien meilleure que la cible de 4,2 kg P/t de production de la STRADDAQ. Toutefois, le surnageant en excès du BESB ramène 1,91 P/an qui s'additionnent aux 2,92 kg P/an non retenu par les tamis, pour un rejet global de 4,83 kg P/t de production, soit une réduction finale d'uniquement 26 % par rapport aux 6,5 kg P/an. Comme il ne serait pas sécuritaire de présumer moins de 15 % de perte de la fraction particulaire lors de l'action d'épaississement, il faut réduire les pertes par solubilisation. La perte de 1,91 kg P/an au BESB, soit 53 % du phosphore dirigé vers le BESB, soit doit être ramenée à 0,92 kg P/an, soit une perte d'uniquement 26 % du phosphore dirigé vers le BESB, pour respecter la cible à l'effluent de 4,2 kg P/t de production annuelle.

2.6 Précipitation chimique du phosphore par chaulage

Cette section compte cinq parties ainsi qu'un résumé. Les caractéristiques de différents types de chaux y sont présentées dont les pH maximaux pouvant être atteints. Des composés de phosphates de calcium sont énumérés avec leurs faibles solubilités en conditions basiques en présence suffisamment de calcium. Les influences de l'alcalinité et du pouvoir acide sont abordées ainsi que les co-précipités comme l'hydroxyde de magnésium et la calcite. Des critères généraux de mélange rapide et de flocculation sont également présentés ainsi que les vitesses de chutes des particules chaulées.

2.6.1 Chaux

La figure 2.8 montre différentes transformations de la chaux. La chaux vive est obtenue de la pierre calcaire naturelle, aussi appelée chaux agricole, qu'on chauffe entre 890 à 1 340°C avec comme sous produit du gaz carbonique « CO₂ » (Panagapko, 2004). En plus de contenir de la calcite « CaCO₃ », la pierre calcaire naturelle peut notamment contenir du carbonate de magnésium « MgCO₃ ». Conséquemment, la pierre naturelle chauffée produit de la chaux vive calcique « CaO », avec plus ou moins d'impureté comme l'oxyde de magnésium « MgO ». Si la pierre naturelle contient plus de 40 % de carbonate de magnésium, on parle de chaux vive dolomitique (Graymont, 2005a).

La chaux hydratée, qui est obtenue par hydratation de la chaux vive, coûte à l'expédition environ 20 % de plus que la chaux vive (Panagapko, 2004). Sur une base de calcium, l'écart de coût est d'environ 60 %, car la chaux hydratée est moins concentrée en calcium (54 %) que la chaux vive (71 %). Le prix de la chaux hydratée commerciale au Québec oscille entre 8 et 12 \$ le sac de 22,7 kg selon la quantité demandée.

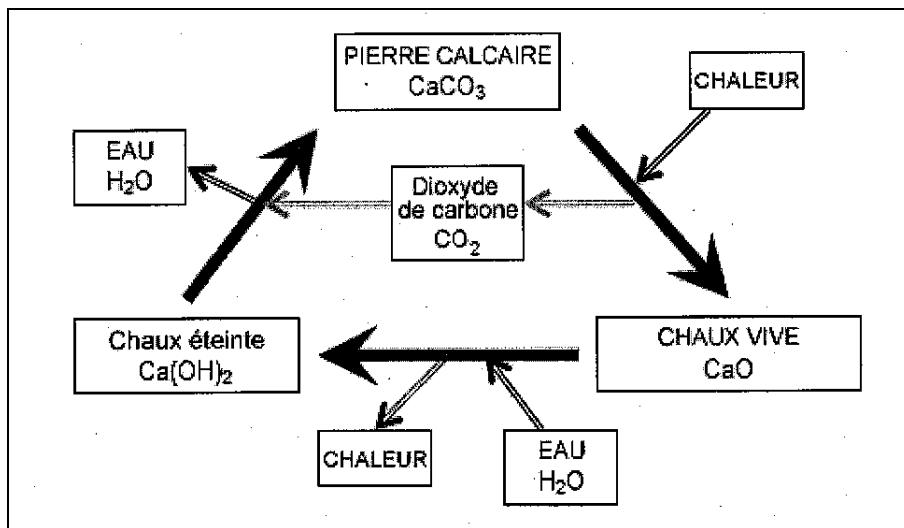
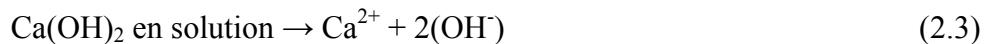


Figure 2.8 : Cycle de la chaux
(Graymont, 2005b)

La chaux vive, d'un poids moléculaire de 56 g, réagit avec 18 g l'eau pour former de la chaux hydratée « $\text{Ca}(\text{OH})_2$ », dite éteinte de poids molaire de 74 g, avec dégagement de chaleur. La chaux hydratée peut se dissoudre dans l'eau en calcium « Ca^{2+} » et en hydroxyde « OH^- ». Les équations 2.1 à 2.3 présentent les équations chimiques.



Le tableau 2.3 présente des caractéristiques de différents types de chaux (Graymont, 2005c). La chaux agricole hausse au maximum le pH à 9,8 alors que les différentes chaux vives et hydratées haussent au maximum le pH à 12,45 à 25°C. En complément aux informations, la chaux hydratée donne un pH maximal de 12,32 à 100°C et un pH maximal de 12,7 à 0°C. La densité de la chaux hydratée en vrac est inférieure à la chaux vive, ce qui oblige un volume d'entreposage plus grand à poids égaux, sans compter qu'elle est moins concentrée en calcium. La pureté de la chaux commerciale varie de 60 à 100 % pour la chaux agricole et de 90 à 100 % pour les chaux vive et hydratée. Un sac de chaux vive qui prend l'humidité subit un gonflement, des suites de sa

transformation en chaux hydratée moins dense, au point de fendre, voire même d'exploser avec dégagement de la chaleur si le contact avec l'eau est très important.

Tableau 2.3 : Caractéristiques de différents types de chaux commerciales

Nom	Formule	Masse totale (g/mole)	Calcium (g/mole)	Solubilité à 20°C (g /kg d'eau)	pH à 25°C	Densité en vrac (kg/m³)	Pureté produit commercial
Chaux agricole calcique	CaCO ₃	100,09	40	≈ 0,0066	9,4	900 à 1 900	60 à 100 %
Chaux agricole dolomitique	CaMg(CO ₃) ₂	184,40	22	0,3	9,5 à 9,8	1 440 à 1 600	60 à 100 %
Chaux vive calcique	CaO	56,08	71	1,25	12,45	720 à 1 200	90 à 100 %
Chaux vive dolomitique	CaO•MgO	96,38	42	1	11,7	80 à 1 165	90 à 100 %
Chaux hydratée	Ca(OH) ₂	74,096	54	1,65	12,45	320 à 690	92 à 100 %

A priori, la solubilité à 20°C de 1,25 g CaO/kg d'eau (≈ 1 250 mg/L) semble inférieure à celle de 1,65 g Ca(OH)₂/kg d'eau (≈ 1 650 mg/L), mais dans les faits elle est identique en calcium, soit 0,89 g de Ca²⁺/kg d'eau. Le complément au 0,89 g de calcium est 0,36 g de O²⁻ pour un total 1,25 g de chaux vive solubilisée, ou un complément de 0,76 g OH⁻ pour un total de 1,65 g de la chaux hydratée solubilisée. Les chaux vives et hydratées calciques, à concentration molaire identique, produisent la même quantité d'hydroxyde, soit 0,76 g/kg d'eau, une fois que le 0,36 g O²⁻ de la chaux vive aura réagi avec le 0,40 g du H₂O du kg d'eau lors du dosage de 1,25 g CaO/kg d'eau.

Une mole de chaux hydratée se dissocie en une mole de Ca^{2+} et en deux moles de OH^- jusqu'à la solubilité maximum. L'équation 2.4 relie le pH, le pOH et la concentration molaire des ions OH^- alors que l'équation 2.5 relie les hydroxydes aux dosages molaires du calcium et de la chaux hydratée.

$$14 - \text{pH} = \text{pOH} = -\log [\text{OH}^-] \quad (2.4)$$

$$[\text{Ca}(\text{OH})_2] = [\text{OH}^-]/2 = [\text{Ca}^{2+}] \quad (2.5)$$

Le tableau 2.4 présente les correspondances entre des pH spécifiques en lien avec OH^- et les quantités correspondantes de chaux hydratée dissoute. Le pH étant une fonction logarithmique, l'augmentation d'une unité de pH, nécessite 10 fois plus de chaux dans une eau pure initiale, soit une concentration de 3,7 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$ pour atteindre le pH de 10 et une concentration de 37 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$ pour atteindre le pH de 11.

Tableau 2.4 : Niveau de pH et de concentration de chaux hydratée pure dissoute

pH	OH^-		Ca(OH) ₂ dissoute	
	logarithmique de la concentration molaire par litre	(mole/L)	(mole/L)	(mg/L)
9,0	- 5,0	$10^{-5,0}$	$0,5 \times 10^{-5,0}$	0,37
9,5	- 4,5	$10^{-4,5}$	$0,5 \times 10^{-4,5}$	1,17
10,0	- 4,0	$10^{-4,0}$	$0,5 \times 10^{-4,0}$	3,7
10,5	- 3,5	$10^{-3,5}$	$0,5 \times 10^{-3,5}$	11,7
11,0	- 3,0	$10^{-3,0}$	$0,5 \times 10^{-3,0}$	37
11,5	- 2,5	$10^{-2,5}$	$0,5 \times 10^{-2,5}$	117
12,0	- 2,0	$10^{-2,0}$	$0,5 \times 10^{-2,0}$	370
12,32 (1)	- 1,68	$10^{-1,68}$	$0,5 \times 10^{-1,68}$	770
12,5	- 1,5	$10^{-1,5}$	$0,5 \times 10^{-1,5}$	1 170
12,7 (2)	- 1,3	$10^{-1,3}$	$0,5 \times 10^{-1,3}$	1 850
(1) pH minimal à 100°C		(2) pH maximal à 0°C		

À la concentration de 0,37 mg/L, la chaux hydratée libère 10^{-5} mole de OH⁻ dans un litre d'eau, soit l'équivalent d'un pOH de 5,0 ou d'un pH de 9,0. Cette concentration d'hydroxydes est 100 fois supérieure à celle d'une eau à pH de 7,0, soit 10^{-7} mole de OH⁻ par litre d'eau. Conséquemment, au pH supérieur à 9,0, les hydroxydes d'une eau neutre initiale représentent moins d'un pour cent de ceux de la chaux, et de ce fait, ils sont négligeables.

La chaux hydratée reste sous forme particulaire au-delà de la solubilité maximale, qui se situe entre 0,77 à 1,85 g Ca(OH)₂/L selon la température. Le lait de chaux va au-delà de la solubilité maximale, soit typiquement de 50 à 100 g Ca(OH)₂/L (Degrémont, 2005; con-v-air, 2005). À des concentrations de 49, de 99,4, de 149 et de 182 g Ca(OH)₂/L, les densités obtenues du lait de chaux à 15°C sont respectivement de 1,03, de 1,06, de 1,09 et de 1,11 g/L (Annexe 2). Il faut de trois à cinq minutes de contact entre la chaux hydratée et l'eau pour préparer un lait de chaux à 6 %, soit environ 60 g/L (WPCF & ASCE, 1982). Le lait de chaux peut être préparé avec de la chaux vive, mais cela prend plus de temps, car elle doit d'abord se transformer en chaux hydratée. La hausse de température aide la transformation de la chaux vive en chaux hydratée. À faible concentration de chaux vive, la transformation en chaux hydratée peut prendre 60 minutes alors qu'à très forte concentration, l'eau rentre en ébullition et la chaux s'éteint entre trois et cinq minutes (ASCE et al., 1971; WPCF & ASCE, 1982). À un ratio moyen de quatre à cinq quantités d'eau pour une quantité de chaux vive, la température monte à 60°C et la chaux s'éteint entre 20 et 30 minutes (Degrémont, 2005; ASCE et al., 1971).

Il faut porter une attention particulière lors de la manipulation de la chaux vive ou hydratée en poudre, car il y a un risque de dispersion de fines particules dans l'air ambiant qui est dommageable aux yeux, aux poumons et à la peau. Comme la chaux hydratée n'a pas le délai d'hydratation de la chaux vive, et qu'elle ne risque pas d'exploser lors d'un contact incontrôlé avec l'eau, conséquemment, la chaux hydratée est souvent préférée à la chaux vive, malgré un coût d'achat et un volume d'entreposage supérieurs.

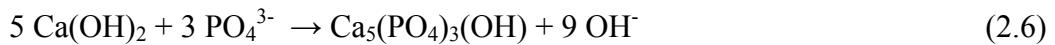
2.6.2 Formation de composés de phosphore particulaires et niveau de pH

Le tableau 2.5 présente plusieurs nomenclatures et formules chimiques de phosphate de calcium avec des ratios molaires « Ca/P » de 0,5 à 2,0.

Tableau 2.5 : Précipités de phosphate de calcium en solution basique

Nomenclatures	Formules	ratio molaire (Ca/P)
phosphate monocalcique	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$	0,5
phosphate dicalcique ou Monelite	CaHPO_4	1,0
phosphate dicalcique hydraté ou Brushite	$\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1,0
phosphate tricalcique	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	1,5
phosphate de calcium amorphe	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot x \text{H}_2\text{O}$	1,5
octophosphate de calcium	$\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3 \cdot 2,5 \text{H}_2\text{O}$	1,33
apatite	$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH, F, Cl, Br})$	1,67
fluoroapatite	$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$	1,67
hydroxyapatite	$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ou $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$	1,67
hydroxy dicalcium de phosphate	$\text{Ca}_2\text{HPO}_4(\text{OH})_2$	2,0

L'hydroxyapatite « HAP » est un composé stable, voire le plus stable du point de vue de la thermodynamique (Maurer et al., 1999; Menar & Jenkins, 1972). L'équation 2.6 présente la formation directe du HAP à partir de la chaux hydratée et des orthophosphates, mais le HAP ne se forme pas aussi simplement.



Trois phases caractérisent la précipitation des phosphates de calcium. La nucléation donne un phosphate de calcium amorphe, la transformation est le lent passage de la forme amorphe au cristal d'apatite, et enfin le grossissement des cristaux d'apatite (Stumm & Leckie, 1970). Plusieurs auteurs s'entendent sur le principe des phases, mais avec des variantes au niveau des précurseurs au HAP. Le $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ est le premier composé formé pour Strates et al. (1957) et Booth & Coates (1961), mais ce dernier ajoute le $\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3$ avant la transformation en HAP. Kibalczyc et al, (1990) et Roques et al. (1991) parlent du $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ comme précurseur à la formation du HAP. Maurer et al. (1999) parle de la coexistence du HAP avec le $\text{Ca}_2\text{HPO}_4(\text{OH})_2$. La formation des précurseurs semble suivre une progression de ratio molaire Ca/P de 1:1, à

1,33:1, à 1,5:1 et finalement à 1,67 mole de calcium par mole de phosphore constituant l'hydroxyapatite. Le $\text{Ca}_2\text{HPO}_4(\text{OH})_2$, comme co-existant, a un ratio molaire Ca/P de 2:1. Étrangement, la transformation en HAP prend 2,75 heures à pH 8 et 6,5 heures à pH 9,8 (Eanes et al., 1967). Lors d'essais de chaulage avec une agitation et une décantation en moins d'une heure, il est probable que les précipités obtenus soient les précurseurs au HAP avec des ratios molaires inférieurs à 1,67 Ca/P. Advenant un léger manque de calcium pour former le HAP, certains précurseurs au HAP formés n'auraient pas la stabilité du HAP.

Les composés de phosphates avec l'aluminium et le fer sont peu solubles en solution acide contrairement aux composés de phosphates de calcium tels que représentés à la figure 2.9. Aux pH optimaux d'environ 5 à 6, la solubilité résiduelle du phosphore est d'environ 0,3 mg P/L pour le FePO_4 , soit $\approx 10^{-5}$ mole/L, et d'environ 0,03 mg P/L pour le AlPO_4 , soit $\approx 10^{-6}$ mole/L

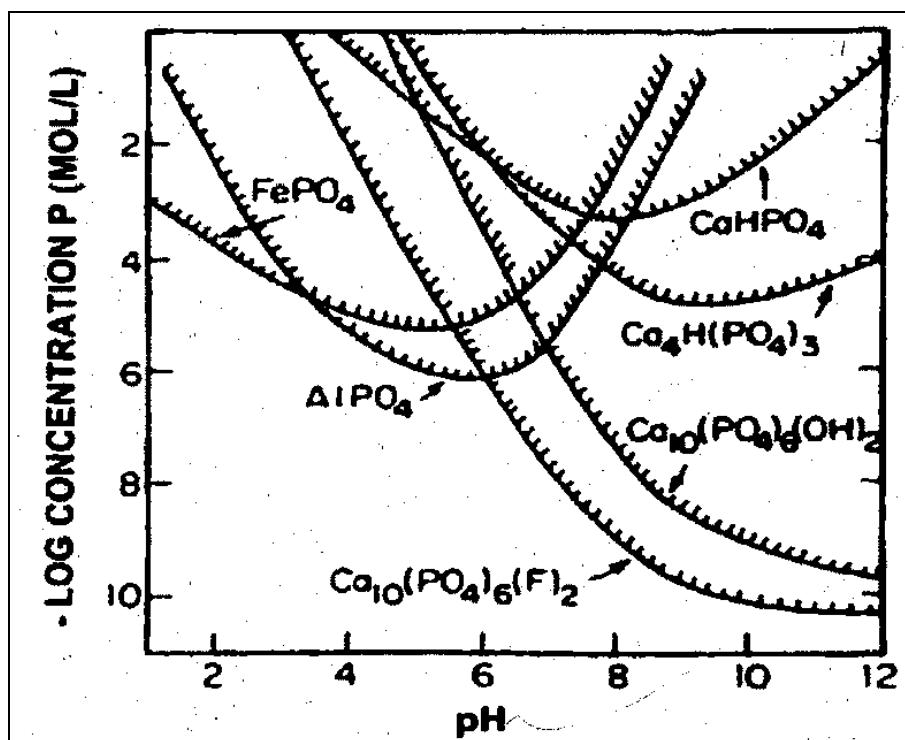


Figure 2.9 : Solubilité des phosphates de fer, d'aluminium et calcium
(Stumm & Morgan, 1981)

Aux pH de 6 à 7, le phosphate monocalcique « $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ », dont le ratio molaire est de 0,5 Ca/P, a une solubilité résiduelle supérieure à 50 mg P/l (Degrémont, 2005). Au pH de 8, le phosphate dicalcique « CaHPO_4 », dont la ration molaire est d'un Ca par P, a une solubilité d'environ 10^{-3} mole/L selon la figure 2.9. Comme il y a 31 grammes de phosphore dans une mole de CaHPO_4 , cela revient à une solubilité d'environ 31 mg P/L. Toujours selon cette figure, aux pH de 9 à 10, le $\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3$, dont le ratio molaire est de 1,33 Ca par P, a une solubilité résiduelle d'environ 0,9 mg P/L, soit $\approx 10^{-5}$ mole/L, mais il ne serait pas le premier composé formé. Aux pH de 9 à 12, le tricalcique de phosphate « $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ », dont le ratio molaire est de 1,5 Ca par P, a une solubilité résiduelle de quelques mg P_2O_5 /L, soit environ 1 mg P/L, mais il décante lentement sous forme colloïdale (Degrémont, 2005). Selon la figure 2.9, à partir du pH de 6, le HAP « $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ », dont les ratios molaires est de 1,67 Ca par P, a une solubilité inférieure au CaHPO_4 et au $\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3$ et aux pH supérieures à 8, a une solubilité résiduelle maximale bien inférieure à 0,002 mg P/L, soit $\approx 10^{-8}$ mole/L et la solubilité continue de descendre avec la hausse de pH. Le fluoroapatite « $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{F})_2$ » est encore moins soluble que le HAP, mais elle nécessite la disponibilité du fluore.

Les précurseurs au HAP nécessitent moins de calcium par rapport au phosphore et une solution moins alcaline, mais leurs solubilités pourraient être trop élevées dans le contexte d'eaux piscicoles peu concentrées en phosphore. À priori, le $\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3$ ou du $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, avec des rapport molaires respectifs de 1,33:1 et de 1,5 :1, et une solubilité d'environ 1 mg P/L aux pH de 9 à 12, semblent préférables aux 31 mg P/L de solubilité du CaHPO_4 au pH de 8. Le HAP apparaît toutefois le composé le plus intéressant de cette figure pour réduire de façon très importante le phosphore même peu concentré, mais il nécessite plus de calcium, plus d'hydroxydes et plus de temps pour se former.

La déphosphatation en solution basique est souvent associée à des pH de 9,5 à 12 étant donné que la majorité des phosphates de calcium y sont insolubles (Stamberg et al., 1970; Degrémont, 2005, Metcalf & Eddy, 2003; WEF & ASCE, 1998). La figure 2.10 montre la concentration résiduelle du phosphore en fonction du pH en lien avec le dosage de chaux hydratée pour une concentration de départ d'environ 10 mg/L de P, qu'on presume sous la forme d'orthophosphates. Au pH de 9, environ 80 % du phosphore est réduit, au pH de 10 c'est environ 95 % alors qu'au pH de 11, c'est près de 98 % de réduction. Le gain de réduction est important entre le pH de 9 et 10, soit de

15 %, mais est uniquement de 3 % entre les pH de 10 à 11. Le pH de 10 est la valeur cible à atteindre, dans le contexte d'un enlèvement important sans devoir utiliser trop de chaux. Une incertitude demeure à la lecture de cette figure, les résultats sont-elles en orthophosphates, en phosphore dissous ou en phosphore total? Une réduction d'orthophosphates signifie notamment que le phosphore soluble dans le liquide est réduit, mais pas nécessairement le phosphore particulaire. Les o-PO_4 pourraient être associés à du calcium particulaire en suspension avec peu ou pas de réduction.

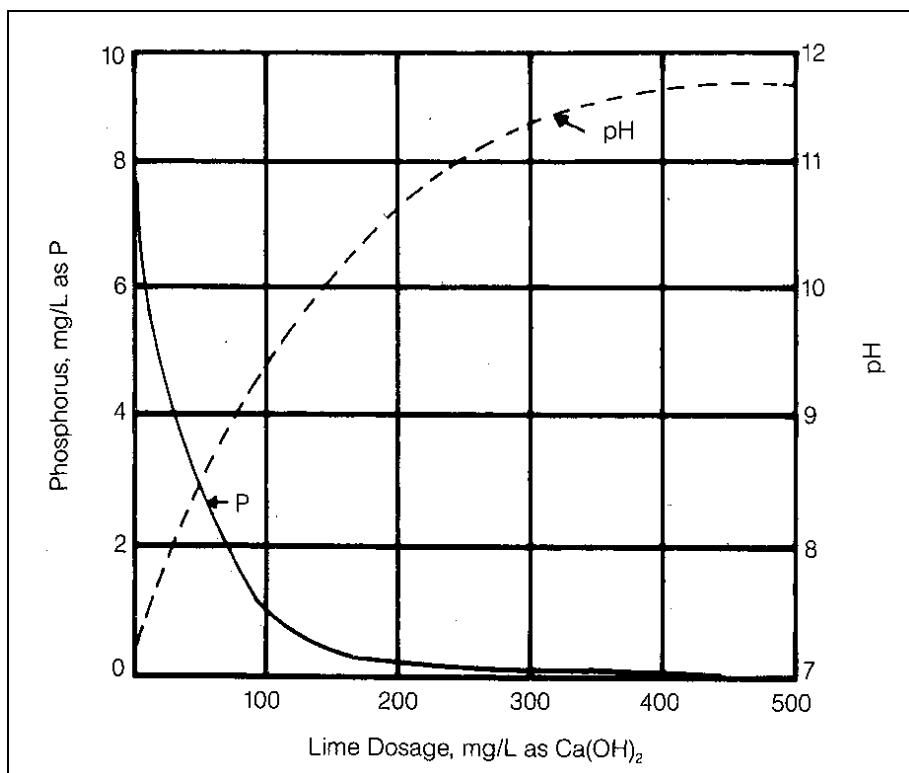


Figure 2.10 : Phosphore résiduel en fonction du pH et du dosage de chaux hydratée (Culp & Culp, 1971)

La littérature n'aborde pas spécifiquement la concentration minimale d'orthophosphates nécessaire pour obtenir des pourcentages de réductions élevés. Il est toutefois logique de penser qu'une faible concentration de départ rend difficile l'obtention de réductions élevées étant donné que la solubilité zéro n'existe pas. De façon indirecte, la figure 2.10 démontre qu'une concentration de départ d'environ 10 mg P/L, sous la forme d'orthophosphates présumée, permet une réduction de 95 % au pH de 10. À titre indicatif, le bilan de la figure 2.7 présente une

concentration moyenne annuelle de 2,4 mg Pd/L, qu'on présume sous forme d'o-PO₄, dans le surnageant éclairci en excès au BESB. La concentration de 0,28 g de MES/L, à l'entrée du BESB, ne serait pas assez élevée pour atteindre 10 mg P/L d'o-PO₄ dans le surnageant en excès du BESB, et ce, malgré que 2,2 % des MES des boues brutes sont du phosphore particulaire et que 45 % du phosphore décanté au BESB se solubilise.

La figure 2.11 reprend les éléments des figures 2.5 et 2.7, mais avec l'ajout d'un concentrateur afin d'atteindre 1,5 g de MES/L à l'entrée du BESB. L'usage du concentrateur permet de réduire de plus de six fois le volume dirigé vers le BESB, soit un volume de 85 m³/an vers le BESB plutôt que 578 m³/an. Cette réduction permet théoriquement d'atteindre 14,6 mg Pd/L, qu'on présume sous forme d'o-PO₄, soit supérieur aux 10 mg P/L d'o-PO₄ de la figure 2.10. Toutefois, le concentrateur ajoute un surnageant qui fait passer théoriquement l'effluent de 2,2 à 3,1 mg MES/L. De plus, une solubilisation du phosphore particulaire pourrait débuter dans le concentrateur, d'où une valeur hypothétique de 5 % du Pp. Le ratio de rejet 4,83 kg P/t de production sans concentrateur (figure 2.7) passe à 5,43 kg P/t de production avec l'usage d'un concentrateur. L'usage d'un épaisseur n'a d'intérêt qui s'il faut réellement atteindre une concentration supérieure dans le surnageant en excès du BESB avant un traitement efficace par chaulage.

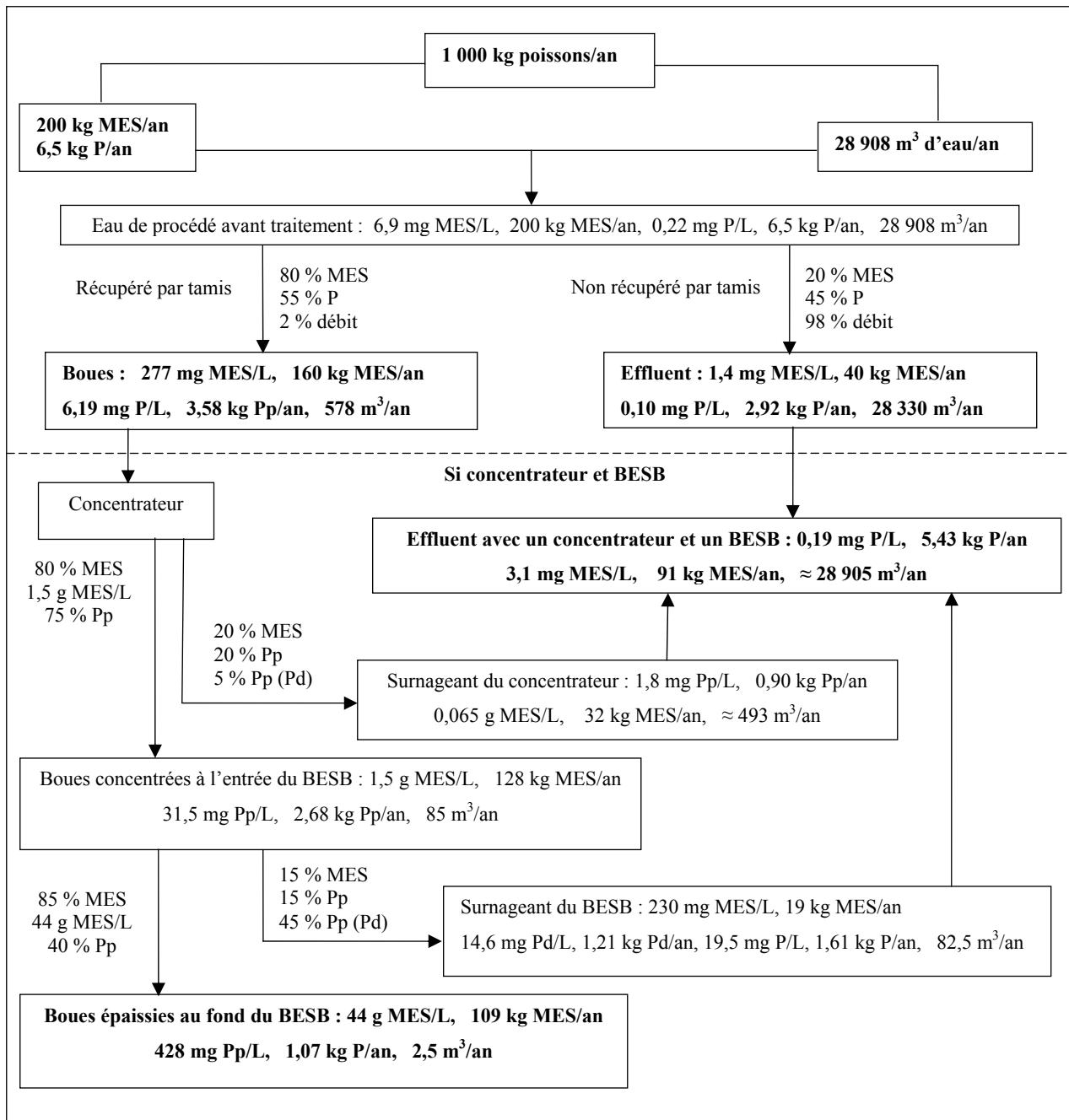


Figure 2.11 : Bilan théorique des pertes de MES et de Pt avec concentrateur et BESB

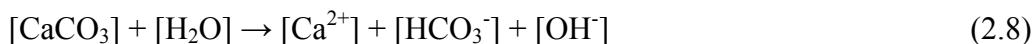
2.6.3 Influence de l'alcalinité et du pouvoir acide

Alcalinité

L'alcalinité de l'eau se définit comme sa capacité à neutraliser un acide et se mesure par titrage jusqu'au pH de 4,5, conséquemment la présence d'acide, comme l'acide carbonique « H_2CO_3 », n'est pas mesurée par l'alcalinité.

L'alcalinité de l'eau naturelle est principalement liée aux carbonates « CO_3^{2-} », aux bicarbonates « HCO_3^- » et aux hydroxydes « OH^- ». Vu l'importance usuelle des carbonates et des bicarbonates, l'alcalinité s'exprime en équivalence de carbonate de calcium « CaCO_3 ». L'ammoniac « NH_4^+ », les borates « BO_3^{3-} », les phosphates « PO_4^{3-} », les silicates « SiO_2 », et des formes de matière organique contribuent à l'alcalinité, mais usuellement dans une moindre mesure. Dans les eaux de rivières du Québec, l'alcalinité varie généralement de 5,8 à 76 mg CaCO_3/L (CEAEQ, 2007; CEAEQ, 2010). L'équation 2.7 présente les principaux éléments qui composent l'alcalinité « alc ». Pour une concentration d'une mole de CaCO_3 , il y a une mole de HCO_3^- avec une mole de OH^- (équation 2.8) ou simplement une mole de CO_3^{2-} (équation 2.9). Comme la réalité n'est pas aussi simple que les équations 2.8 et 2.9, et qu'aux pH de 7 à 9 les hydroxydes et les carbonates sont négligeables par rapport aux bicarbonates (voir figure 2.12), l'équivalent de « Y » mole de CaCO_3 est de « 2Y » moles de HCO_3^- . Une alcalinité de 100 mg CaCO_3/L , qui correspond à une millimole « mmol » de carbonate, équivaille à de 2 mmol de HCO_3^- comme le montre l'équation 2.10.

$$\text{alc} = [\text{HCO}_3^-] + 2 [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad (2.7)$$



$$100 \text{ mg CaCO}_3/\text{L d'alcalinité} = 1 \text{ mmol CaCO}_3 = 2 \text{ mmol HCO}_3^- \quad (2.10)$$

Fait à noter, le gaz carbonique peut réagir avec l'eau pour former de l'acide carbonique « H_2CO_3 », des bicarbonates « HCO_3^- » ou des carbonates « CO_3^{2-} ». Les équations 2.11 à 2.13 présentent une séquence des transformations du CO_2 dans l'eau.



La figure 2.12 montre l'importance relative des principaux éléments d'alkalinité ainsi que la présence de l'acide carbonique en fonction du pH. Au pH de 6,37, les concentrations de H_2CO_3 et de HCO_3^- sont identiques alors qu'au pH de 10,25, c'est le HCO_3^- et le CO_3^{2-} qui le sont (CRC, 1987).

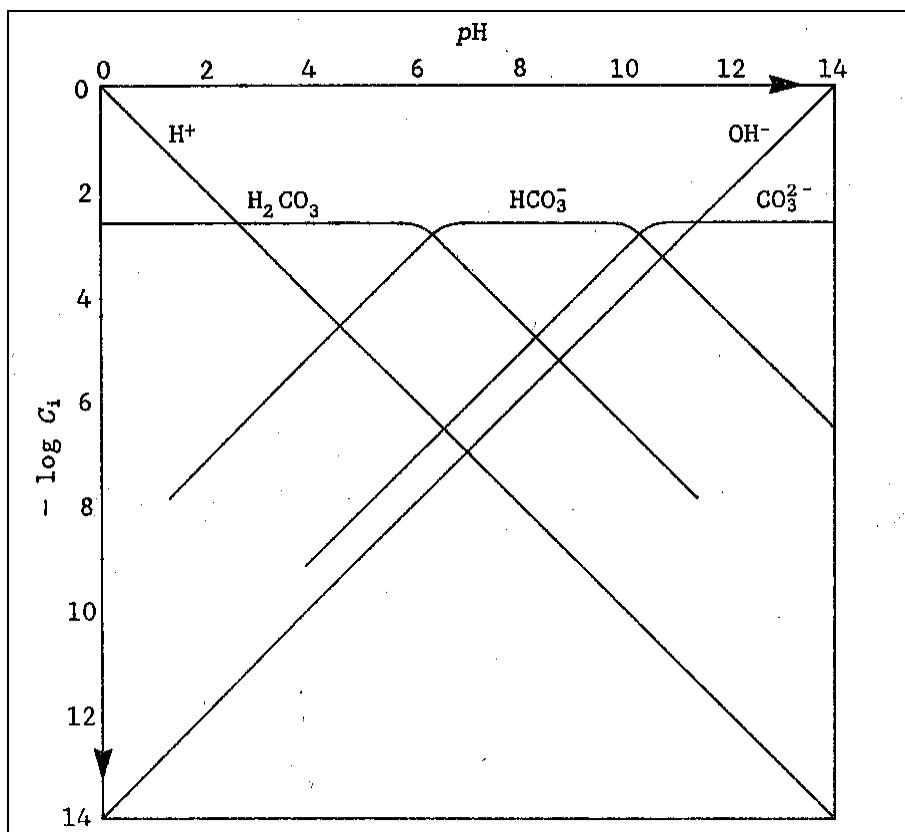
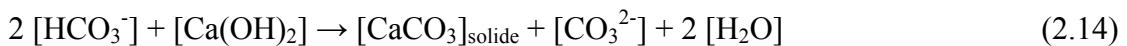


Figure 2.12 : Formes de l'alkalinité en fonction du pH
(Desjardins, 1988)

Une hausse de pH transforme l'acide carbonique en bicarbonate et éventuellement en carbonate en libérant des ions H^+ , soit un déplacement de la gauche vers à la droite sur la figure 2.12. Une baisse de pH transforme les carbonates en bicarbonates et éventuellement en acide carbonique en accaparant des ions H^+ . Comme ces composés libèrent ou captent des ions H^+ , ils s'opposent aux changements de pH et jouent un rôle de tampon. Une fois la majorité des bicarbonates transformés en carbonates, la résistance à la hausse de pH devient presque nulle, soit passée le pH

de 10,25, tout comme celle des bicarbonates sous les pH de 6,37 lors d'une baisse de pH. Au pH de 4,5, soit la fin du titrage de l'alcalinité, les concentrations d'hydroxyde, de carbonate, voire même les bicarbonates sont négligeables, d'où une alcalinité carbonée pratiquement nulle.

L'équation 2.14 montre que deux fois plus de moles de bicarbonate peuvent réagir (neutraliser) que de moles de chaux hydratée. Deux mmol de HCO_3^- , soit l'équivalent à une alcalinité de 100 mg CaCO_3/L , peuvent réagir avec une mmol de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, soit 74 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$, ce qui donne un ratio de 1,35 mg CaCO_3 / mg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ comme le montre l'équation 2.15, ou l'inverse à 0,74 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ / mg CaCO_3 .



$$100 \text{ mg CaCO}_3/\text{L d'alcalinité} / 74 \text{ mg Ca}(\text{OH})_2 = 1,35 \text{ mg CaCO}_3/\text{mg Ca}(\text{OH})_2 \quad (2.15)$$

Dans de rares cas où l'alcalinité serait formée bicarbonates et les hydroxydes, en concentration molaire identique, il faudrait la moitié moins de chaux pour neutraliser l'équivalent d'alcalinité car les hydroxydes de l'alcalinité ne réagiront pas lors de l'ajout des hydroxydes de la chaux contrairement aux bicarbonates qui seront changés en carbonate. Dans un tel cas théorique, une alcalinité 100 mg CaCO_3/L réagirait (neutraliserait) avec une demie mmol de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, soit 37 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$, ce qui donne un ratio de 2,7 mg CaCO_3 / mg $\text{Ca}(\text{OH})_2$, ou l'inverse à 0,37 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ / mg CaCO_3 .

L'effet de l'alcalinité peut influencer significativement les dosages de chaux lors des hausses de pH, lorsqu'on sait que des alcalinités de 50 à 100 mg CaCO_3/L sont fréquentes et qu'il faut 37 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$ pour hausser une eau pure de pH 7 à pH 11 (tableau 2.4). De plus, cette neutralisation est variable selon les éléments qui composent l'alcalinité, et indirectement du pH. Une solution alcaline aurait moins d'effet sur la chaux ajoutée qu'une solution acide à alcalinité identique.

La figure 2.13 montre deux phénomènes, le principal étant l'accroissement du chaulage pour maintenir le pH à 11 lorsque l'alcalinité d'un liquide augmente. La progression n'est toutefois pas linéaire. Pour passer d'un liquide de 100 à 200 mg CaCO_3/L d'alcalinité, le chaulage passe d'environ 270 à 410 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$, soit une différence d'environ 140 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$. Or, pour passer de 200 à 300 mg CaCO_3/L d'alcalinité, le chaulage passe d'environ 410 à 510 mg

$\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$, soit une différence de 100 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$. D'autres aspects que l'alcalinité pourraient intervenir étant donné l'accroissement non linéaire.

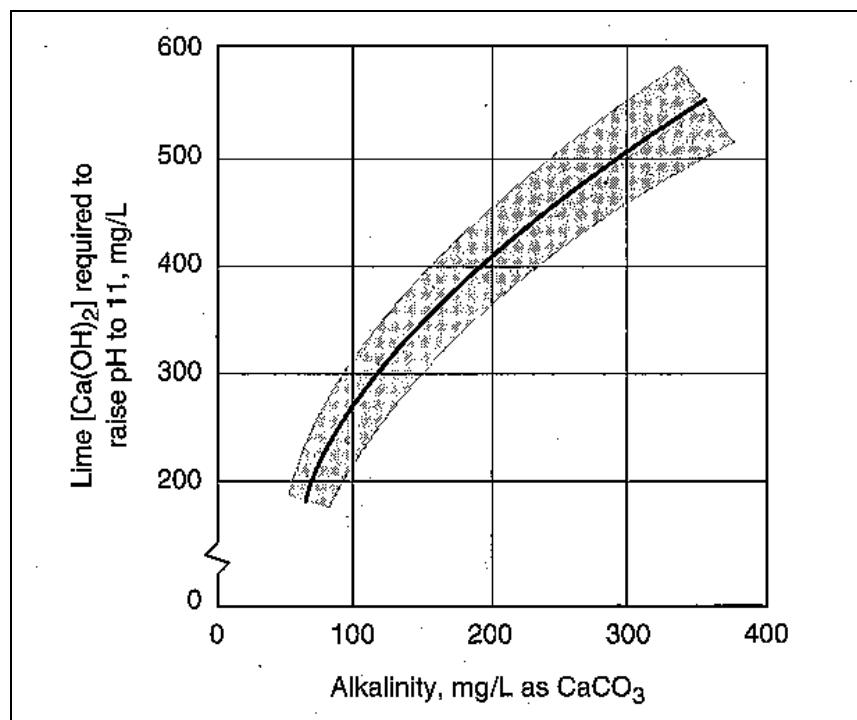
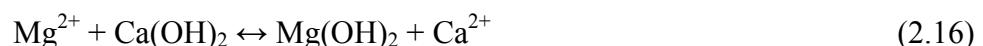


Figure 2.13 : Dosage de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pour atteindre le pH de 11 en fonction de l'alcalinité (Metcalf & Eddy, 2003)

Ces chaulages de 100 à 140 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$, déduits de la figure 2.13 pour un même accroissement de 100 mg CaCO_3/L d'alcalinité, sont supérieures à la neutralisation théorique de 74 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$ pour 100 mg CaCO_3/L d'alcalinité (équation 2.15). Outre l'imprécision des mesures, plusieurs causes peuvent expliquer les écarts entre la théorie et la pratique, comme la nature variable du liquide indépendamment de l'alcalinité, l'impureté de la chaux, un mélange insuffisant lors du chaulage et la solubilisation du CO_2 de l'air dans le liquide chaulé. Une chaux calcique, qui contient du MgO en impureté, nécessite un surdosage pour atteindre un pH basique de 11 car une partie du magnésium forme un précipité de $\text{Mg}(\text{OH})_2$, réduisant par le fait même une partie des hydroxydes comme le laisse comprendre l'équation 2.16. La solubilisation du CO_2 de l'air dans le liquide peut former de la calcite avec libération d'ions H^+ ce qui neutralise des hydroxydes comme l'ont montré les équations 2.11 à 2.13.



Le second phénomène que montre la figure 2.13 est qu'à un même pH de 11 et à un même niveau d'alcalinité, les dosages de chaux sont variables. À titre d'exemple, le chaulage varie de 210 à 310 mg de Ca(OH)₂/L, soit une différence de 100 mg/L, pour des liquides à 100 mg CaCO₃/L d'alcalinité. Comme on soustrait deux résultats de même alcalinité, cette variation est causée par autre chose que l'alcalinité, et l'écart (ex. : de 100 mg Ca(OH)₂/L) est aussi grande que celui engendré par l'accroissement de l'alcalinité (ex. : de 200 à 300 mg CaCO₃/L). Tout comme le premier phénomène, plusieurs causes peuvent expliquer cette variation de chaulage de même alcalinité, mais dans ce cas-ci la nature variable des liquides chaulés est possiblement marquante. Deux liquides de même alcalinité pourraient avoir des pH différents avant le chaulage et celui à pH supérieur nécessiterait moins de chaux pour atteindre un pH de 11.

Acidité

L'acide carbonique « H₂CO₃ » se transforme en HCO₃⁻ et en CO₃²⁻ avec libération d'ions H⁺ suite à une hausse de pH. Les ions H⁺ vont neutraliser des hydroxydes de la chaux sans pour autant être comptabilisés dans l'alcalinité. Un liquide à pH de 6,37 aurait autant de concentration molaire de H₂CO₃ que de HCO₃⁻, conséquemment, un liquide à pH de 6 neutraliserait plus que 0,74 mg Ca(OH)₂ / mg CaCO₃. Pour mesurer la résistance à l'accroissement du pH, on peut déterminer « l'acidité » aussi appelée le « pouvoir acide » qui est la mesure inverse de l'alcalinité. Cette mesure se réalise par l'ajout d'une base jusqu'au pH de titrage usuel de 8,3 (CEAEQ, 2010). À ce niveau de pH, l'acide carbonique est majoritairement transformé en bicarbonate, mais l'effet neutralisant des bicarbonates n'est pas fini, car il reste très significatif jusqu'au moins 10,25 en pH. La détermination du pouvoir acide semble plus appropriée que l'alcalinité pour anticiper les dosages de chaux, mais encore faut-il titrer à plus de 10,25 en pH.

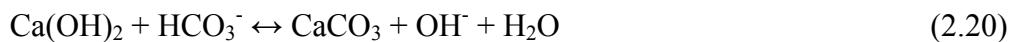
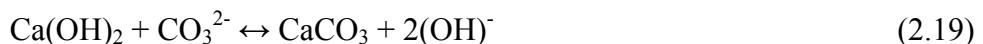
Peu importe la détermination de l'alcalinité ou le pouvoir acide, pour une meilleure précision sur le chaulage, il faut réaliser des essais de jar test (Metcalf & Eddy, 2003; WEF & ASCE, 1998; WPCF & ASCE, 1982).

2.6.4 Co-précipités au phosphate de calcium

La formation de précipités de phosphate de calcium en solution basique peut s'accompagner de co-précipités comme l'hydroxyde de magnésium « $\text{Mg}(\text{OH})_2$ », la calcite « CaCO_3 », le carbonate de magnésium « MgCO_3 », le Newberryite « MgHPO_4 » et la Struvite « $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ », (Abbona et al., 1988; Stemberg et al., 1970; Degrémont, 2005). De ces co-précipités, deux retiennent particulièrement l'attention, soit l'hydroxyde de magnésium et la calcite.

Le magnésium réagit avec les hydroxydes de la chaux hydratée pour former le floculant d'hydroxyde de magnésium (équation 2.16). Cette réaction débute au pH de 9,5 et se complète aux pH de 11 à 11,8. Ce floculant gélatinieux entraîne la turbidité ainsi que des MES par précipitation et coagulation (Stemberg et al., 1970; Degrémont, 2005; Metcalf & Eddy, 2003; WEF & ASCE, 1998). Pour obtenir une bonne réduction, advenant la présence importante de phosphate de calcium colloïdal, un pH de 11, voire même de 11,8 pourrait être le niveau à atteindre.

L'alcalinité, qui est majoritairement associée aux bicarbonates et carbonates, nuit à l'enlèvement du phosphore par chaulage (Jang & Kang, 2002). Suite à une hausse de pH, après chaulage, les bicarbonates se transforment en carbonates « CO_3^{2-} » et en ions H^+ , ces derniers neutralisent une partie les hydroxydes de la chaux. De plus, comme la solubilité de la calcite « CaCO_3 » baisse avec l'augmentation du pH, une partie des carbonates s'accapare du calcium, ce qui réduit la disponibilité du calcium pour les précipités de phosphate de calcium (de-Bashan & Bashan, 2004; Jang & Kang, 2002). La disponibilité totale du calcium est réduite, mais pas nécessairement celle introduite par la chaux dosée, car le liquide, avant le dosage de chaux, peut déjà contenir la quantité nécessaire de calcium pour précipiter les carbonates. La calcite peut être obtenue selon différentes combinaisons comme le montrent les équations 2.17 à 2.21.



La figure 2.14 montre l'effet du pH et de la température sur la solubilité de la calcite. À la température de 25°C et au pH de 7, la solubilité molaire de la calcite est d'environ $10^{-2,5}$ mole/L, d'environ 10^{-3} mole/L au pH de 8, d'environ $10^{-3,5}$ mole/L au pH de 9 et d'environ $10^{-3,9}$ mole/L au pH 10, soit respectivement une solubilité limite d'environ 316, de 100, de 31 et de 13 mg CaCO₃/L. Conséquemment, l'effet des carbonates de l'acidité est moins important pour une solution à pH de 9 qu'une solution à pH de 8, étant donné qu'ils y sont moins présents (Battistoni et al., 1997). La littérature est peu volubile sur la capacité ou non de la calcite à accélérer la décantation de particules, contrairement à l'effet agglutinant reconnu de l'hydroxyde de magnésium.

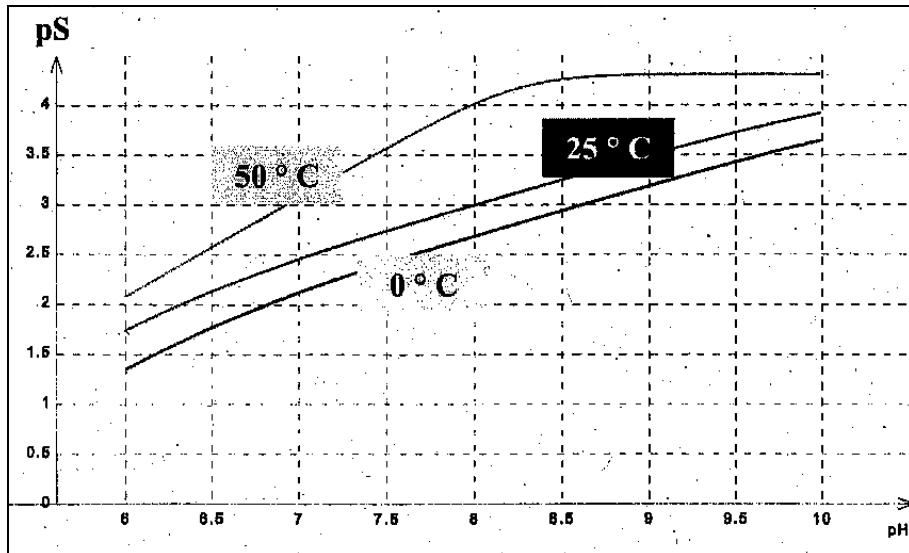


Figure 2.14 : Solubilité logarithmique molaire du calcium en fonction du pH et de la T°
(Cortial, 2010)

2.6.5 Mélange rapide, floculation, vitesse de chute des précipités et boues

Mélange rapide et floculation

Le mélange rapide, « flash mix » en anglais, est utilisé pour mélanger en peu de temps des substances entre elles, alors que la floculation, plus lente, facilite le rapprochement et l'agglomération des particules afin d'accroître le diamètre des particules et accélérer la décantation (Degrémont, 2005; Metcalf & Eddy, 2003). Le tableau 2.6 présente des critères liés au mélange rapide ainsi qu'à la floculation selon plusieurs sources. Le paramètre « T » représente le temps d'agitation alors que le paramètre « G » est le gradient de vitesse en lien avec la puissance. Les gradients de vitesse pour le mélange rapide sont usuellement de 200 à 1 500 s^{-1} , alors que ceux de la floculation sont de 40 à 100 s^{-1} .

Tableau 2.6 : Critères du mélange rapide et de la floculation

	WPCF & ASCE (1982)	Metcalf & Eddy (2003)	Degrémont (2005)	Gamme
T (s)				
Mélange rapide	30 à 120	5 à 30 (1) ou <1 (2)	60 à 180	5 à 180
Floculation	300 à 1 800	1 800 à 3 600	1 200	300 à 1 800
G (s^{-1})				
Mélange rapide	300 à 1 500	250 à 1 500 (1) ou 6 000 (2)	200 à 1 000	200 à 1 500
Floculation	40 à 100	50 à 100	100	40 à 100
GT				
Mélange rapide	36 000 à 45 000	nd	nd	36 000 à 45 000
Floculation	12 000 à 30 000	nd	nd	12 000 à 30 000

(1) typiquement pour les eaux usées

(2) dispersion de produits chimiques

Plusieurs essais en laboratoire se réalisent dans des contenants B-Ker² qui ont deux litres de volume liquide en opération normale. La figure 2.15 établit des liens entre les vitesses de rotation, les températures et les gradients de vitesse obtenus avec des contenants B-Ker² et une plaque d'agitation standard de 2,5 cm par 7,6 cm (un pouce par trois pouces). À partir de cette figure et des gammes de gradients de vitesse du tableau 2.6, il devient possible d'établir les vitesses de rotation intéressantes à utiliser sur un banc de Jar test avec les contenants B-Ker². Le gradient de vitesse minimale 200 s^{-1} du mélange rapide s'obtient avec une rotation d'environ 200 rpm. Un « G » de 40 s^{-1} associé au début de la gamme pour la floculation s'obtient à une vitesse

de rotation d'environ 50 rpm, alors que le maximum de la flocculation à 100 s^{-1} s'obtient à 100 rpm environ. Comme la vitesse de rotation maximale de plusieurs bancs de Jar test est de 300 rpm, cela correspond à un « G » d'environ 400 s^{-1} , soit un gradient de vitesse deux fois le minimum, mais d'environ quatre fois moins que le maximum de la gamme du mélange rapide.

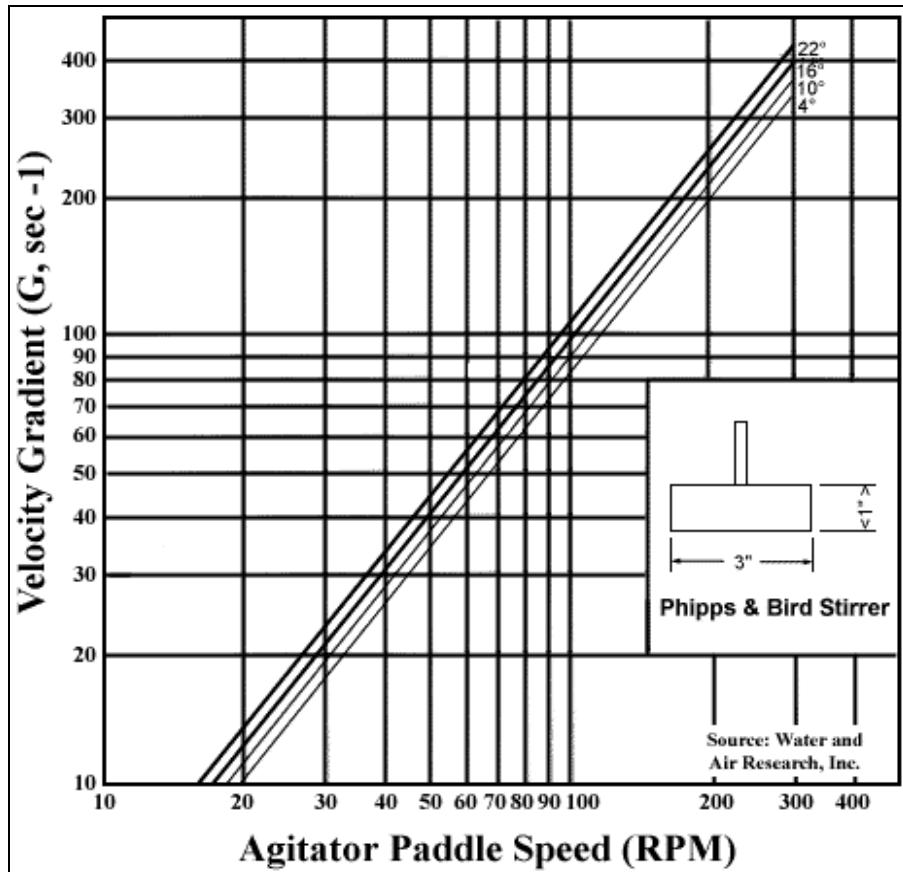


Figure 2.15 : Gradient de vitesse dans un contenant B-Ker²
(Phippsbird, 2011)

L'équation 2.22 relie le gradient de vitesse « G » à la puissance « P », au volume « V » ainsi qu'au paramètre « K ». Ce dernier est fonction de la température et la viscosité du liquide (Degrémont, 2005).

$$G = K(P/V)^{0.5} \quad (2.22)$$

où :

G : gradient de vitesse (s^{-1})

P : puissance réelle dissipée au liquide (W)

V : volume occupé par le liquide dans le bassin d'agitation (m^3)

K : constante de 27,6 à 10°C ou de 31,5 à 20°C (adimensionnelle)

Le tableau 2.7 présente les puissances obtenues à partir de l'équation 2.22, et ce, pour différents gradients de vitesse. Les gradients de vitesse sont issus du tableau 2.6 ainsi que de la figure 2.15 pour différentes rotations avec une plaque d'agitation standard dans un contenant B-Ker². À ces informations, s'ajoutent deux niveaux supérieurs d'agitation, soit celui obtenu avec une plaque de confection artisanale (5 cm par 7,6 cm) du double de la hauteur d'une plaque standard et celui obtenu avec une hélice de 6 cm de diamètre par 10 cm de longueur effective d'agitation, qui est normalement vendue pour mélanger la peinture.

Tableau 2.7 : Puissance correspondante à des niveaux d'agitation

	10°C		20°C	
	G (s ⁻¹)	Puissance (W/m ³)	G (s ⁻¹)	Puissance (W/m ³)
critères d'agitation				
floculation minimale	40	2	40	2
floculation maximale	100	13	100	10
mélange rapide minimal	200	53	200	400
mélange rapide maximal	1 500	2 950	1 500	2 270
rotation sur banc de Jar test avec B-Ker²				
30 rpm avec une plaque standard	19	0,47	23	0,53
50 rpm avec une plaque standard	37	1,8	43	1,9
100 rpm avec une plaque standard	90	11	105	11
200 rpm avec une plaque standard	220	64	250	63
300 rpm avec une plaque standard	360	170	420	180
300 rpm avec une plaque double (*)	720	680	840	710
rotation avec perceuse avec B-Ker²				
600 rpm avec une hélice (*)	990	1 300	1160	1 400

(*) G obtenu par règle de trois en fonction du vortex engendré par rapport à une place simple à 300 rpm

Vitesse de chute et boues

La vitesse de chute des eaux chaulées est de 35 à 80 m/jour, équivalent à 1,5 à 3,3 m/h (Metcalf & Eddy, 2003). Pour obtenir une bonne efficacité de réduction, la charge superficielle (Cs) du décanteur doit être égale ou inférieure à vitesse de chute des particules visées. Aux vitesses de chute de 1,5 à 3,3 m/h, il faut respectivement 6 et 3 minutes pour une descendre de 0,15 m, comme dans un contenant B-Ker².

Une boue fortement chaulée produit une meilleure siccité qu'une boue faiblement chaulée. L'ajout de la chaux à des boues primaires de traitement d'eau usée donne une gamme de siccité de 1 à 16 % comparativement à une gamme de siccité de 4 à 10 % sans chaulage (Metcalf & Eddy, 2003; WEF & ASCE, 1998; WPCF & ASCE, 1982). L'apatite seule a une siccité de 3 %. La calcite a une siccité de 30 % si elle est seule, alors qu'elle produit une boue de siccité comprise entre 20 et 40 % lorsque la calcite représente 95 % de la boue. La siccité d'une boue est de 6 à 8 % si l'hydroxyde de magnésium constitue 10 % des boues, une siccité de 2,5 à 3 % s'il constitue 30 % des boues, ou une siccité de 2 % s'il constitue 100 % des MES des boues. Une forte proportion d'hydroxyde de magnésium tant à réduire la siccité (Degrémont, 2005; WEF & ASCE, 1998). A priori, le chaulage ne devrait pas réduire la siccité des boues brutes épaissies piscicoles, qui sont de 2,8 à 6,8 %, à moins d'avoir beaucoup de magnésium dans le liquide traité ou dans la chaux utilisée. La quantité des boues produites après l'ajout de la chaux ne dépasse pas 1,5 fois la production régulière (Schmid & McKinney, 1969).

2.6.6 Résumé de la précipitation chimique du phosphore par chaulage

Le calcium réagit avec les orthophosphates pour former des composés peu solubles en solution basique. Le pH minimal à atteindre est de 10 afin d'obtenir une réduction importante des o-PO_4 et par le fait même, la réduction du phosphore total. La chaux agricole, composée typiquement de calcite, n'atteint pas le pH de 10, ce qui la disqualifie. Comme la chaux vive et la chaux hydratée peuvent dépasser le pH de 12, ces chaux sont appropriées d'autant plus qu'elles apportent du calcium. Malgré que la chaux vive coûte typiquement moins chère que la chaux hydratée, cette dernière est préférée en étant plus sécuritaire par l'absence de réaction explosive et exothermique au contact de l'eau. De plus, la chaux hydratée n'a pas le délai d'hydratation de la chaux vive. Pour atteindre respectivement les pH de 10 et 11, dans une eau pure initialement neutre, il faut théoriquement doser 3,7 mg/L et 37 mg/L de Ca(OH)_2 .

L'alcalinité neutralise une partie des hydroxydes de la chaux lors d'une hausse de pH, mais son influence serait variable selon le pH. Une alcalinité de 100 mg/L CaCO_3 , dont les pH se situeraient en 7 et 9, peut neutraliser théoriquement 74 mg/L de Ca(OH)_2 , soit deux fois la chaux nécessaire pour accroître le de pH 7 à un pH 11 d'une eau pure. Des résultats pratiques montrent qu'il faut plus de chaux que ce qui est calculé théoriquement avec l'eau pure. La nature du

liquide, l'impureté de la chaux, le niveau de mélange lors du chaulage et la solubilisation du CO₂ de l'air dans le liquide peuvent engendrer un surdosage de chaux. L'alcalinité ne tient pas compte de tous les constituants, d'où l'intérêt de réaliser des tests avec le liquide à traiter. À défaut de test, l'utilisation du pouvoir acide, titré minimalement jusqu'au pH de 10,25, est une piste à explorer pour évaluer la quantité de chaux à doser.

Il y a plusieurs formes de précipités de phosphate de calcium. Le plus stable est hydroxyapatite, mais il ne se transforme qu'après plusieurs heures, et ce, à partir de précurseurs. Les précurseurs ont des ratios molaires Ca/P inférieurs à celui de l'hydroxyapatite qui est de 1,67 Ca par P. La littérature n'indique pas spécifiquement la concentration minimum d'orthophosphates nécessaire pour obtenir de fortes réductions du phosphore total. Une référence montre qu'une concentration d'environ 10 mg P/L, sous forme d'o-PO₄ présumé, peut atteindre 95 % de réduction au pH de 10. Cette réduction est certainement applicable aux o-PO₄, mais il n'est pas certain qu'elle s'applique au Pt. À titre indicatif, s'il faut atteindre une concentration de 10 mg P/L d'o-PO₄ dans le surnageant en excès au BESB, une eau de lavage à 1,5 g de MES/L (Figure 2.11) avec la concentration théorique de 14,6 mg Pd/L serait adéquate, mais une eau de lavage à 0,28 g de MES/L avec ses 3,3 mg Pd/L (Figures 2.5 et 2.7) serait insuffisamment concentrée.

La transformation du phosphore soluble en phosphore particulaire, suite au chaulage, n'a d'intérêt que si les particules sédimentent aisément. Or, les précipités de phosphate de calcium peuvent être sous la forme de colloïdaux avec une lente décantation. L'influence de co-précipités comme l'hydroxyde de magnésium peut accélérer la chute des colloïdaux par son action agglutinante. La formation d'hydroxyde de magnésium débute au pH de 9,5, mais sa transformation complète se situe entre les pH de 11 à 11,8. En présence de colloïdaux importants, le pH de 11 apparaît le niveau minimal à atteindre, voire même un pH de 11,8.

D'une façon générale, dans le domaine du traitement des eaux usées, le mélange rapide dure d'une à trois minutes avec une puissance se situant entre 50 et 3 000 W/m³ dans un liquide à 10°C. La floculation dure de 5 à 30 minutes avec une puissance se situant entre 2 et 13 W/m³ dans un liquide à 10°C. La vitesse de chute des particules formées dans une eau chaulée est de 1,5 à 3,3 m/h, mais la niveau de capture n'est pas spécifié. La siccité des boues piscicoles ne devrait pas changer avec l'ajout de la chaux, mais des augmentations de 50 % des solides et/ou des volumes sont possibles.

2.7 Chaulage du surnageant des boues plutôt que l'ensemble des boues

Les deux grandes avenues de chaulage, qui peuvent limiter la présence de phosphore total dans le surnageant en excès d'un BESB dirigé à l'effluent, sont le chaulage de l'ensemble des boues brutes afin de bloquer la fermentation ou le chaulage uniquement du surnageant des boues épaissies afin de précipiter le phosphore solubilisé des suites de la fermentation et les accumuler dans un autre BESB. Ces deux avenues sont abordées dans la présente section.

2.7.1 Chaulage de l'ensemble des boues

Généralités

Suite au chaulage de l'ensemble des boues, le pH varie dans le temps comme le démontre la figure 2.16. Au faible dosage de chaux de 0,026 lb Ca(OH)₂/lb de « suspended solids », soit l'équivalent de 2,6 % des MES, le pH n'atteint pas la valeur de 12 et redescend sous le pH de 7 après deux jours. Cette baisse de pH s'explique en premier, par une trop faible résistance à l'acidification engendrée par la solubilisation du gaz carbonique de l'air dans les boues liquides. En second, le chaulage est insuffisant pour détruire significativement l'activité biologique des boues primaires dont 74,6 % des matières en suspension sont des matières volatiles. Conséquemment, après une première baisse de pH due à la solubilisation du CO₂ de l'air, la biologie se réactive, consomme l'oxygène et engendre la phase de fermentation qui est acidogène. Pour éviter une reprise éventuelle de la fermentation à moyen terme, il faut chauler au ratio d'environ 30 % des MES (Degrémont, 1989; EPA, 1979). Les pH supérieurs à 12 résistent davantage au CO₂ de l'air en plus de détruire une plus grande quantité d'organismes dans les boues, retardant de beaucoup la fermentation. Toutefois, au ratio de chaulage équivalent à 30 % en poids des MES de la boue, les quantités de chaux deviennent importantes, ainsi que la masse résultante de boues à disposer.

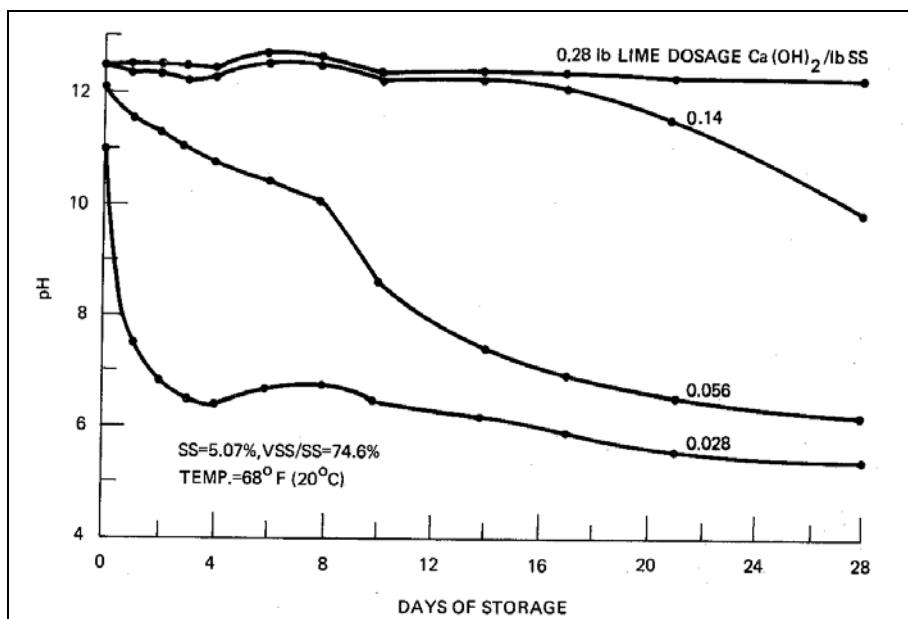


Figure 2.16 : L'évolution du pH dans le temps selon le chaulage de boues primaires (EPA, 1979)

Pisciculture des Alléghanys

La figure 2.17a montre un schéma d'une partie de la pisciculture des Alléghanys où des résultats d'essais de chaulage de boues sont disponibles (Ardelean et al., 2006). Initialement, la pisciculture des Alléghanys épaisse et accumulait ses boues dans deux silos avec surnageant s'écoulant à l'étang de sédimentation avant de rejoindre le milieu récepteur. Les analyses de trois différentes boues brutes ont donné 2 051 et 9 682 mg/L en MES, et 22 000 mg/L en MT, soit l'équivalent en siccité de 0,2, 1,0 et 2,3 %. Le phosphore total représente de 1,7 à 2,8 % des MES.

Les boues de la zone de sédimentation du bassin d'élevage 5 ainsi que les boues du bassin de décantation sont chaulées avant d'entrer au silo 2 lors des essais. La première série d'essais (phase I) a atteint le pH de 8 avec 77 % de réduction des orthophosphates dans le surnageant. La deuxième série d'essais (phase II) a atteint des pH de 10 à 11 avec un enlèvement de 98 % des orthophosphates dans le surnageant. Ce résultat appuie le niveau 10 de pH pour une réduction importante des o-PO_4 notamment. Toutefois, le phosphore particulaire ainsi que les MES restent en fortes concentrations dans le surnageant basique du silo 2, et la cause mentionnée serait le brassage des boues épaissees par l'arrivée des boues brutes au silo, d'où un faible taux de capture (Ardelean et al., 2006).

Sur la base des résultats obtenus à la pisciculture des Alléghanys, l'étude recommande d'ajouter une unité de traitement multifonction pour le chaulage de l'ensemble des boues en amont du bassin de stockage (voir figure 2.17b). Un mélange rapide assurerait la dispersion de la chaux dans la boue brute, suivie d'une flocculation avec ajout possible d'aide coagulant avant une décantation dans cette nouvelle unité. Le surnageant chaulé éclairci serait évacué graduellement à l'étang de sédimentation avec dilution et réduction du pH au contact du débit principal de la pisciculture moins basique. Les boues chaulées décantées de l'unité de traitement multifonctions seraient dirigées vers un bassin de stockage (silo 2), et disposées en totalité lors des épandages agricoles. Le surnageant chaulé en excès est séparé du bassin de stockage des boues chaulées (silo 2), ce qui permet une fermentation dans le silo 2 sans incidence sur l'effluent piscicole. Conséquemment, le chaulage des boues peut se limiter à environ 9,5 % des MES plutôt qu'aux 25 % nécessaires pour bloquer la fermentation sur une période prolongée (Ardelean et al., 2006).

Cette approche non testée présente deux incertitudes à la décantation, soit le pourcentage de capture à l'unité multifonctionnel ainsi que la siccité obtenue des boues chaulées décantées. Le mélange rapide des boues brutes lors du chaulage risque de fractionner les solides, avec comme conséquence de réduire la taille des MES, nuisant ainsi à la capture des MES et du phosphore particulaire. Ce fractionnement peut nuire également à l'épaisseur des boues et engendrer une faible siccité des boues chaulées accumulées. Or, la siccité des boues chaulées décantées doit être suffisante afin de minimiser les volumes dirigés au bassin de stockage (silo 2) pour ne pas générer un débordement. Un débordement du bassin de stockage des boues chaulées serait chargé de phosphore soluble, des suites d'une fermentation probable en absence d'un dosage élevé de chaux dans une boue fortement organique. Ce phosphore soluble d'un surnageant en excès au silo 2 passerait au travers l'étang de sédimentation, sans aucun enlèvement, et rejoindrait le milieu récepteur. Pour minimiser les incertitudes au décanteur, un aide coagulant est suggéré, mais son utilisation n'a pas été validée.

2.7.2 Chaulage du surnageant du bassin de stockage des boues – sujet du présent mémoire

La figure 2.17c reprend le schéma partiel de la pisciculture des Alléghans, mais avec le chaulage d'uniquement du surnageant du bassin d'épaississement et de stockage des boues (BESB). La séquence d'opération serait de laisser les boues brutes s'accumuler et s'épaissir dans un premier silo, sans bloquer la fermentation. Une fois le bassin presque rempli, une partie du surnageant en excès, qui contient du phosphore particulaire et soluble, serait dirigée dans une nouvelle unité. Cette unité comporterait un doseur de chaux, un mélangeur rapide et possiblement une étape de floculation. Le surnageant chaulé serait dirigé vers un deuxième silo pour y subir une décantation, un épaississement et un stockage de boues chaulées avec un surnageant basique en excès. Le surnageant du deuxième silo serait évacué graduellement à l'étang de sédimentation avec dilution et baisse du pH au contact du débit principal de la pisciculture, et ce, avant de rejoindre le milieu récepteur. Les boues des silos seraient disposées par valorisation agricole.

Il y a plusieurs avantages théoriques à l'approche de la figure 2.17c par rapport au chaulage de l'ensemble des boues de la figure 2.17b. Les boues brutes, n'ayant pas à passer par un mélangeur rapide, ne seraient pas fragmentées. Le chaulage ne serait pas tenu de se réaliser en même temps que l'arrivée des boues brutes étant donné qu'on chaulé que le surnageant lorsqu'il y en a suffisamment. Selon la siccité obtenue et le volume de réserve au premier silo, le chaulage pourrait n'être réalisé qu'une fois semaine ou moins fréquemment. La matière organique des boues brutes peut influencer l'alcalinité, et comme elles resteraient majoritairement dans le premier silo sans chaulage, une économie de chaux est possible. De plus, comme le deuxième silo n'aurait qu'une partie de boues accumulées, une faible siccité des boues chaulées peut être acceptable. En plus, les boues du deuxième silo étant majoritairement chimiques, les risques d'une fermentation sont faibles. Cette approche suppose que la concentration d'o-PO₄ dans le surnageant est suffisante pour favoriser une bonne précipitation, car autrement, il faudrait ajouter un aide floculant ou un concentrateur en amont du premier silo de boues brutes (premier BESB). La vérification de l'approche de traitement par chaulage de surnageant en excès du BESB des boues brutes est d'ailleurs le but de ce mémoire de recherche.

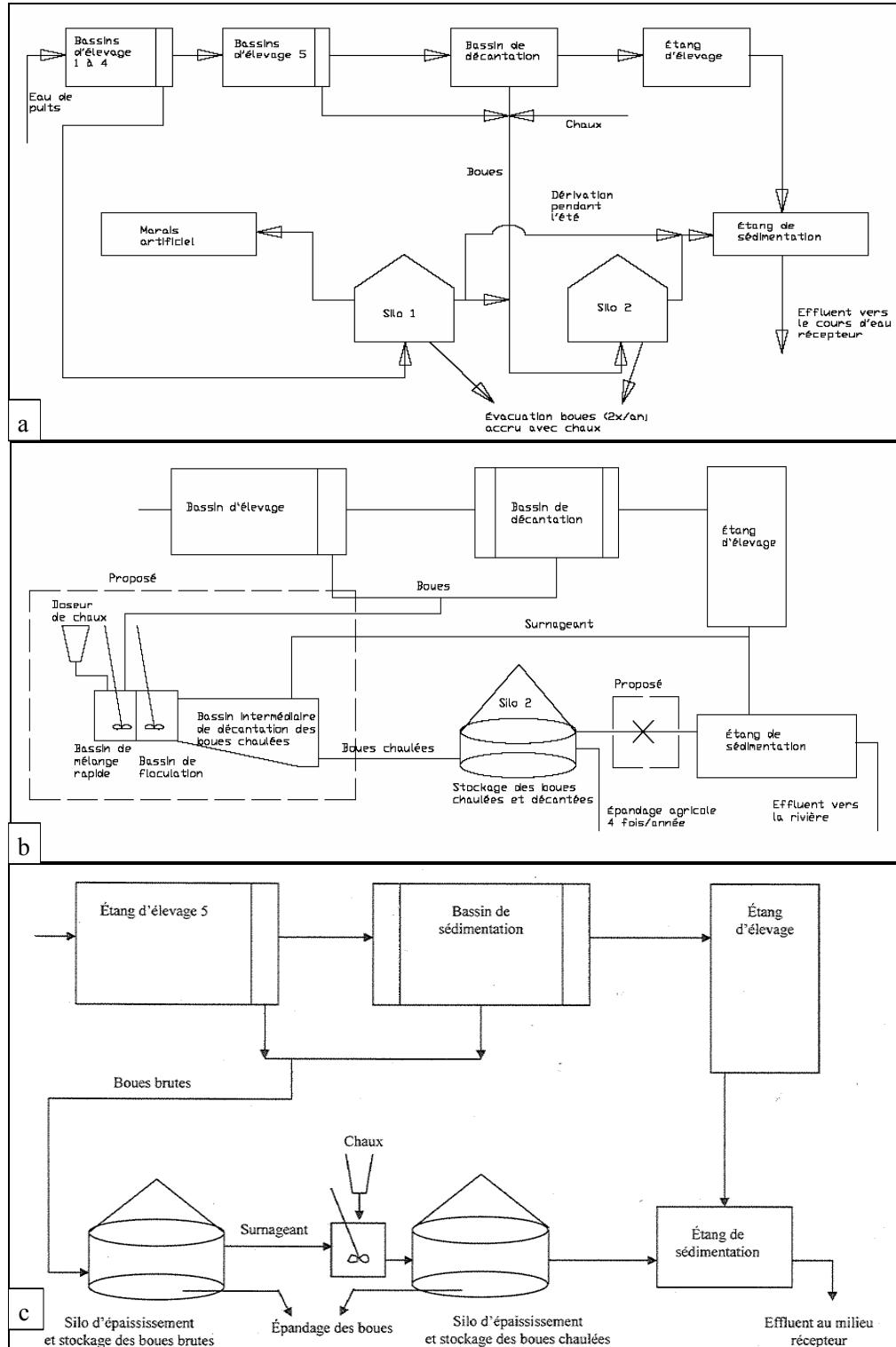


Figure 2.17 : Chaulage des boues ou du surnageant des boues
a) chaulage des boues lors d'essais (Ardelean et al., 2006);

b) chaulage de l'ensemble des boues recommandé par Ardelean et al. (2006);
c) alternative - chaulage uniquement du surnageant - sujet du présent mémoire

2.8 Niveau de rentabilité d'une pisciculture

Le MAPAQ a présenté en Gaspésie, lors de l'Atelier sur l'aquaculture en eau douce tenu les 24 et 25 septembre 2008, les coûts génériques d'immobilisations et les bénéfices avant impôt. L'immobilisation tient compte du terrain, des bassins, des équipements et des machineries. Les bénéfices avant impôt sont la différence entre les revenus et les coûts de revient dont ceux liés à la main-d'œuvre, à la moulée, à l'oxygénéation, au pompage, à l'énergie, à l'achat d'alevins et les soins des animaux. Différents niveaux de productions annuelles (25 à 200 tonnes) ainsi que différentes combinaisons de types de production (ensemencement, production dite de table) sont couvertes. Les informations des colonnes 25, 50 et 150 tonnes de production annuelle du tableau 2.8 proviennent de l'atelier de 2008. La dernière colonne à 200 t/an est l'union proportionnelle des productions de 50 et de 150 t/an, et ce, afin d'obtenir un profil de production s'apparentant à la pisciculture des Bobines, sans avoir à dévoiler son réel bénéfice avant impôt.

Tableau 2.8 : Prix d'immobilisation et de revient de productions piscicoles

Production annuelle	25 tonnes	50 tonnes	150 tonnes	200 tonnes
Type de poisson	ensemencement	50 % ensemencement 50 % table	100 % table	12,5 % ensemencement 87,5 % table
Revenus des ventes	9,71 \$/kg	6,90 \$/kg	4,15 \$/kg	5,53 \$/kg
Coût de revient	7,82 \$/kg	5,82 \$/kg	4,35 \$/kg	5,09 \$/kg
Bénéfice avant impôt	1,89 \$/kg	1,08 \$/kg	- 0,20 \$/kg	0,44 \$/kg

Sans surprise, l'accroissement de la capacité de production annuelle de 25 à 150 t réduit les coûts de revient qui passent de 7,82 à 4,35 \$/kg de poisson. Étonnamment, les bénéfices avant impôt diminuent avec l'accroissement du tonnage, passant d'un profit de 1,89 \$/kg de poisson à un déficit de 0,20 \$/kg de poisson. Cette baisse est attribuable au prix de vente unitaire qui change avec le type de production, soit à 9,71 \$/kg pour l'ensemencement à 4,15 \$/kg de poisson vendu pour le marché de la table. A priori, les pisciculteurs qui gardent une partie de leur production aux fins d'ensemencement ont un avantage économique.

La production de 200 tonnes est intéressante, car elle est rentable tout en étant majoritairement axée sur une production de poisson pour le marché de la table comme à la pisciculture des Bobines. La rentabilité est essentielle à la survie des opérations piscicoles et afin d'être en mesure d'allouer les fonds nécessaires au traitement des rejets, dans un contexte de développement durable.

CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

En première partie, des essais préparatoires au laboratoire sont présentés en utilisant l'eau usée synthétique. Des mesures expérimentales et une analyse théorique expliquent l'influence des orthophosphates sur les niveaux de pH et d'alcalinités. À cela s'ajoute une analyse théorique du manque de calcium pour former le HAP et ses précurseurs à certaines concentrations. Un tableau présente le matériel utilisé au laboratoire.

En seconde partie, la pisciculture des Bobines, où des essais terrain à échelle réduite sont réalisés, est présentée. Des pertes du phosphore par solubilisation au BESB sont mesurées et reproduites au laboratoire. De plus, les vaines tentatives de mises en fonction des concentrateurs existants, nécessaires à l'accroissement de la siccité des boues brutes en amont du BESB, sont abordées. Or, en absence de concentrateurs opérationnels, les surnageants utilisés lors des essais à échelle réduite à la pisciculture ne sont pas totalement représentatifs de ce qui seraient à chauler à pleine échelle. Ces essais sur le terrain permettent néanmoins de vérifier deux niveaux de concentration d'o-PO₄ du surnageant en jouant sur les profondeurs des prélèvements dans le BESB. Le matériel utilisé à la pisciculture lors des essais est résumé dans un tableau. En dernière partie, on retrouve les méthodes de détermination analytique.

Le déroulement temporel du projet est présenté au tableau 3.1. Les disponibilités restreintes d'intervenants ainsi que des difficultés rencontrées aux concentrateurs de la pisciculture des Bobines ont échelonné sur plusieurs années les essais de ce projet. Ce tableau inclus également des résultats de chaulages d'une installation pleine échelle à la Pisciculture des Alléghans ainsi que la période où des présentations furent données lors des journées thématiques Pisciculture – Phosphore, en lien avec l'École Polytechnique de Montréal et l'Institut de recherche en biologie végétale de l'université de Montréal.

Tableau 3.1 : Déroulement temporel du projet

Année	2005	2006	2007	2008	2009	2014
Essais au laboratoire						
Essais de chaulage à la pisciculture des Bobines						
Modifications des concentrateurs – pisciculture des Bobines						
Chaulage pleine échelle à la pisciculture des Alléghanys						
Journée Pisciculture Phosphore						
Questionnements, revue de la littérature, analyses et rédaction						

3.1 Contexte des essais au laboratoire sur une eau usée synthétique

3.1.1 Choix de l'eau et du sel de phosphate

La disponibilité d'une eau stable et facile d'accès, pour réaliser les nombreux essais de tendances au laboratoire, a conduit à l'utilisation de l'eau du robinet au laboratoire. Le sel de monosodium phosphate monohydrate « $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ » est utilisé pour réaliser six concentrations comprises entre 1 et 200 mg P/L d'o- PO_4 d'eau usée synthétique. L'annexe 3 présente une analyse de la stabilité des constituants de l'eau du robinet utilisée durant la période d'essais, les démarches réalisées pour choisir le sel de phosphate ainsi que la quantité théorique de chaux hydratée nécessaire pour neutraliser les ions H^+ libérés du sel de phosphate en fonction des pH de 9 à 12.

3.1.2 Effet du sel de phosphate sur le pH et l'alcalinité de l'eau du robinet

Le tableau 3.2 présente des mesures de pH et d'alcalinité sur l'eau du robinet et sur deux eaux usées synthétiques. Initialement, l'eau du robinet a un pH de 7,8 et une alcalinité de 83 mg CaCO_3 /L, soit l'équivalent à 0,83 mmol/L de CaCO_3 .

Tableau 3.2 : Valeurs mesurées de l'eau du robinet et des eaux usées synthétiques

Dosage (mg P/L d'o- PO_4)	pH	Alcalinité (mg CaCO_3 /L)
0	7,8	83
40	6,2	80
200	5,6	80

L'accroissement des o- PO_4 entraîne une baisse de pH, engendrée par la dissolution du sel de phosphate « $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ » en HPO_4^{2-} et en H^+ . Avec l'arrivée des H^+ du sel, une partie des bicarbonates « HCO_3^- » se transforme en acide carbonique « H_2CO_3 ». La baisse des HCO_3^- est vraisemblablement compensée par l'arrivée d'ions HPO_4^{2-} étant donné les alcalinités similaires.

3.1.3 Chaulages théoriques d'eaux usées synthétiques

Le tableau 3.3 présente une évaluation théorique des quantités minimales de chaux hydratée pure pour atteindre les pH de 10 et de 11, et ce, à six concentrations d'orthophosphates d'eaux usées synthétiques. Les hypothèses de calculs pour ce tableau sont à l'effet :

- qu'au pH de 10 :
 - 70 des 83 mg/L d'alcalinité carbonatés précipitent sous la forme de CaCO_3 étant donné la solubilité résiduelle de la calcite à 13 mg CaCO_3/L au pH de 10;
 - le Mg reste sous forme d'ions;
 - le Ca de l'eau du robinet, considéré suffisant, sert uniquement à précipiter l'alcalinité;
 - une mole de $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ donne 0,998 mole d'ions H^+ , ce qui revient à 1,19 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ par g P d'o- PO_4 pour neutraliser le H^+ libéré par le sel de phosphate (voir Annexe 3).
- qu'au pH de 11 :
 - les 83 mg/L d'alcalinité carbonatés précipitent sous forme de CaCO_3 ;
 - les 8,1 mg/L de Mg précipitent sous la forme de $\text{Mg}(\text{OH})_2$;
 - le Ca de l'eau du robinet, considéré suffisant, sert uniquement à précipiter l'alcalinité;
 - une mole de $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ donne 1,021 mole d'ions H^+ , ce qui revient à 1,22 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ par g P d'o- PO_4 pour neutraliser le H^+ libéré par le sel de phosphate (voir Annexe 3).

Tableau 3.3 : Chaulages théoriques d'eaux usées synthétiques pour atteindre pH 10 et 11

Ligne		Concentrations ou dosages stoechiométriques					
1	mg P/L d'o-PO₄	1	5	10	20	40	200
2	mg NaH₂PO₄•H₂O/L correspondent	4,45	22,3	44,5	89,0	178	890
3	mmol P/L correspondent	0,032	0,161	0,323	0,646	1,291	6,467
Solution à pH de 10							
4	mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire pour neutraliser 70 mg/L d'alcalinité CaCO ₃	51,8	51,8	51,8	51,8	51,8	51,8
5	mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire pour atteindre un pH de 10 d'une eau neutre	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7
6 = 4 + 5	Somme des mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire pour atteindre le pH de 10	55,5	55,5	55,5	55,5	55,5	55,5
7	mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire pour neutraliser les H ⁺ résultant de la transformation du H ₂ PO ₄ ²⁻ en HPO ₄ ²⁻ et en PO ₄ ³⁻	1,2	6,0	11,9	23,8	47,6	238
8 = 6 + 7	Somme total mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire	56,7	61,5	67,4	79,3	103,1	293,5
9	ligne 7 vs ligne 8	2 %	10 %	18 %	30%	46 %	81 %
10	mmol Ca ²⁺ /L associé à la somme total du Ca(OH) ₂	0,77	0,83	0,91	1,07	1,39	3,97
11	Ca²⁺ du total/o-PO₄ (mmol/L) / (mmol/L)	24	5,16	2,82	1,66	1,08	0,61
Solution à pH de 11							
12	mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire pour neutraliser 83 mg/L d'alcalinité CaCO ₃	61,4	61,4	61,4	61,4	61,4	61,4
13	mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire pour précipiter 8,1 mg Mg/L	24,7	24,7	24,7	24,7	24,7	24,7
14 = 12 + 13	Somme des mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire pour neutraliser l'alcalinité et le Mg	86,1	86,1	86,1	86,1	86,1	86,1
15	mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire pour atteindre un pH de 11 d'une eau neutre	37	37	37	37	37	37
16 = 14 + 15	Somme des mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire pour atteindre le pH de 11	123,1	123,1	123,1	123,1	123,1	123,1
17	mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire pour neutraliser les H ⁺ résultant de la transformation du H ₂ PO ₄ ²⁻ en HPO ₄ ²⁻ et en PO ₄ ³⁻	1,2	6,1	12,2	24,4	48,8	244
18 = 16 + 17	Somme total mg Ca(OH) ₂ /L nécessaire	124,3	129,2	135,3	147,5	171,9	367,1
19	ligne 17 vs ligne 18	1 %	5 %	9 %	17 %	28 %	66 %
20	mmol Ca ²⁺ /L associé à la somme total du Ca(OH) ₂	1,68	1,75	1,83	1,99	2,32	4,96
21	Ca²⁺ du total/o-PO₄ (mmol/L) / (mmol/L)	52,5	10,9	5,67	3,09	1,78	0,77

Les constats qui se dégagent des calculs théoriques du tableau 3.3 sont à l'effet:

- i) que les quantités de chaux pour neutraliser l'alcalinité, et le cas échéant pour neutraliser le magnésium, sont supérieures à celles pour passer du pH de 7 à 10 ou du pH de 7 à 11 d'une eau neutre (lignes 4 vs 5, lignes 14 vs 15);
- ii) qu'à 20 mg P/L d'o-PO₄, il faut doser un total d'environ 0,073 g Ca(OH)₂/L pour atteindre le pH de 10, et pour atteindre le pH de 11, environ 0,147 g Ca(OH)₂/L (lignes 8 et 18);
- iii) qu'à 20 mg P/L d'o-PO₄, la neutralisation des H⁺ du sel ne compte que pour 30 % de la chaux totale au pH de 10, et ne compte que pour 17 % de la chaux totale au pH de 11 (lignes 9 et 19);
- iv) l'augmentation du pH par chaulage minimise le manque de calcium pour former certains composés de phosphate de calcium :
 - le ratio molaire minimal de 1,0 Ca/P pour le premier composé précurseur au HAP, soit le CaHPO₄•H₂O, est respecté pour toutes les concentrations, sauf à celle de 200 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 10 et au pH de 11 (lignes 11 et 21);
 - les ratios molaires minimaux de 1,33 et de 1,5 Ca/P pour les derniers précurseurs au HAP, sont respectés par toutes les concentrations, sauf à celles de 40 et de 200 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 10, et à celles de 200 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 11 (lignes 11 et 21);
 - le ratio molaire minimal de 1,67 Ca/P pour la transformation du HAP « Ca₅(PO₄)₃OH » est atteint pour toutes les concentrations, sauf à celles de 40 et de 200 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 10, et à celle de 200 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 11 (lignes 11 et 21).

Le tableau 3.4 présente les concentrations stoechiométriques d'orthophosphates qui peuvent précipiter en fonction la disponibilité du calcium venant de la chaux dosée pour atteindre les pH de 10, 11 et 12. Les concentrations d'o-PO₄ varient en fonction des ratios molaires de 1,0, 1,33, 1,5 et 1,67 mole Ca/mole P de précipités fictifs. Ces valeurs sont obtenues mathématiquement à partir des hypothèses du tableau 3.3 pour les pH de 10 et 11. En ce qui a trait au pH de 12, la quantité de chaux pour la neutralisation de l'alcalinité et du magnésium est la même qu'au pH de 11, soit 86,1 mg Ca(OH)₂/L, mais il faut 370 mg Ca(OH)₂/L pour hausser une solution neutre à celui de pH de 12. De plus, une mole de NaH₂PO₄•H₂O libère 1,214 mole d'ions H⁺ à pH 12, ce qui revient à 1,45 g Ca(OH)₂ par g P d'o-PO₄ pour neutraliser le H⁺ libéré par le sel de phosphate.

Tableau 3.4 : Concentration théorique maximale d'o-PO₄ pouvant précipiter selon le calcium disponible dans une eau usée synthétique chaulée

	Orthophosphates (mg P/L d'o-PO ₄)			
	1,0 mole Ca par mole P	1,33 mole Ca par mole P	1,5 mole Ca par mole de P	1,67 mole Ca par mole de P
pH 10	46,4	27,9	23,2	19,3
pH 11	105	62,5	52,0	44,5
pH 12	486	264	214	180

Comme le démontre le tableau 3.4, l'accroissement du pH repousse le seuil de la concentration en orthophosphates où il y a un manque théorique de calcium dans l'eau usée synthétique. Pour avoir suffisamment de calcium à la formation du premier précurseur au HAP, dont le ratio est d'une mole de Ca pour une mole de P, les concentrations ne doivent pas dépasser 46,4 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 10, de 105 mg/L au pH de 11 ou de 486 mg/L au pH de 12. L'augmentation du pH avec la chaux, apporte davantage de Ca²⁺ qui peut réagir avec plus d'o-PO₄. Lors des essais au laboratoire avec des eaux usées synthétiques, un manque de calcium est possible pour former les précurseurs ou le HAP, selon les concentrations d'orthophosphates et des pH atteints, dont notamment à plus de 105 mg P/L d'o-PO₄ à pH de 11 pour le phosphate dicalcique dont le rapport molaire est d'un Ca pour un P. Une concentration de 200 mg P/L d'o-PO₄ nécessiterait un pH compris entre 11 et 12 pour former le phosphate dicalcique. Pour former le dernier précurseur au HAP, dont le ratio est de 1,5 mole de Ca pour une mole de P, une concentration de 200 mg P/L d'o-PO₄ s'approche de la limite de 214 mg/L d'o-PO₄ au pH de 12.

Pour former le HAP, dont le ratio est de 1,67 mole de Ca pour une mole de P, il y aurait un manque de calcium théorique à partir de 180 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 12. Certes, avec une concentration d'o-PO₄ supérieure aux limites établies au tableau 3.4, il faudrait doser davantage de chaux pour maintenir le pH, mais cette quantité de chaux serait inférieure en calcium nécessaire à former le HAP. Toutefois, comme la formation du HAP peut prendre quelques heures, il est probable que ce soit uniquement les précurseurs qui seront formés lors d'essais en laboratoire réalisés durant quelques dizaines de minutes en réduisant une partie ou la totalité de concentrations d'orthophosphates. Évidemment, s'il y a insuffisance de calcium pour former le HAP, les phosphates de calcium formés ne seraient pas les plus stables.

3.1.4 Choix des types de chaux

La précipitation efficace des orthophosphates demande une solution basique avec un pH de 10 ou plus, et ce, en présence de suffisamment de calcium. Malgré un certain apport en calcium, la chaux agricole n'atteint pas le pH de 10 et n'est pas retenue pour le traitement du phosphore soluble. La chaux vive et la chaux hydratée peuvent hausser le pH à plus de 12, et ce, avec un apport important de calcium. Les chaux utilisées lors des essais au laboratoire sont les chaux vives et les chaux hydratées.

Les chaux peuvent être désignées « analytique » ou « technique ». La chaux analytique est normalement vendue dans des contenants d'un kilogramme et moins, et sert typiquement en laboratoire. La chaux « technique » est vendue dans des contenants affichant plusieurs kilogrammes, et est utilisée en plus grande quantité lors d'applications à moyenne et à pleine échelle. Les chaux vives et hydratées techniques ont un degré de pureté de 90 à 100 % à la sortie de l'usine (tableau 2.3). Les chaux analytiques sont normalement mieux contrôlées, et par le fait même, plus concentrées que les chaux techniques. Les résultats d'analyses de pureté, désignées par le terme « disponible », sont présentés au tableau 3.5.

Tableau 3.5 : Détermination des pourcentages de chaux disponible de quatre chaux

	Ca(OH)₂ disponible (%)	CaO disponible (%)	Ratio analytique / technique
Chaux hydratée			
analytique	94,8		
technique	74,2		1,28
Chaux vive			
analytique		92,0	
technique		88,3	1,04

Les analyses du pouvoir acide au tableau 3.5, réalisées dans les premiers mois du projet, confirment que les chaux analytiques excèdent 90 % de pureté et qu'elles sont plus concentrées que les chaux techniques. Il faut 1,28 fois plus de chaux hydratée technique que de chaux hydratée analytique et 1,04 fois plus de chaux vives techniques que de chaux vive analytique.

La chaux hydratée et la chaux vive peuvent réagir avec le CO₂ de l'air pour se transformer en calcite « CaCO₃ » en présence d'eau liquide ou d'humidité. Toutefois, la chaux vive va d'abord

se transformer en chaux hydratée avec dégagement de la chaleur. La chaux vive est moins stable que la chaux hydratée, et par le fait même pourrait changer davantage dans le temps que la chaux hydratée. Or, c'est la chaux hydratée technique qui semble avoir le plus changée, si l'on prend comme hypothèse qu'elle était minimalement à 90 % disponible à la vente. Les analyses de pourcentages de chaux disponibles n'ont pas été reprises malgré le résultat surprenant de la chaux hydratée technique.

3.1.5 Équipements et matériaux utilisés au laboratoire

Le tableau 3.6 présente les équipements utilisés au laboratoire comme les bancs de Jar test et le sel de phosphates. Des photos et schémas de certains de ces équipements sont présentés à l'Annexe 4. La figure 4A de l'Annexe 4 présente schématiquement un contenant B-Ker² de deux litres de volume en utilisation normale, soit environ 15 cm d'hauteur liquide totaux, dont 10 cm au-dessus de l'orifice de sortie contrôlé par un robinet. La photo 4A de l'annexe 4 présente l'agencement où six B-Ker² du haut, installés sur un banc de Jar test, peuvent s'écouler par gravité dans six autres B-Ker², ces derniers servent de contenants où les échantillons sont prélevés pour analyses chimiques et mesures de pH.

Tableau 3.6 : Équipements et matériaux utilisés au laboratoire

Paramètre ou produit	Description	Modèle ou précision	Compagnie	Numéro de série
pH	pH mètre	Accumet - XL15	Fisher Scientific	XL 94001134
	sondes (0 à 14 pH)	Accumet - 13-620-183	Fisher Scientific	5223135P3 5224024P5
T°C	pH mètre	Seven Easy	Mettler Toledo	1227086105
	sonde (0 à 14 pH)	Seven Easy - inlab 413	Mettler Toledo	
MES/MVES	balance : d : 0,1 mg	Explorer – E02140	Ohaus Corporation	D1801118233035
	filtre (dia: 47 mm/1,5 µm)	Whatman 934-AH Glass Microfiber filters	GE	
ST/SVT	Four (103 C)	Precision Scientific Co		Thelco 17
	Four (550 C)	Fisher Scientific		Isotemp 500
	Creuset en porcelaine	env. : 45 g, contient > 60 ml		
Agitation	Jar Test : max. : 100 rpm	7790-400	Phipps & Bird	
	Jar Test : max. : 300 rpm	7790-901	Phipps & Bird	206011515
	plaqué d'agitation simple	2,5 cm par 7,6 cm	Phipps & Bird	
	plaqué d'agitation double	5,1 cm par 7,6 cm	artisanale	
	contenants Jar Test avec 4,3 cm hauteur sous la valve de sortie	B-Ker ² hauteur d'eau intérieure pour 2 litres : 14,7 cm	Phipps & Bird	
	perceuse rpm : 3000, 4,2 Amp.	CSB 450 BLE	Bosch	
	hélice hélicoïdale longueur totale : 40 cm	partie active : 10 cm diamètre : 6 cm		
	agitateur magnétique	220T	Fisher Thermix	
Pt	Digesteur et Lachat	Tecator Digestion System 40		1016 Digester
o-PO ₄	Spectrophotomètre	Milton Roy		Spectronic 20D
	filtre (dia:47mm/0,45 µm)	GN-6 metrical, P/N 66191	Pall Corporation	
	Centrifuge	Beckman		J2-HS
	Analyseur	Lachat Instruments - Quickchem AE		2300-000
	Système injection	Lachat Instruments - XYZ Sampler		2100-000
	Analyseur	Lachat Instruments - Quickchem 8500		8500
	Système injection	Lachat Instruments - XYZ Sampler		ASX 520
Sel de phosphore	NaH ₂ PO ₄ .H ₂ O Poids moléculaire : 137,99	Cas : 10049-21-5, AC-8458	Anachemia	
Chaux	Hydratée analytique	C-97-500 (500 g)	Fisher	
	Hydraté technique		Graymont	
	Vive analytique	C-117-500 (500 g)	Fisher	
	Vive technique		Graymont	

3.2 Contexte des essais à la Ferme Piscicole des Bobines

3.2.1 Conditions initiales à la pisciculture

La pisciculture des Bobines réalise sa production de salmonidés majoritairement dans des bassins en béton, dont près de 90 % est dédié au marché de consommation dite de table. L'eau neuve, à raison d'environ 3 m³/h par tonne de production annuelle, s'écoule de bassin de production à bassin de production en passant par des tamis, dont les ouvertures des mailles sont de 60 µm, avant d'être rejetée à l'effluent. La figure 3.1 représente schématiquement la pisciculture des Bobines avant 2012. Des purges occasionnelles des bassins de production, pour déloger certains sédiments, s'ajoutent aux eaux de lavages des tamis, mais ces purges ne sont pas représentées sur ce schéma.

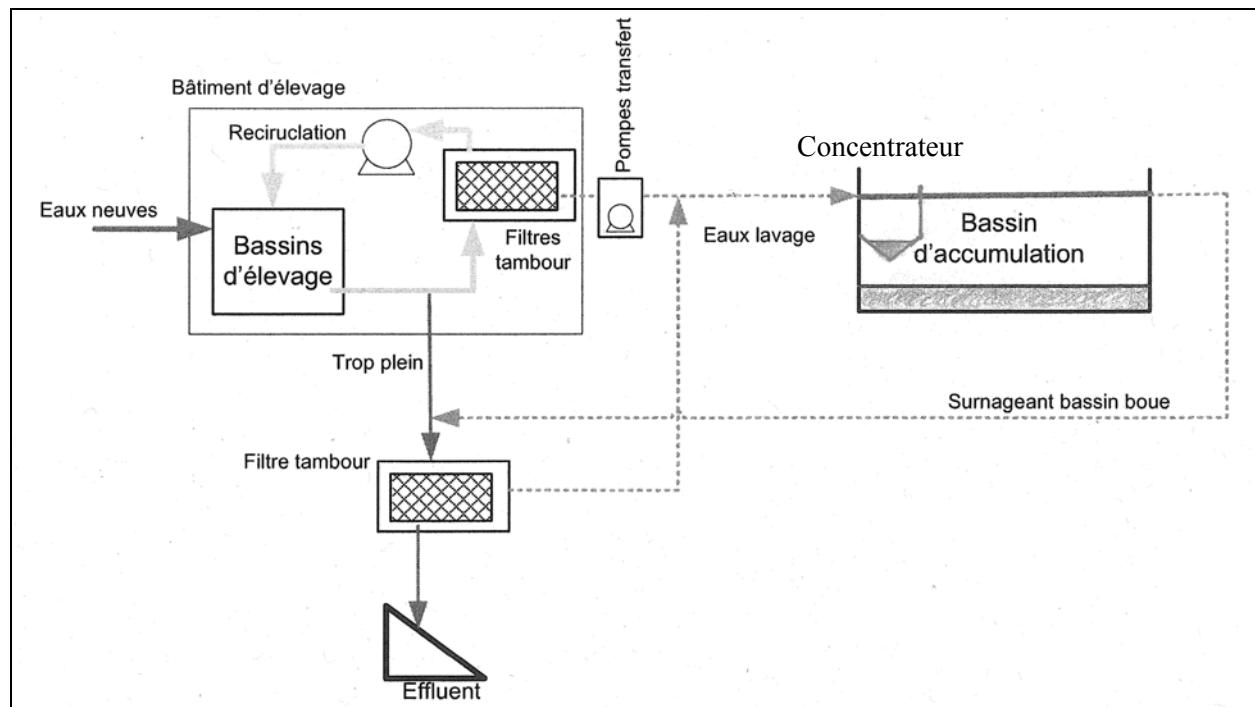


Figure 3.1 : Schéma simplifié des installations initiales de la pisciculture des Bobines
 (Schéma adapté de la Figure 1, Marcotte, 2010)

Les volumes d'eau de lavage des tamis ainsi que les volumes des purges des bassins d'élevage sont dirigés dans un puits où se logent deux pompes. Le volume de boues pompées représente de 1,4 à 2,8 % du débit d'eau neuve selon l'ajustement des séquences de lavage des tamis et de la pression d'eau. Ces pompes acheminent les boues brutes liquides à deux concentrateurs. Ces concentrateurs cylindriques à fond conique sont installés dans le bassin d'accumulation de boues. Lorsque les bouchons obstruent les sorties au fond des concentrateurs, les boues s'accumulent et s'épaissent avec un surnageant éclairci en excès, contenant plus ou moins de matières flottantes. Le surnageant rejoint par gravité l'eau de procédé piscicole, et ce, avant le dernier tamis qui précède le rejeté au milieu récepteur. Les boues des concentrateurs s'écoulent par gravité, lorsqu'on soulève les bouchons, dans le bassin de boues sous-jacent et s'y accumulent. Comme le volume quotidien des boues concentrées est nettement inférieur au volume du bassin de boue, il peut passer plusieurs jours avant que le bassin de boues ait un surnageant en excès. Le surnageant étant éclairci, ce bassin de boues devient un bassin d'épaisseur et de stockage de boues « BESB », mais avec un volume de surnageant réduit lorsque les concentrateurs sont opérationnels. Ce deuxième surnageant va également rejoindre, par gravité, l'eau de procédé avant le dernier tamis.

Lorsque les bouchons sont soulevés en permanence, la totalité du débit des boues brutes liquide s'écoule dans le bassin de boues. Comme le volume quotidien des boues brutes excède le volume du bassin de boues, le bassin de boue se remplit en moins d'une journée et un surnageant éclairci en excès s'écoule quotidiennement vers le dernier tamis. Le débordement du bassin de boues se poursuit jusqu'au printemps ou jusqu'à l'automne, soit jusqu'aux vidanges pour valorisations des boues épaissies accumulées. Ce bassin de boues devient un bassin d'épaisseur et de stockage de boues « BESB », mais avec un surnageant volumineux faiblement concentré par l'absence de concentrateurs opérationnels en amont. La figure 3.2 présente des mesures d'orthophosphates et de solides totaux à différentes profondeurs du BESB alors que les concentrateurs n'étaient pas en fonction. Les concentrations d'o-PO₄ et de MES augmentent graduellement jusqu'à une profondeur de 1,2 m sous la surface pour atteindre environ 250 mg P/L d'o-PO₄ et 50 g/L de solides totaux (MT), soit l'équivalente d'une siccité de 5 %. Les concentrations d'o-PO₄ et de MT varient peu entre 1,2 m et 2 m de profondeur sous la surface.

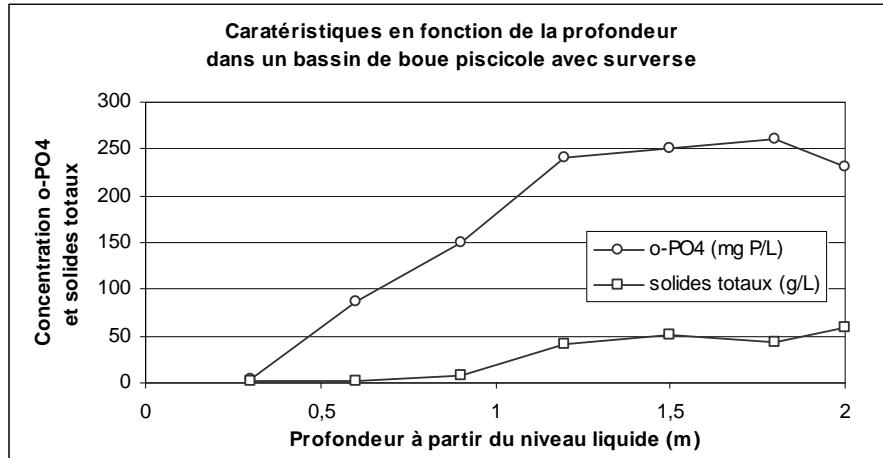


Figure 3.2 : Concentrations spatiales d'o-PO₄ et des solides totaux dans un bassin de boues

La figure 3.3 démontre l'influence du temps écoulé sur la baisse de pH et sur l'accroissement des orthophosphates, et ce, sur de la boue piscicole de la pisciculture des Bobines ramenée au laboratoire. L'annexe 5 décrit la démarche utilisée pour obtenir ces résultats. Le pH chute à 5,1 après trois jours et se stabilise par la suite. Les concentrations d'orthophosphates augmentent rapidement pendant ces trois premiers jours pour atteindre 260 mg P/L d'o-PO₄. Dans les jours qui suivent, la concentration progresse lentement pour plafonner à 290 mg P/L d'o-PO₄. Ces résultats de laboratoire sur les boues de la pisciculture des Bobines sont du même ordre de grandeur que les 250 mg P/L d'o-PO₄ mesurés au fond du bassin de boues de cette même pisciculture (figure 3.2) et de la concentration maximale 290 mg/L de phosphore dissous obtenue par Conroy & Couturier au pH d'environ 5,2 (figure 2.6). Les concentrations de 290 mg P/L d'o-PO₄ représentent une solubilisation de 42 % du 686 mg Pt/L des boues de la pisciculture des Bobines ramenées au laboratoire.

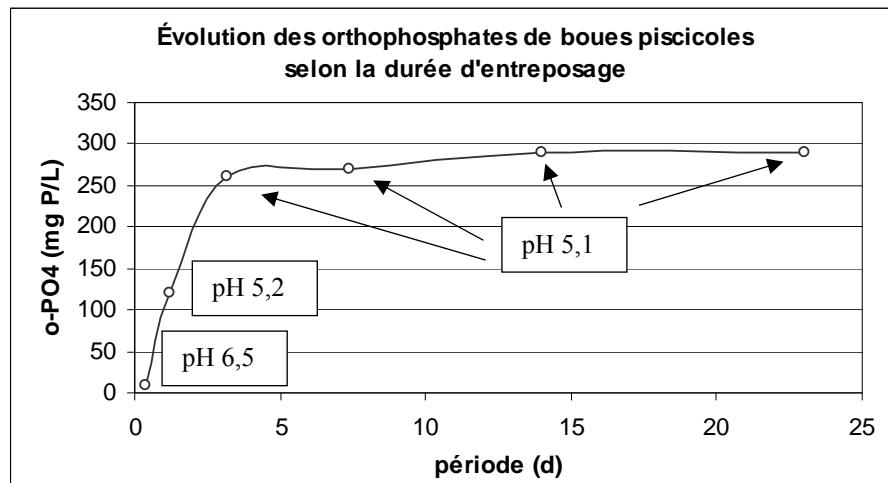


Figure 3.3 : Évolution dans le temps d'o-PO₄ des boues de la pisciculture des Bobines

Le tableau 3.7 présente une caractérisation des boues brutes entrantes au bassin de boues ainsi qu'une caractérisation du surnageant en excès du BESB alors que les concentrateurs n'étaient pas en fonction. Les concentrations des boues brutes sont à 378 mg/L en MES et à 5,1 mg P/L. Les boues brutes proviennent du puits de pompage, alimenté par les eaux de lavages des tamis et des purges de fond des bassins d'élevage. Comme l'eau qui circule dans la pisciculture pourrait être à 0,22 mg Pt/L (item 2.3.1), le phosphore des boues brutes, soit les 5,1 mg P/L, est présumé sous forme particulaire à l'arrivée au BESB.

Tableau 3.7 : Caractérisations au BESB sans concentrateur en fonction

MES			Pt		
boues brutes entrantes (mg/L)	surnageant sortant en excès (mg/L)	capture	boues brutes entrantes (mg/L)	surnageant sortant en excès (mg/L)	capture
378	37	90 %	5,1	2,4	53 %

Le bassin de stockage, avec une Cs inférieure à 0,15 m/h, obtient une capture élevée de 90 % des MES avec 10 % de perte, mais uniquement 53 % de capture du Pt avec 47 % de perte en Pt. Pour un litre de boue brute, les 5,1 mg P des boues brutes à l'entrée sont présumés sous la forme de Pp, conséquemment, la perte de 10 % des MES dans le surnageant devrait s'accompagner de 10 % de perte du 5,1 mg Pp, soit environ 0,5 mg Pp. Le reste du phosphore particulaire des boues brutes décante dans le bassin de boues, soit l'équivalent de 4,6 mg Pp. Comme la concentration

de phosphore dans le surnageant est de 2,4 mg Pt, il y aurait l'équivalent de 1,9 mg de Pd qui s'ajoute au 0,5 mg Pp non décanté. Ce 1,9 mg Ps correspond à une solubilisation de 41 % du phosphore décanté, soit 1,9 mg Pd sur 4,6 mg Pp. Cette solubilisation est similaire aux 42 % obtenus lors de la solubilisation au laboratoire (figure 3.3).

La perte de 47 % du Pt au BESB (tableau 3.7) s'apparente à la perte de 50 % du Pt obtenue d'un bilan de masse de 2006-2007 (MAPAQ, 2009). Une perte de 50 % du Pt arrivant au BESB associée à une captation de 55 % du Pt des eaux de procédés donne une rétention globale d'environ 28 % du Pt. Comme le rejet unitaire avant traitement est de 6,5 kg P/t de production, le rejet final serait d'environ 4,7 kg P/t de production avec un enlèvement d'uniquement 28 %. Pour respecter la cible de 4,2 kg P/t de production, la rétention globale du phosphore doit être de plus de 35 %.

La figure 3.4 reprend l'essentiel de la figure 2.7, mais ajoute un traitement à la chaux où 95 % du Pt du surnageant du BESB sont récupérés. Avec un tel taux de capture, les pertes globales au BESB seraient uniquement de 5 % du Pt comparativement à une perte d'environ 50 % sans chaulage. Une pisciculture ayant un ratio de rejet de 3,01 kg P/t de production après chaulage, correspond à une réduction globale de 54 % du 6,5 kg P/t, soit bien meilleure que les 28 % de réduction, sans chaulage qui donne un ratio de 4,7 kg P/t. Le nouveau taux de rejet théorique de 3,01 kg P/t respecte la cible de 4,2 kg P/t de la STRADDAQ avec une marge de manœuvre de plus de 25 %. Une capture de 90 % du phosphore du surnageant donnerait un ratio de rejet de 3,11 kg P/t, également bien meilleur que la cible de 4,2 kg P/t de production. L'enlèvement spécifié pour les « Traitement Standard STRADDAQ » de 95 % n'a parait pas absolument nécessaire.

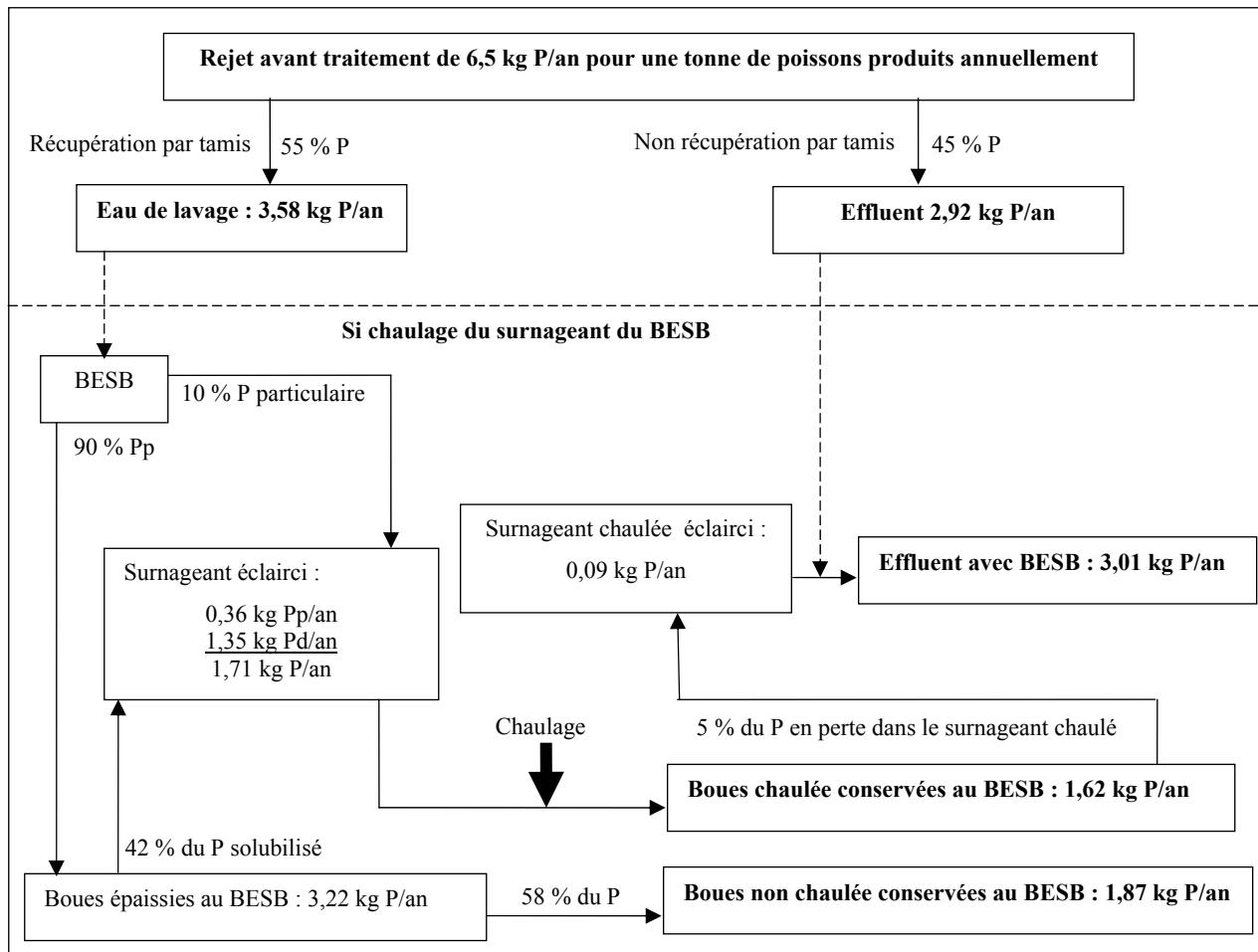


Figure 3.4 : Bilan théorique du P avec solubilisation, mais 95 % de capture par chaulage

Il n'est toutefois pas certain qu'un niveau d'enlèvement de 95 % soit atteignable avec une concentration aussi faible que 1,9 mg P/L d'o-PO₄ déduite des informations de la pisciculture des Bobines présentées en lien avec le tableau 3.7. De plus, la pisciculture produit de grands volumes d'eau de lavage, soit de 1,4 à 2,8 % du débit d'eau neuve, ce qui nécessiterait de grandes quantités de chaux sans compter qu'il faut neutraliser le surnageant chaulée en excès avant rejet à l'environnement. L'usage de concentrateurs apparaît un prétraitement intéressant, voire indispensable. Or, malgré plusieurs modifications aux concentrateurs existants, dont l'ajout de déflecteur pour retenir les flottants, ils sont restés difficilement opérables. La cause principale est la maintenance importante associée au grand volume de flottant accumulé en surface, provoquée

par un dégazage des boues épaissies au fond des concentrateurs. Conséquemment, les essais de chaulage à échelle réduite, réalisés sur le surnageant en excès à la pisciculture des Bobines, ne peuvent pas l'être sur une eau similaire à celle traitée à pleine échelle ultérieurement. L'annexe 6 présente des travaux et des essais réalisés aux concentrateurs échelonnés sur une période de trois ans. Lors d'essais ponctuels, les concentrateurs ont permis d'obtenir des rétentions de 84 % sur les MES et de 81 à 86 % du Pt lorsque les flottants étaient retenus. Il est normal que l'enlèvement du phosphore total, présumé sous forme particulaire à l'entrée, soit similaire à celui des MES, mais il pourrait être inférieur s'il y a une solubilisation significative du phosphore particulaire dans les boues décantées advenant un trop long séjour au fond des concentrateurs. En posant des rétentions égales de 84 % aux concentrateurs pour les MES et Pp, une solubilisation de 3 % du phosphore particulaire réduirait la rétention du Pt à 81 %, soit le pourcentage minimal mesuré. Des concentrations de plus de 10 000 mg MES/L (≥ 1 % de siccité) et de 200 mg Pt/L ont été mesurées dans les boues épaissies.

3.2.2 Équipements et matériaux utilisés à la pisciculture des Bobines

Le tableau 3.8 présente les équipements utilisés à la pisciculture comme le contenant d'un mètre cube pour réaliser notamment des mélanges en « batch » avec la chaux hydratée. Des photos d'équipements utilisés lors des essais à la pisciculture des Bobines sont présentées à l'annexe 7.

Tableau 3.8 : Équipements et matériaux utilisés à la pisciculture des Bobines

Essais 1 et 2 en « batch »			
Paramètre ou action	Description	Modèle ou précision	Compagnie
mélange rapide floculation décantation	Contenant 1 m ³ en forme cylindrique avec partie inférieure conique	Partie verticale : 0,953 m ³ diamètre intérieur : 1,06 m hauteur : 1,08 m Partie conique : 0,044 m ³ hauteur : 0,15 m	
	Agitateur ½ Hp, 1 725 rpm à 60 Hz avec hélice 0,15 m dia.	C4T17FC18BB 3 Hz : 0,3 A (90 rpm) 47,5 Hz : 1,9 A (1 370 rpm) 50 Hz : 2,0 A (1 440 rpm)	Leeson
Essai 3 en continu			
lait de chaux	Contenant de 0,033 m ³	Hauteur total : 0,457 m Diamètre : 0,305 m opéré à 0,026 m ³	
	Perceuse avec agitateur et hélice de 0,009 m de dia. 6 A à 2 500 rpm	≈ 4 A à 1 670 rpm	Dewalt
	pompe péristaltique 6 à 600 rpm pour un débit de 23 à 2300 ml/min	Moteur de 75 watts	Masterflex
mélange rapide	Contenant de 0,033 m ³	Hauteur totale 0,457 m Diamètre : 0,305 m opéré à 0,023 m ³	
	Perceuse avec agitateur et hélice de 0,009 m de dia. 5 A à 2 500 rpm	≈ 2,5 A à 1 250 rpm	Black-and-Decker
floculation	contenant 1 m ³	opéré à 0,423 m ³	
	Agitateur ½ Hp	12 Hz : 0,6 A (350 rpm)	Leeson
décantation	Contenant de 6 m ³	Volume 5,9 m ³ dia. intérieur moyen : 2,86 m hauteur : 0,914 m	
Essais 1, 2 et 3 – Éléments communs			
Pompe de transfert surnageant	Pompe submersible	KP-250	Grundfos KP-250
pH et T°C	pH-mètre et température	HI 98127	HANNA
Variateur de fréquence	Pour l'agitateur ½ Hp	CFW 10	WEG
Chaulage	Hydraté technique		Graymont
Balance	poids max. : 5 kg, d=2 g	93017	Starfrit

3.3 Méthodes analytiques

Le tableau 3.9 présente les procédures analytiques suivies pour réaliser les différentes analyses au laboratoire. Quelques analyses sont réalisées par le laboratoire privé Bodycote Essais de Matériaux Canada inc., qui est accrédité par le MDDEFP.

Tableau 3.9 : Procédures analytiques

Paramètres	Symboles	Procédure « Standard methods »
Matières en suspension	MES	APHA 2540-D
Matières volatiles en suspension	MVS	APHA 2540-E
Matières totales	MT	APHA 2540-B
Matières volatiles totales	MVT	APHA 2540-E
Phosphore total	Pt	APHA 4500-P B
Orthophosphates	o-PO ₄	APHA 4500-P C APHA 4500-P E
Alcalinité	Alc	APHA 2320 B
pH		APHA 4500-H ⁺

CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Les trois premières parties de cette section sont les résultats et discussions : d'essais de chaulage en laboratoires avec l'eau usée synthétique, d'essais de chaulage à échelle réduite avec le surnageant du BESB de la pisciculture des Bobines et les suivis d'un système pleine échelle de chaulage du surnageant du BESB de la pisciculture des Alléghanys en complément d'information. La quatrième partie fait la synthèse des résultats de chaulage réalisé en laboratoire et sur le terrain. La cinquième partie présente le scénario de traitement par chaulage recommandé pour retenir suffisamment de phosphore du surnageant en excès du bassin de boues à la pisciculture des Bobines avec une comparaison de ce qui est proposé par le MAPAQ, incluant les aspects financiers.

4.1 Chaulage d'eau usée synthétique – Essais

Cette partie compte cinq aspects, soit : l'effet des concentrations d'o-PO₄ et des types de chaux sur les variations de pH, l'effet de l'énergie de brassage et de la température sur l'accroissement du pH, l'effet de la flocculation sur la réduction des MES et du Pt, l'effet de la charge superficielle sur la réduction du Pt, et enfin l'effet du pH et des concentrations d'o-PO₄ sur la réduction des MES et du Pt. Le premier et le cinquième aspect sont particulièrement volumineux. L'ordre de présentation des essais en laboratoire suit une progression logique des phénomènes en causes. Toutefois, la chronologie des essais au laboratoire n'a pas été aussi linéaire.

4.1.1 Effet des o-PO₄ et des types de chaux sur les variations de pH

Des essais de chaulage sont réalisés avec quatre types de chaux sur une eau usée synthétique à six concentrations d'orthophosphates. Des ajouts successifs de petites quantités de chaux dans un bécher d'un litre d'eau usée synthétique ont été agitées par une barre magnétique. Les pH enregistrés sont ceux stabilisés après minimalement 60 secondes d'agitation. Le but recherché est de connaître les quantités de chaux nécessaires pour atteindre des solutions basiques de pH 9 à 12 selon différentes concentrations d'orthophosphates. Une fois ces informations connues, par interpolation, il devient possible d'identifier les chaulages nécessaires pour atteindre des niveaux spécifiques de pH (9, 10, 11 et 12) aux concentrations spécifiques d'orthophosphates, et ce, afin de réaliser ultérieurement des solutions spécifiques permettant de comparer notamment l'enlèvement du phosphore. Il devient également possible de comparer les chaulages réels aux évaluations théoriques.

Résultats

Vingt-quatre essais sont réalisés avec l'eau usée synthétique, soit à six concentrations d'orthophosphates (1, 5, 10, 20, 40 et 200 mg P/L d'o-PO₄), et pour quatre types de chaux (chaux hydratée analytique et technique, chaux vive analytique et technique). L'annexe 8 présente les résultats des 24 essais. Le tableau 4.1 présente les concentrations de chaux nécessaires pour atteindre les pH spécifiques de 9, 10, 11 et 12, et ce, par interpolation des résultats issus des 24 essais. Selon ce tableau, il faut doser 0,168 mg/L de Ca(OH)₂ analytique ou 0,124 mg/L de CaO analytique pour atteindre le pH de 11 lorsque la concentration d'o-PO₄ de départ est de 20 mg P/L. Les figures 4.1a à 4.1d présentent graphiquement les résultats du tableau 4.1 pour les quatre types de chaux.

Tableau 4.1 : Chaulage nécessaire selon le type de chaux et les concentrations o-PO₄

o-PO ₄ (mg P/L)	Ca(OH) ₂							
	analytique (g/L)				technique (g/L)			
	pH 9	pH 10	pH 11	pH 12	pH 9	pH 10	pH 11	pH 12
1	0,012	0,049	0,118	0,585	0,021	0,058	0,155	0,748
5	0,023	0,060	0,130	0,491	0,026	0,073	0,171	0,620
10	0,031	0,069	0,137	0,473	0,044	0,105	0,217	0,886
20	0,062	0,099	0,168	0,591	0,070	0,145	0,265	0,936
40	0,099	0,140	0,202	0,554	0,133	0,198	0,282	0,961
200	0,412	0,482	0,579	0,929	0,601	0,664	0,776	1,368
	CaO							
	analytique (g/L)				technique (g/L)			
	pH 9	pH 10	pH 11	pH 12	pH 9	pH 10	pH 11	pH 12
1	0,009	0,033	0,078	0,287	0,016	0,072	0,157	0,638
5	0,007	0,022	0,045	0,156	0,018	0,058	0,138	0,548
10	0,024	0,053	0,098	0,276	0,041	0,103	0,182	0,633
20	0,049	0,081	0,124	0,332	0,064	0,125	0,205	0,802
40	0,086	0,116	0,166	0,377	0,128	0,161	0,194	0,790
200	0,427	0,463	0,513	0,818	0,698	0,734	0,769	1,239

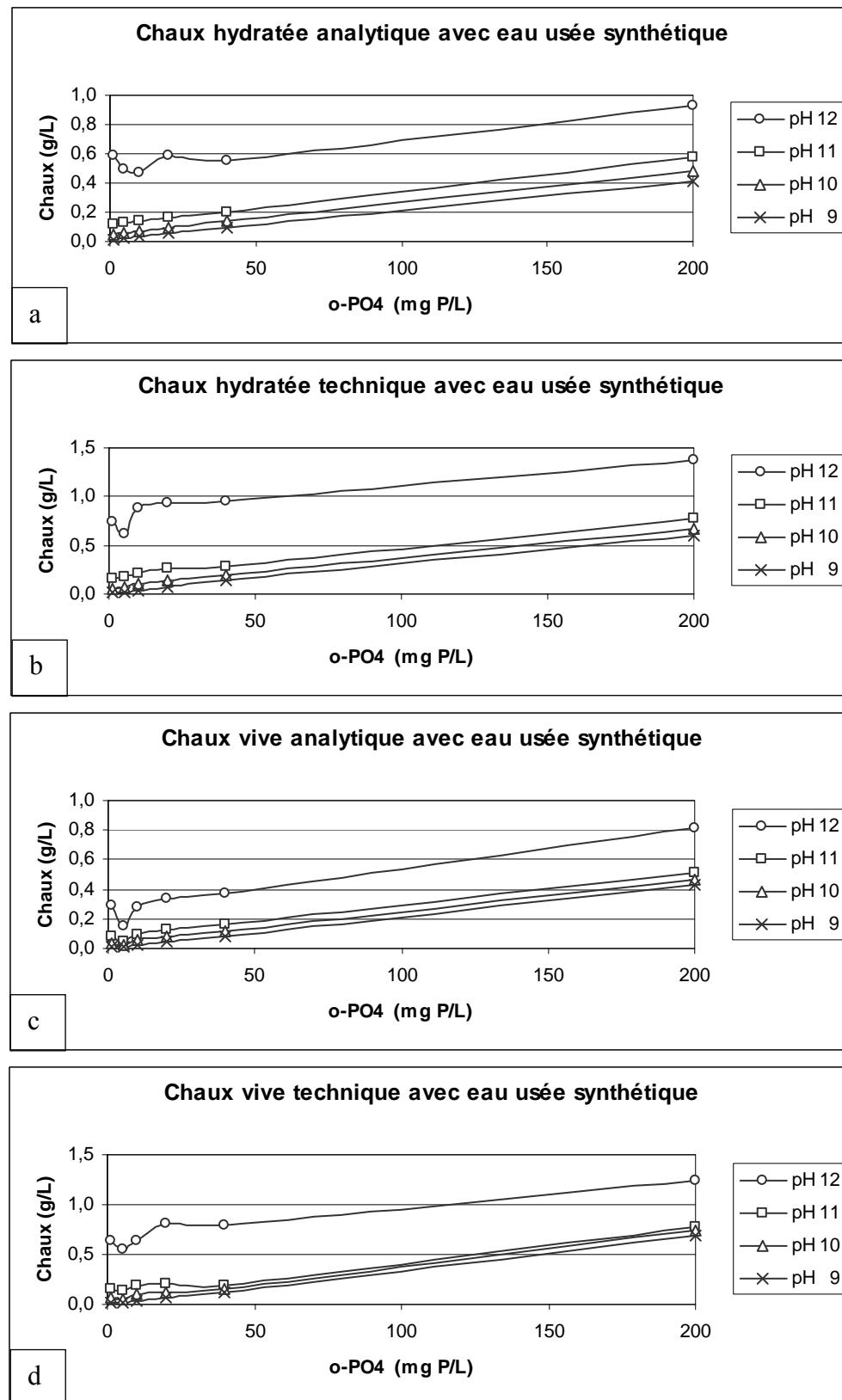


Figure 4.1 : Influence des o-PO₄ sur les dosages de quatre types de chaux à pH constant

Analyses et discussions de l'effet des o-PO₄ et des types de chaux sur les variations de pH

Première série de tendances

Pour atteindre un niveau de pH spécifique, lorsque les concentrations d'orthophosphates augmentent dans l'eau usée synthétique, il faut accroître la dose de chaux. De plus, ces dosages sont nettement supérieurs aux estimations théoriques.

À pH constant, les figures 4.1a à 4.1d montrent qu'avec l'accroissement des concentrations d'orthophosphates, les quantités de chaux augmentent sauf pour quelques résultats erratiques aux faibles concentrations d'orthophosphates pour les pH de 12 particulièrement. Selon le pH obtenu, suite au chaulage, une partie du monosodium phosphate monohydrate « NaH₂PO₄•H₂O » se dissout sous la forme de HPO₄²⁻, et éventuellement en PO₄³⁻, en libérant des ions H⁺. Il faut de plus en plus d'hydroxydes « OH⁻ » de la chaux pour compenser les ions H⁺ libérés avec l'accroissement du sel de phosphate. Le fait que le pH de départ soit plus faible avec les plus fortes concentrations d'o-PO₄ explique cet effet, tout comme l'aborde le deuxième phénomène associé à la figure 2.13.

Le tableau 4.2 présente les ratios massiques de chaux sur les orthophosphates pour les quatre types de chaux et à quatre niveaux de pH. Ces ratios sont les pentes obtenues par régression linéaire des figures 4.1a à 4.1d. De plus, le tableau 4.2 présente les surdosages en rapport aux évaluations théoriques de chaux pures présentées à l'annexe 3. Après correction, en fonction du pouvoir chaulant présenté au tableau 3.5, les surdosages après correction les plus importants sont ceux avec la chaux vive, plus particulièrement pour la chaux vive technique.

Il est possible que le niveau d'agitation ait été insuffisant pour dissoudre la chaux vive. Cette hypothèse serait conforme aux références indiquant que la chaux vive est plus lente à réagir étant donné qu'elle doit s'éteindre avant de se dissoudre. De plus, pour la chaux vive technique, les essais ont été réalisés plusieurs mois après la détermination du pouvoir chaulant. Il est possible que durant ce délai, une partie de la chaux vive technique se soit transformée en chaux hydratée des suites d'une réaction avec l'humidité, ce qui la rapproche plus du dosage de la chaux hydratée que la chaux vive.

Tableau 4.2 : Ratio massique de la chaux sur les o-PO₄

	pH 9	pH 10	pH 11	pH 12
Mesures non corrigées				
mg chaux hydratée analytique / mg orthophosphates	2,0	2,2	2,3	2,1
mg chaux hydratée technique / mg orthophosphates	2,9	3,0	3,0	3,0
mg chaux vive analytique / mg orthophosphates	2,1	2,2	2,2	2,9
mg chaux vive technique / mg orthophosphates	3,5	3,4	3,1	3,1
Évaluation théorique (*)				
mg chaux hydratée / mg orthophosphates	1,17	1,19	1,22	1,40
mg chaux vive / mg orthophosphates	0,89	0,90	0,92	1,06
Surdosage : mesure vs théorique				
chaux hydratée analytique	71 %	85 %	89 %	50 %
chaux hydratée technique	148 %	152 %	145 %	114 %
chaux vive analytique	136 %	144 %	139 %	174 %
chaux vive technique	293 %	278 %	237 %	192 %
Surdosage : mesure corrigée (**) vs théorique				
chaux hydratée analytique	67 %	81 %	84 %	47 %
chaux hydratée technique	110 %	113 %	108 %	85 %
chaux vive analytique	125 %	132 %	128 %	160 %
chaux vive technique	259 %	245 %	209 %	170 %

(*) Voir Annexe 3 pour plus de détails (**) Correction en fonction du pouvoir chaulant au tableau 3.5

Deuxième série de tendances

Indépendamment des concentrations d'orthophosphates, il y a des quantités minimales de chaux à doser et ces quantités progressent de façon exponentielle avec la hausse du pH.

Le tableau 4.3 présente les abscisses à l'origine « M » en mg chaux/L obtenus par régressions linéaires à partir des figures 4.1a à 4.1d, soit les dosages de chaux nécessaires pour atteindre les pH unitaires de 9 à 12 en absence de sel de phosphate. Ces valeurs sont la résultante de deux phénomènes, la nécessité d'ajouter de la chaux pour hausser le pH (équivalent à hausser le pH d'une eau neutre) qui est exponentielle et la nécessité d'ajouter de la chaux pour contrer l'effet

tampon de la solution. De plus, le tableau présente des valeurs d'abscisse corrigée « C » en fonction des valeurs du pouvoir chaulant présentées au tableau 3.5.

Tableau 4.3 : Valeurs d'abscisses à l'origine à quatre pH et quatre types de chaux

	abscisse à l'origine							
	pH 9		pH 10		pH 11		pH 12	
	(M)	(C)	(M)	(C)	(M)	(C)	(M)	(C)
mg chaux hydratée analytique / L	15	14	50	47	116	111	509	483
mg chaux hydratée technique / L	14	10	70	52	172	128	780	579
mg chaux vive analytique / L	3	3	28	26	68	63	240	221
mg chaux vive technique / L	1	1	53	47	129	113	632	558

(M) abscisse à l'origine obtenue par régression linéaire à partir de la figure 4.1 suite aux mesures

(C) abscisse à l'origine obtenue par régression linéaire à partir de la figure 4.1, après corrections selon le pouvoir chaulant du tableau 3.5

La logique est respectée pour les valeurs « M » à savoir que les concentrations de chaux hydratées sont plus élevées que celles des chaux vives, et les valeurs de chaux techniques sont plus élevées que celles des chaux analytiques, sauf aux faibles concentrations de pH de 9. En excluant les valeurs au pH de 9, les corrections réalisées à partir du pouvoir chaulant rapprochent les concentrations des chaux analytiques à celles des chaux techniques. Toutefois, malgré les corrections du pouvoir chaulant, il persiste une différence importante pour les chaux vives, soit du simple au double parfois. L'hydratation de la chaux vive technique durant l'entreposage, après la détermination du pouvoir chaulant, pourrait expliquer ces écarts.

La ligne 1 du tableau 4.4 reprend les dosages corrigés de la chaux hydratée analytique dans l'eau du robinet sans orthophosphates du tableau 4.3. La ligne 2 du tableau 4.4 reprend les dosages théoriques d'une chaux hydratée pure dans une eau pure présentés au tableau 2.4. L'eau pure est considérée sans effet tampon. La différence entre les lignes 1 et 2 du tableau 4.4 permet d'enlever l'effet de la hausse du pH d'une eau neutre, pour laisser place qu'à la chaux pour contrer l'effet tampon de l'eau du robinet.

Tableau 4.4 : Évaluation de l'effet tampon de l'eau usée artificielle

		mg Ca(OH) ₂ /L			
		pH 9	pH 10	pH 11	pH 12
ligne 1	abscisse à l'origine corrigée d'eau synthétique avec une chaux hydratée analytique (tableau 4.3)	14	47	111	483
ligne 2	hausse de pH d'une eau neutre et pure avec l'ajout de chaux hydratée pure (tableau 2.4)	0,37	3,7	37	370
ligne 1 – ligne 2	effet tampon de l'eau du robinet	≈ 14	≈ 43	74	113

Les écarts progressent de 14 mg/L Ca(OH)₂/L au pH de 9 à 113 mg Ca(OH)₂/L au pH de 12. L'effet tampon mesuré au tableau 4.4 pour les pH de 10 et 11, est inférieur aux évaluations théoriques de 51,6 et 85,1 mg Ca(OH)₂/L nécessaire pour neutraliser l'alcalinité de l'eau du robinet tel que présenté au tableau 3.3. Cette situation est étonnant dans le contexte que les analyses précédentes de la figure 2.13 et au tableau 4.2, montraient qu'ils faut en pratique doser davantage que la théorie possiblement des suites d'un brassage insuffisante et/ou d'une solubilisation du CO₂ de l'air. La solubilisation du CO₂ peut neutraliser une partie de la chaux en se précipitant sous la forme de CaCO₃ et en libérant des ions H⁺ ce qui neutralise en partie l'effet basique de la chaux introduite (voir équation 2.18). D'ailleurs, une mince pellicule translucide a été observée au laboratoire à plusieurs reprises à la surface des solutions de pH de 11 et plus, lorsque le liquide était laissé sans agitation pendant plus d'une heure. Cette pellicule était vraisemblablement du CaCO₃. Conséquemment, est-il possible que le ratio de 0,74 mg Ca(OH)₂ / mg CaCO₃ utilisé pour évaluer les quantités théorique au tableau 3.3 soit trop élevé, sachant que l'effet de neutralisation de l'alcalinité n'est pas une valeur unique?

Résumé de l'effet des o-PO₄ et des types de chaux sur les variations de pH

La chaux vive étant plus concentrée que la chaux hydratée, cette dernière nécessite des quantités massiques supérieures pour hausser le pH à un même niveau. Également, la chaux analytique étant typiquement plus concentrée que la chaux technique, cette dernière nécessite des quantités massiques supérieures. Malgré la correction du pouvoir chaulant, l'écart entre les deux chaux vives lors des essais reste plus important qu'entre les deux chaux hydratées. Le fait que la chaux vive peut réagir davantage à l'humidité de l'air que la chaux hydratée, rend l'entreposage de la

chaux vive instable, ce qui a pu provoquer des dosages plus élevés de la chaux vive technique lors des essais qui ont été réalisés bien après les déterminations du pouvoir chaulant et des essais des trois autres chaux.

À pH constant, il faut accroître le chaulage lorsque le dosage du sel de phosphate augmente. Les chaulages obtenus, pour compenser effet acide accompagnant l'accroissement des concentrations d'o-PO₄ sont toutefois supérieurs aux évaluations théoriques. Il est possible que le temps et/ou l'énergie de brassage durant ces essais aient été insuffisants, ce qui pourrait expliquer un surdosage particulièrement pour la chaux vive. Une solubilisation du CO₂ de l'air dans le liquide chaulé pourrait expliquer une partie du surdosage des chaux techniques et analytiques. Les essais ont tous étaient fait à la même alcalinité, malgré le dosage du sel de phosphate comme expliqué à l'item 3.2.1. Malgré cette même alcalinité, avec l'accroissement des concentrations d'o-PO₄, il a fallu plus de chaux pour maintenir les pH basiques. L'alcalinité n'est pas le seul paramètre à tenir compte pour le chaulage, comme le laissait comprendre le deuxième phénomène associé à la figure 2.13. Étonnamment, les dosages associés à l'alcalinité ont été inférieurs aux dosages théoriques basées notamment sur le ratio de 0,74 mg Ca(OH)₂ / mg CaCO₃ d'alcalinité.

L'analyse des 24 essais dégage des tendances logiques, mais avec certains écarts. Comme les causes exactes des écarts entre la pratique et la théorie n'ont pas été confirmées (la dissolution incomplète par manque d'énergie et/ou de temps, l'instabilité de la chaux vive technique, la solubilisation du CO₂, neutralisation variable du Ca(OH)₂/CaCO₃ d'alcalinité), les informations au tableau 4.1 ainsi qu'aux figures 4.1a à 4.1d, doivent être utilisées avec réserve. Une attention particulière devrait néanmoins être apportée à l'énergie de brassage (puissant et temps) lorsqu'on dose la chaux vive.

4.1.2 Effet du mélange rapide et de la température sur l'accroissement du pH

Des essais sont réalisés afin de connaître les conditions nécessaires pour obtenir un mélange rapide suffisant de l'eau usée synthétique avec la chaux vive analytique, la chaux hydratée analytique, ainsi qu'un lait de chaux. Tous les essais, sauf deux, sont réalisés avec une plaque standard d'agitation de 2,5 cm par 7,6 cm, dans des contenants de B-Ker², sur un banc de Jar test dont la vitesse de rotation maximale est de 300 révolutions par minute (rpm). Les deux exceptions sont à des niveaux d'agitation supérieurs, et ce, afin de mélanger davantage la chaux vive. L'une est réalisée avec une plaque double en hauteur de fabrication artisanale, de 5,0 cm par 7,6 cm, utilisée sur un banc de Jar test à 300 rpm. L'autre exception est réalisée avec une hélice de forme hélicoïdale, conçue notamment pour mélanger la peinture, et est fixée à une perceuse dont la révolution est d'environ 600 rpm. Cette hélice est de 6 cm de diamètre sur 10 cm de longueur effectifs pour le brassage. Dans ce dernier cas, la partie supérieure du B-Ker² est recouverte afin d'empêcher le débordement du liquide haussé par l'important vortex engendré avec l'hélice en rotation.

Résultats

Cinq séries d'essais sont regroupées dans cinq figures 4.2a, 4.2b, 4.3, 4.4a et 4.4b. La figure 4.2a (chaux hydratée analytique) et la figure 4.2b (chaux vive analytique) présentent graphiquement les accroissements de pH en fonction du temps d'agitation à de faibles dosages de chaux analytiques, et ce, à quatre niveaux de rotation réalisés avec une plaque standard d'agitation. Pour une même chaux, il devient possible de voir l'effet de l'agitation.

Les eaux usées synthétiques utilisées lors des essais aux figures 4.2 sont à la concentration de 20 mg P/L d'o-PO₄ et à la température de la pièce. La concentration de la chaux hydratée analytique est de 0,19 mg/L alors que celle de la chaux vive analytique est de 0,14 g/L. Ces concentrations massiques correspondent à des quantités molaires similaires, soit de 2,6 et de 2,7 mmol/L de chaux respectivement. Comme les concentrations molaires sont similaires, les différences de résultats sont dues à l'effet d'agitation.

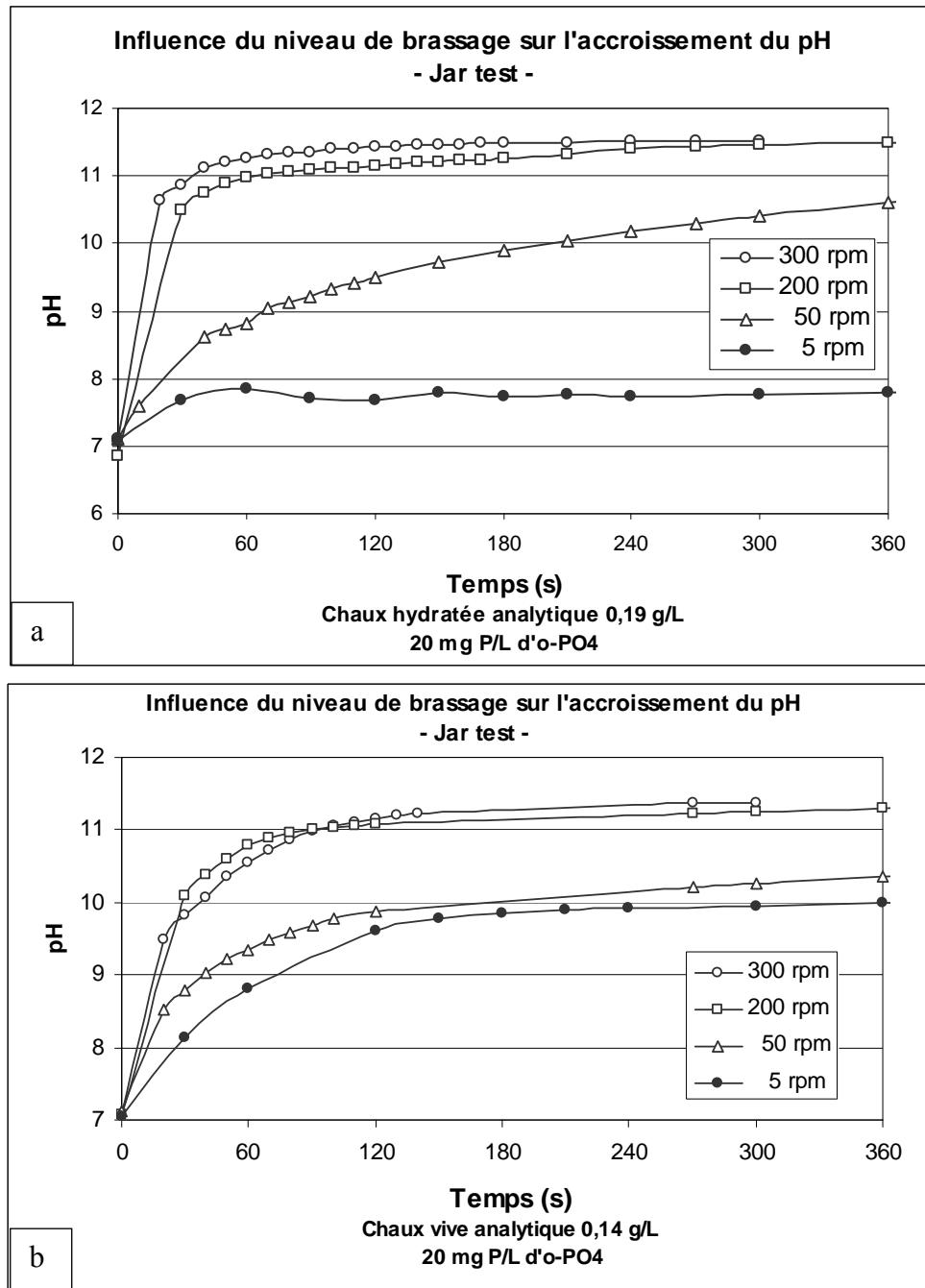


Figure 4.2 : Effet du niveau d'agitation et du temps sur le pH à de faibles concentrations
a) de chaux hydratée analytique b) de chaux vive analytique

La figure 4.3 présente graphiquement cinq accroissements du pH en fonction du temps d'agitation, et ce, pour trois types de chaux. Les essais avec la chaux vive analytique se font à trois niveaux d'agitation, soit avec : une plaque standard d'agitation à 300 rpm sur banc de Jar test, une plaque double à 300 rpm sur banc de Jar test et une hélice entraînée à 600 rpm à l'aide d'une perceuse. Les deux autres essais sont réalisés avec une plaque standard d'agitation à 300 rpm sur un banc de Jar test, dont un avec la chaux hydratée et l'autre avec un lait de chaux.

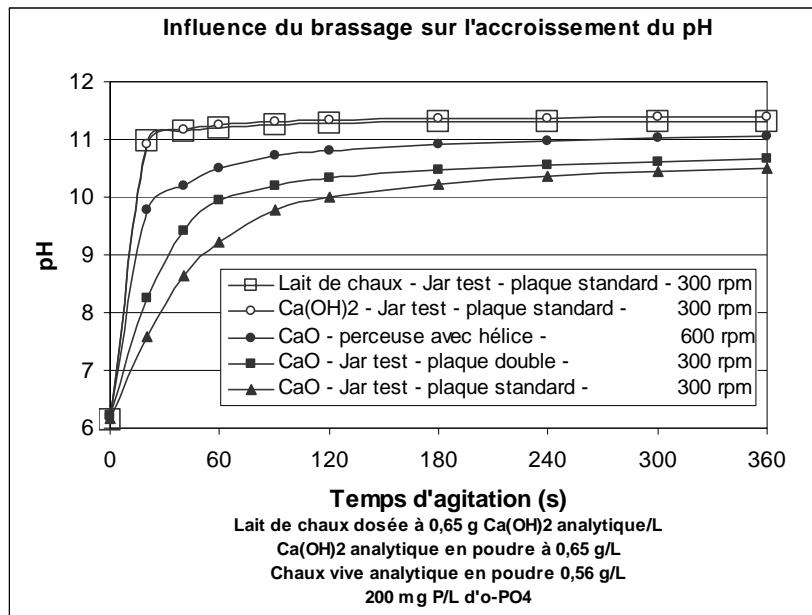


Figure 4.3 : Effet du niveau d'agitation et du temps sur le pH à de fortes concentrations de trois types de chaux

Le vortex engendré à 300 rpm avec la plaque simple standard est de 4 cm, de 8 cm avec la plaque double alors que l'hélice à 600 rpm donne un vortex d'environ 11 cm. Un vortex plus grand est associé à un niveau d'agitation supérieur. Lors des essais présentés à la figure 4.3, des granules blanchâtres d'environ un millimètre de diamètre se retrouvent au fond des B-Ker² avec l'usage des deux types de chaux en poudre, mais ces granules sont absentes avec le lait de chaux. Les eaux usées synthétiques des essais sont à la température de la pièce et à 200 mg P/L d'o-PO₄. Le dosage du lait de chaux est identique à celle de la chaux hydratée, soit 0,65 g Ca(OH)₂/L qui correspondent à 8,8 mmol/L. Les trois essais avec la chaux vive sont à 0,56 g CaO/L, soit l'équivalent de 10 mmol/L. Les concentrations molaires des essais avec la chaux vive sont supérieures d'environ 10 % aux autres types de chaux utilisées, ce qui pourrait théoriquement engendrer des pH supérieurs.

Les figures 4.4a (chaux hydratée analytique) et 4.4b (chaux vive analytique) présentent graphiquement des accroissements du pH en fonction du temps d'agitation, et ce, à deux niveaux de température. Les eaux usées synthétiques ainsi que les concentrations de chaux sont idem aux essais aux figures 4.2a et 4.2b.

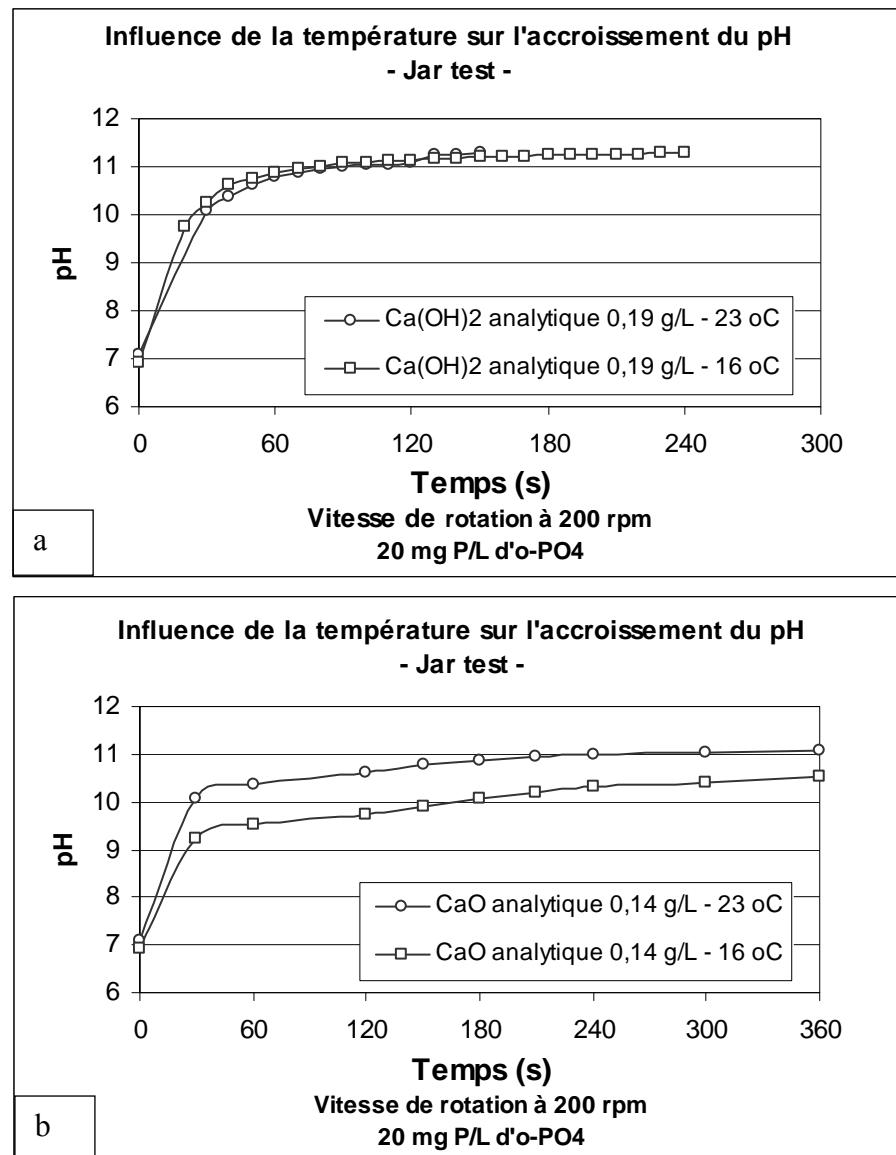


Figure 4.4 : Effet du temps d'agitation de la T° sur le pH à de faibles concentrations
a) de chaux hydratée analytique b) de chaux vive analytique

Analyses et discussions de l'effet du mélange rapide et de la température sur l'accroissement du pH

Première tendance (figures 4.2)

La vitesse de rotation égale ou inférieure à 50 rpm sur un banc d'essai standard de Jar test est insuffisante pour réaliser un mélange rapide, mais à 200 rpm ou plus la vitesse est suffisante aux chaulages respectifs de 0,19 et 0,14 g/L pour la chaux hydratée analytique et la chaux vive analytique en poudre.

La durée maximale recommandée pour le mélange rapide est de 180 secondes (tableau 2.6). Les figures 4.2a (chaux hydratée) et 4.2b (chaux vive) démontrent qu'aux rotations de 5 et de 50 rpm, malgré 360 secondes, les niveaux de pH sont bien inférieurs aux pH obtenus à 200 rpm. Cela s'explique par le fait que la rotation à 50 rpm correspond à un gradient de vitesse de 43 s^{-1} (tableau 2.7 à 20°C), soit bien inférieur à celui recommandé de 200 s^{-1} (tableau 2.6).

La figure 4.2a démontre qu'à la vitesse de rotation de 200 rpm et plus, les pH, légèrement supérieurs à 11, s'accroissent très lentement après 60 secondes de brassage pour la chaux hydratée, soit bien avant la durée maximale recommandée de 180 secondes. La vitesse de rotation de 200 rpm correspond à un G de 250 s^{-1} (tableau 2.7 à 20°C), soit un G supérieur au minimum recommandé de 200 s^{-1} . Un gradient de vitesse de 200 s^{-1} correspond à une puissance de 63 W/m^3 à 20°C . Une durée de 60 secondes avec une plaque simple à 200 rpm sur un banc de Jar test est suffisante pour la concentration de 0,19 mg/L de chaux hydratée. Ce niveau d'agitation correspond à un GT de 15 000 et est bien inférieur au minimum de 36 000 du tableau 2.6.

La figure 4.2b montre un pH d'environ 10,6 après 60 secondes à la vitesse de rotation de 200 rpm et des pH légèrement supérieurs à 11 après 90 secondes pour s'accroissent très lentement après avec la chaux vive, soit avant la durée maximale recommandée de 180 secondes, mais supérieure aux 60 secondes de la chaux hydratée pour atteindre le pH de 11. La vitesse de rotation de 200 rpm correspond à un G de 250 s^{-1} (tableau 2.7 à 20°C), soit un G supérieur au minimum recommandé de 200 s^{-1} . Un gradient de vitesse de 200 s^{-1} correspond à une puissance de 63 W/m^3 à 20°C . Une durée de 90 secondes avec 200 rpm est suffisante pour la concentration de 0,14 mg/L de chaux vive. Ce niveau d'agitation correspond à un GT d'environ 23 000 et est inférieur au minimum de 36 000 du tableau 2.6.

Deuxième tendance (figure 4.3)

Une vitesse de rotation de 300 rpm sur un banc de Jar test standard est suffisante pour réaliser le mélange rapide de la chaux hydratée et d'un lait de chaux à 0,65 g Ca(OH)₂/L, mais insuffisante pour la chaux vive à 0,56 g CaO/L.

La figure 4.3 démontre qu'à 300 rpm, les pH plafonnent avant 60 secondes pour la chaux hydratée en poudre et le lait de chaux aux dosages de 0,65 g Ca(OH)₂/L d'eau usée synthétique. Cette période est bien inférieure à la durée maximale recommandée des mélanges rapides de 180 secondes. La rotation de 300 rpm correspond à un G de 420 s⁻¹ (tableau 2.7 à 20°C) et excède le minimum recommandé de 200 s⁻¹ (tableau 2.6). Un gradient de vitesse de 420 s⁻¹ correspond à une puissance de 180 W/m³ à 20°C. Le niveau d'agitation testé correspond à un GT de 25 200, soit bien inférieur aux 35 000 minimaux présents au tableau 2.6. Il y a toutefois présence de granules blanchâtres d'environ un mm de diamètre au fond des B-Ker² avec l'usage des chaux hydratée en poudre, mais pas avec l'usage du lait de chaux. Ces particules sont vraisemblablement de la chaux en poudre non dissoute.

La figure 4.3 démontre une agitation insuffisante pour la chaux vive dosée à 0,56 g/L, et ce, malgré une rotation à 300 rpm (plaqué simple : G ≈ 420 s⁻¹ à 20°C) et une période de plus de 180 secondes, car le pH ne plafonne toujours pas. Ce brassage sur 180 secondes, à un GT d'environ 75 600 excède pourtant le GT maximum recommandé de 45 000 (tableau 2.6). La chaux vive s'approche toutefois d'un plafonnement à 180 secondes avec l'usage de l'hélice qui génère un vortex 2,75 fois supérieur à la plaque simple à 300 rpm. En posant que la perceuse génère 2,75 fois plus de G qu'une plaque simple, cela correspond à un G de 1 155 s⁻¹ ou un GT de 207 900, soit plus de quatre fois la valeur maximale recommandée. Un gradient de vitesse d'environ 1 160 s⁻¹ correspond à une puissance de 1 400 W/m³ à 20°C. De plus, même si la concentration molaire de la chaux vive est supérieure aux deux autres chaux, soit 10 vs 8,8 mmol, elle reste inférieure aux pH obtenus avec la chaux hydratée ou le lait de chaux malgré l'énorme puissance d'agitation développer par l'hélice en rotation. Le niveau de GT de 207 900 de la chaux vive avec l'hélice est plus de huit fois celui de la chaux hydratée ou du lait de chaux qui n'étaient qu'à 25 200. Le niveau de mélange très élevé de la chaux vive peut s'expliquer par le délai d'extinction qui nuit à la dissolution, tel que présenté à la section 2.6.1.

Troisième tendance (figure 4.4)

Une baisse de température de 23 à 16°C ralentit l'accroissement du pH de la chaux vive, mais pas celui de la chaux hydratée analytique en poudre aux concentrations d'environ 0,2 g/L de chaux.

Les figures 4.4a et 4.4b présentent l'influence de la température sur l'accroissement du pH. Or, l'influence est peu perceptible sur la chaux hydratée, mais existe pour la chaux vive dans la gamme de températures et de concentrations testées. L'accroissement de la solubilité de la chaux hydratée et vive avec la baisse de température tout comme l'effet exothermique de la chaux vive n'ont pas accru les vitesses de dissolution.

Résumé des essais de brassage

Le mélange rapide de la chaux hydratée tout comme du lait de chaux peut être obtenu en 60 secondes avec un G de 250 s^{-1} (200 rpm, 63 W/m^3) pour un faible dosage de $0,19\text{ g Ca(OH)}_2/\text{L}$, ou un G de 420 s^{-1} (300 rpm, 180 W/m^3) pour un dosage de $0,65\text{ g Ca(OH)}_2/\text{L}$. La chaux hydratée en poudre présente des granules au fond des B-Ker² qui s'apparentent à une solubilisation incomplète alors que le lait de chaux n'a pas de granule au fond. Malgré que les courbes d'accroissement du pH soient très similaires, il est possible que la dissolution du lait de chaux soit légèrement plus efficace étant donné l'absence de granule au fond. Ces deux chaux sont relativement faciles à mélanger étant donné que les GT obtenus sont inférieurs au GT minimum recommandé de 36 000, soit un GT de 15 000 à faible concentration de chaulage et soit un GT de 25 200 à une plus forte concentration. De plus, la baisse de 6°C n'a pas eu d'effet marqué sur la dissolution de la chaux hydratée. Le banc de Jar test semble adéquat pour réaliser un mélange rapide de la chaux hydratée ainsi qu'un lait de chaux à la concentration de $0,65\text{ g Ca(OH)}_2/\text{L}$, et ce, pour une période d'agitation de 60 secondes. Le niveau de puissant correspondant est de 180 W/m^3 .

La dissolution de la chaux vive est plus difficile que la chaux hydratée ou le lait de chaux. À la faible concentration de $0,14\text{ g CaO/L}$, il faut un G de 250 s^{-1} (200 rpm), mais 50 % plus de temps d'agitation, soit 90 secondes plutôt que 60 secondes. Le GT d'environ 23 000 à faible concentration de chaux est meilleur que la limite inférieure de 36 000 recommandée. À plus forte concentration, soit $0,55\text{ g CaO/L}$, il faut 180 secondes avec un G estimé à $1\,155\text{ s}^{-1}$. Comme le G maximum d'un banc de Jar test n'est que d'environ 420 s^{-1} , il est impossible d'obtenir un

mélange rapide à fort dosage de chaux vive avec une durée maximale de 180 secondes. Le GT de plus de 200 000 à forte concentration excède de plus de quatre fois le maximum recommandé de 45 000. Le délai lié à la transformation de la chaux vive en chaux hydratée avant la libération des ions OH⁻ est vraisemblablement la cause. De plus, la baisse de 6°C a eu un effet négatif sur la dissolution de la chaux vive. L'usage de la chaux vive en poudre devrait être limité aux faibles concentrations ou dans la préparation d'un lait de chaux.

4.1.3 Effet de la floculation sur la réduction des MES et du Pt

La floculation vise notamment l'agglomération des particules afin d'accélérer la vitesse de décantation. Les essais sur l'eau synthétique vérifient l'effet de la floculation afin de connaître son utilité, et si elle est utile, sous quelles conditions. Les eaux usées synthétiques contiennent initialement 20 mg P/L d'o-PO₄ et les niveaux de pH se situant entre 11,0 et 11,2 après chaulage. Cette hausse de pH est obtenue par l'ajout de lait de chaux, faite à partir de la chaux hydratée technique au dosage équivalant de 0,2 g Ca(OH)₂/L d'eau usée synthétique. Les concentrations de MES et de Pt sont réalisées à partir des échantillons prélevés des volumes écoulés suite à l'ouverture des robinets des B-Ker² à la fin de la période de décantation. Un faible temps de décantation de trois minutes est utilisé afin de limiter la sédimentation. Une trop longue décantation pourrait rendre l'ensemble des résultats trop performants, sans discrimination possible de l'effet de la floculation.

Résultats, analyses et discussions

La figure 4.5 compare l'évolution temporelle des concentrations des MES et de Pt de surnageants recueillis, et ce, après un mélange rapide d'une minute à la vitesse de rotation de 300 rpm, une floculation à 30 rpm, de « 0 » minute pour le témoin jusqu'à 30 minutes, le tout suivi d'une décantation de trois minutes.

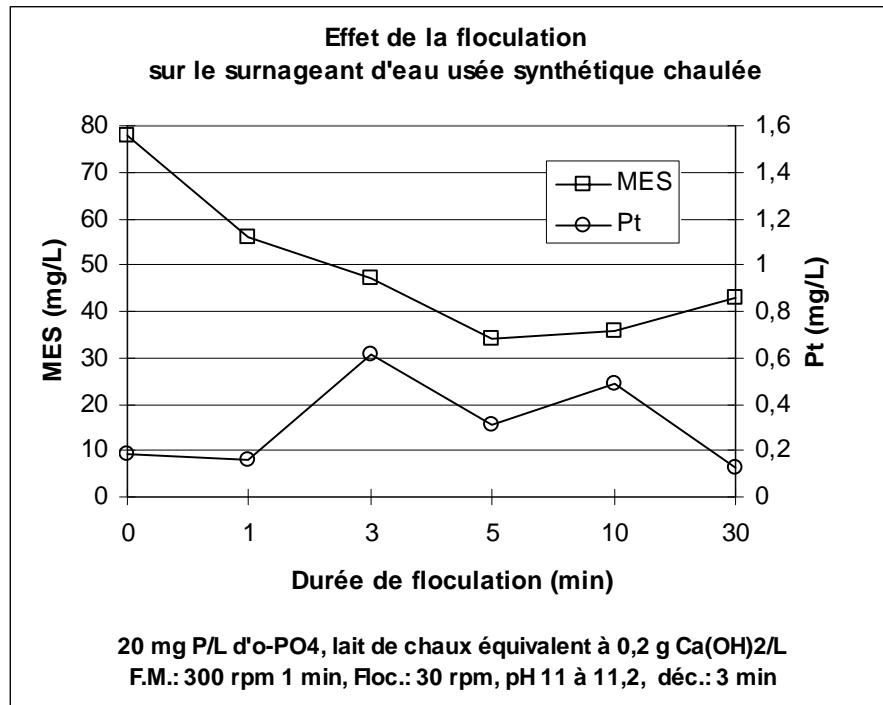


Figure 4.5 : Influence de la durée de la flocculation sur les MES et le Pt

La courbe de MES obtenues à la figure 4.5 laisse comprendre qu'une flocculation est bénéfique, avec comme temps optimal cinq minutes. Il faut toutefois être prudent avec ce constat. Tous les échantillons disposent de trois minutes de décantation, mais les particules floculées disposent indirectement de plus de temps, car elles peuvent débuter leur décantation durant la période de flocculation. Il aurait été intéressant de réaliser cinq autres essais sans flocculation, mais en prolongeant la durée de décantation selon les durées des essais avec flocculation, ce qui aurait donné des durées de décantation de 4, 6, 8, 13 et 33 minutes sans flocculation. Avec de telles informations complémentaires, il aurait été possible de savoir, si la flocculation est vraiment meilleure que le temps de décantation. À titre d'exemple, est-ce qu'une flocculation de cinq minutes suivie d'une décantation de trois minutes est préférable à une décantation de huit minutes sans flocculation?

Les remontées des concentrations de MES, après le premier cinq minutes de flocculation, soit à 10 et à 30 minutes de flocculation, laissent penser que les flocs de MES obtenus sont fragiles, parce que le niveau d'agitation à 30 rpm (G de 23 s^{-1} , puissance de $0,53\text{ W/m}^3$, tableau 2.7) est pratiquement deux fois plus faibles que le plus faible G recommandé, soit 40 s^{-1} (tableau 2.6). De plus, les périodes de 10 et 30 minutes de flocculation, de façon indirecte, allongent la période de décantation, mais les résultats sont moins bons.

L'essai sans flocculation présente un surnageant à $0,185\text{ mg Pt/L}$, soit 99,1 % d'enlèvement des 20 mg P/L d'o-PO₄ initiaux, ce qui est très élevé. À un tel niveau d'enlèvement, il devient difficile de percevoir une réelle amélioration avec la flocculation. Les réductions du phosphore total, avec flocculation, ont été de 96,9 % à 99,6 %. La flocculation a légèrement nui ou à peine aidée, mais sans patron temporel spécifique contrairement aux résultats des MES avec un optimum à cinq minutes. En fonction de ces résultats du Pt, il est impossible d'affirmer qu'une flocculation apporte un réel effet bénéfique au pH d'environ 11 avec une concentration initiale de 20 mg P/L d'o-PO₄. Pour observer une différence, il aurait probablement fallu réduire la décantation à moins de trois minutes, étant donné le trop fort niveau d'enlèvement sans flocculation.

La figure 4.6 compare la durée de flocculation sur les MES restants dans le surnageant, à 30 rpm et à 100 rpm. Les courbes présentent leur meilleure performance à cinq minutes de flocculation avec détérioration par la suite. La vitesse de rotation de 30 rpm donne de meilleurs résultats qu'à 100 rpm. Comme 100 rpm correspondent à un G de 105 s^{-1} à 20°C (11 W/m^3 , tableau 2.7), soit à peine supérieur au maximum recommandé de 100 s^{-1} du tableau 2.6, les flocs obtenus supportent peu le cisaillement.

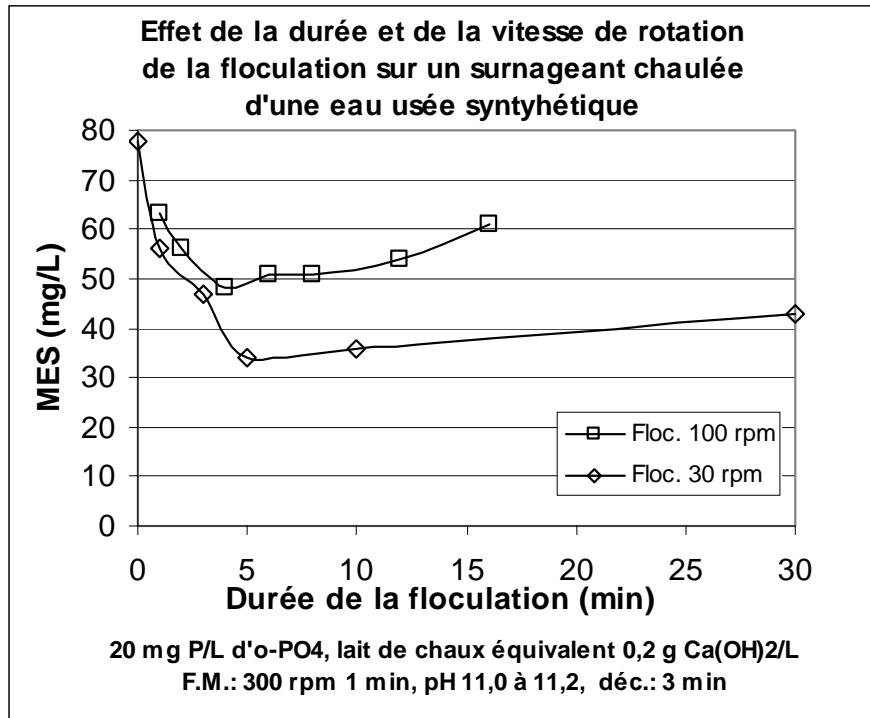


Figure 4.6 : Influence du niveau et de la durée de la flocculation sur les MES

En résumé des essais de flocculation

La flocculation a amélioré la réduction des MES jusqu'au temps optimal de cinq minutes. Or, malgré que la période de flocculation accroît indirectement le temps de décantation, elle a conduit à une détérioration de l'enlèvement des MES lors de plus longues périodes, soit à 10 et à 30 minutes. Le floc formé est fragile, d'autant plus qu'à la vitesse de rotation de 100 rpm les enlèvements étaient moins bons qu'à 30 rpm. La vitesse de rotation de 30 rpm correspond à un G de 23 s^{-1} ($0,53 \text{ W/m}^3$). Un enlèvement de plus de 99 % du Pt est possible sans flocculation. La flocculation a légèrement nui ou aidée l'enlèvement du Pt. Conséquemment, si une flocculation est réalisée, elle devrait être limitée à cinq minutes et à un très faible niveau, soit $0,53 \text{ W/m}^3$. Ces constats reposent toutefois sur un faible nombre d'essais, il faut rester prudent face à ces tendances observées qu'au pH de 11 avec une concentration initiale de 20 mg P/L d'o-PO₄.

4.1.4 Effet de la Cs sur la réduction du Pt et la descente du voile de boue

La décantation, suite à la cristallisation de phosphate de calcium par chaulage, a pour but de soustraire du surnageant le phosphore particulaire déjà présent ainsi que celui nouvellement formé, et par le fait même, réduire une partie des MES. Les essais en Jar test sont réalisés dans des B-Ker² à des pH de 10,9 à 11,1, et ce, à deux niveaux de concentration soit à environ 20 mg P/L d'o-PO₄ pour l'essai sur la réduction du Pt et à 215 mg P/L d'o-PO₄ pour l'essai sur l'évolution du voile de boue. Les concentrations de Pt sont mesurées à partir d'échantillons prélevés des volumes récupérés après ouverture des robinets des B-Ker² à la fin de la période de décantation visée.

Résultats, analyses et discussions

La figure 4.7 présente les concentrations en Pt ainsi que des pourcentages d'enlèvements obtenus pour six temps de décantation d'essais différents. La concentration du Pt de l'échantillon initial, sans chaulage, est représentée au temps « 0 ». L'accroissement du temps de décantation engendre une baisse des concentrations en Pt. La baisse est d'environ 80 % après trois minutes, et d'environ 90 % après 16 minutes.

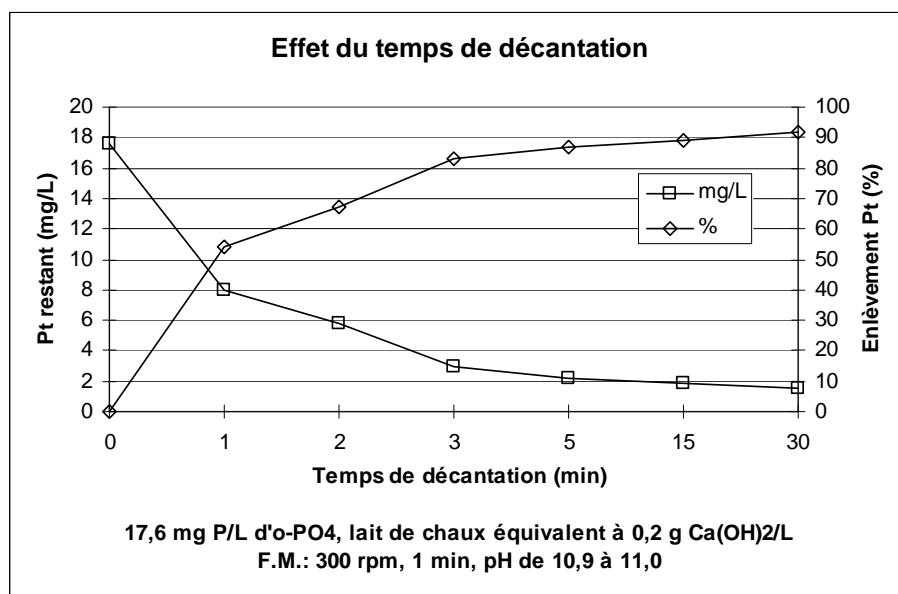


Figure 4.7 : Influence du temps de décantation sur l'enlèvement du Pt

Une particule est considérée décantée lorsqu'elle touche le fond. Un temps de chute de trois minutes, pour une hauteur liquide totale de 0,147 m dans un B-Ker², correspond à une vitesse de chute de 2,9 m/h. Comme l'orifice de sortie du B-Ker² est à 0,043 m du fond, une partie des particules enlevées pourraient n'avoir chuté que de 0,104 m, soit la colonne d'eau au-dessus de l'orifice de sortie. Conséquemment, la charge superficielle minimale correspond à 2,1 m/h, soit 0,104 m divisé par trois minutes multiplié par 60 minutes par heure. Étant donné le type d'équipement utilisé, la hauteur de chute des trois premières minutes représente une vitesse de chute comprise entre 2,1 à 2,9 m/h pour obtenir 80 % de réduction du Pt. Ces vitesses de chutes s'insèrent parfaitement dans la gamme de 1,5 à 3,3 m/h d'une eau chaulée présentée en référence à l'item 2.6.5. Toutefois, pour obtenir 90 % et plus d'enlèvements, selon la figure 4.7, il faut décanter pendant 16 minutes et plus, ce qui correspond à une vitesse de chute de 0,39 à 0,55 m/h selon qu'on considère le haut de l'orifice ou le fond du B-Ker² comme parcours à franchir. La réduction de 95 % du Pt, associé au « traitement standard STRADDAQ », n'a pas été atteinte lors de cet essai.

La figure 4.8 présente la descente du voile de boue d'une eau usée synthétique mesurée à 215 mg P/L d'o-PO₄ et chaulée à un pH de 11,1. La vitesse de chute qui était d'environ 0,7 m/h au début ralentit dans un premier temps à environ 0,4 m/h avant de ralentir davantage à moins de 0,2 m/h par l'effet probable de la décantation freinée. Lors de l'essai de la figure 4.8, une partie des particules formées ont possiblement été fragmentées par la longue période de flocculation de 30 minutes, ce qui a pu réduire la vitesse de décantation.

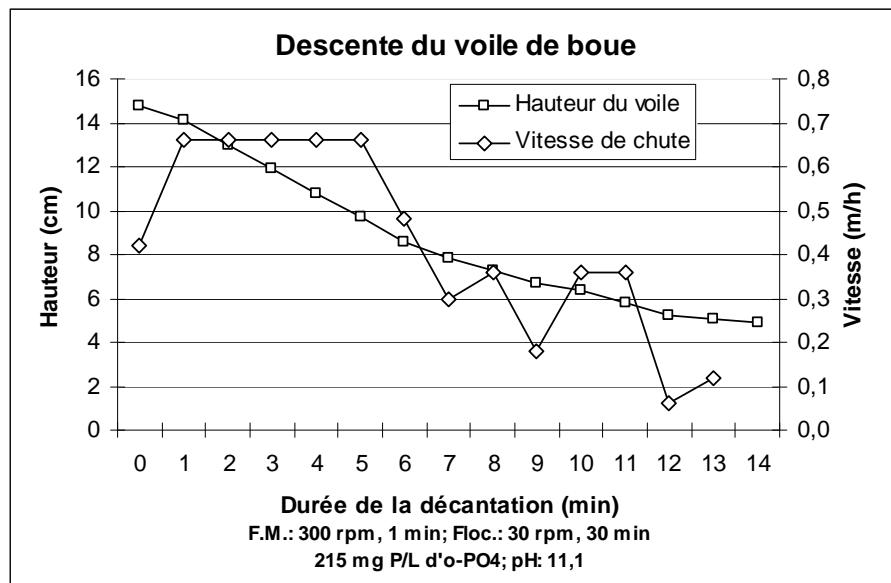


Figure 4.8 : Évolution de la vitesse de chute et du voile de boue en fonction du temps

Résumé de l'effet de la charge superficielle

Sur la base des essais, il faut décanter environ 16 minutes dans un B-Ker² pour atteindre 90 % de réduction du Pt, soit une vitesse de chute d'environ 0,4 à 0,6 m/h. Ces vitesses sont plus conservatrices que celle de la littérature où il y est fait mention de vitesses entre 1,5 à 3,3 m/h, mais sans donner les pourcentages de réduction. Il y a toutefois peu de résultats au laboratoire pour appuyer cette vitesse de chute.

4.1.5 Effet des o-PO₄ initiaux et du pH sur la réduction des MES et du Pt

Cette section, la dernière avec l'eau usée synthétique, présente des essais à différents pH alcalins, dans des B-Ker² afin de vérifier l'intérêt d'atteindre le pH de 10, voire même le pH de 12 avec l'effet de co-précipités, sur les réductions du phosphore total. De plus, l'influence des concentrations minimales d'orthophosphates sur les pourcentages de réduction du Pt est analysée. Les principaux essais sont réalisés selon la séquence d'une minute d'agitation à 100 rpm, de cinq minutes à 30 rpm et d'une décantation de 15 minutes, et ce, avec dosage de chaux vive analytique. Les concentrations d'o-PO₄ et de Pt sont mesurées à partir d'échantillons prélevés des volumes récupérés, après l'ouverture des robinets des B-Ker² à la fin de la période de décantation. Un essai sur la réduction des MES permet de mieux discriminer l'influence des faibles concentrations d'o-PO₄. Un dernier essai est réalisé sur les réductions d'o-PO₄ et de Pt, ce qui permet de mieux discriminer un manque probable de calcium pour la transformation des o-PO₄ à la concentration élevée de 200 mg P/L d'o-PO₄.

Résultats, analyses et discussions

Les figures 4.9a à 4.9f sont obtenues à partir des résultats de laboratoire présentés à l'annexe 9. Les concentrations d'orthophosphates obtenues, après mélange et décantation, sont égales ou inférieures à celles du Pt, et ce, peu importe les concentrations initiales d'orthophosphates ou de pH. Ce constat s'explique par le fait que la réduction du phosphore total passe d'abord par la transformation des orthophosphates, qui sont solubles, en phosphate de calcium particulaire.

Les écarts de concentrations les plus importants entre les orthophosphates et le Pt sont aux concentrations de 1, 5 et de 10 mg P/L d'o-PO₄ (figures 4.9a à 4.9c). Le phosphore particulaire formé ne sédimente pas au même rythme de la transformation des orthophosphates. Le peu de particules formées, aux faibles concentrations initiales d'o-PO₄, restreint vraisemblablement l'agglomération des particules, ce qui limite la vitesse de sédimentation. Le phénomène de petites particules qui décantent lentement est connu sous l'appellation « pin floc ». Un aide coagulant ou un temps de décantation plus long pourrait rapprocher les courbes de réduction des o-PO₄ et du Pt aux faibles concentrations d'o-PO₄ initiaux.

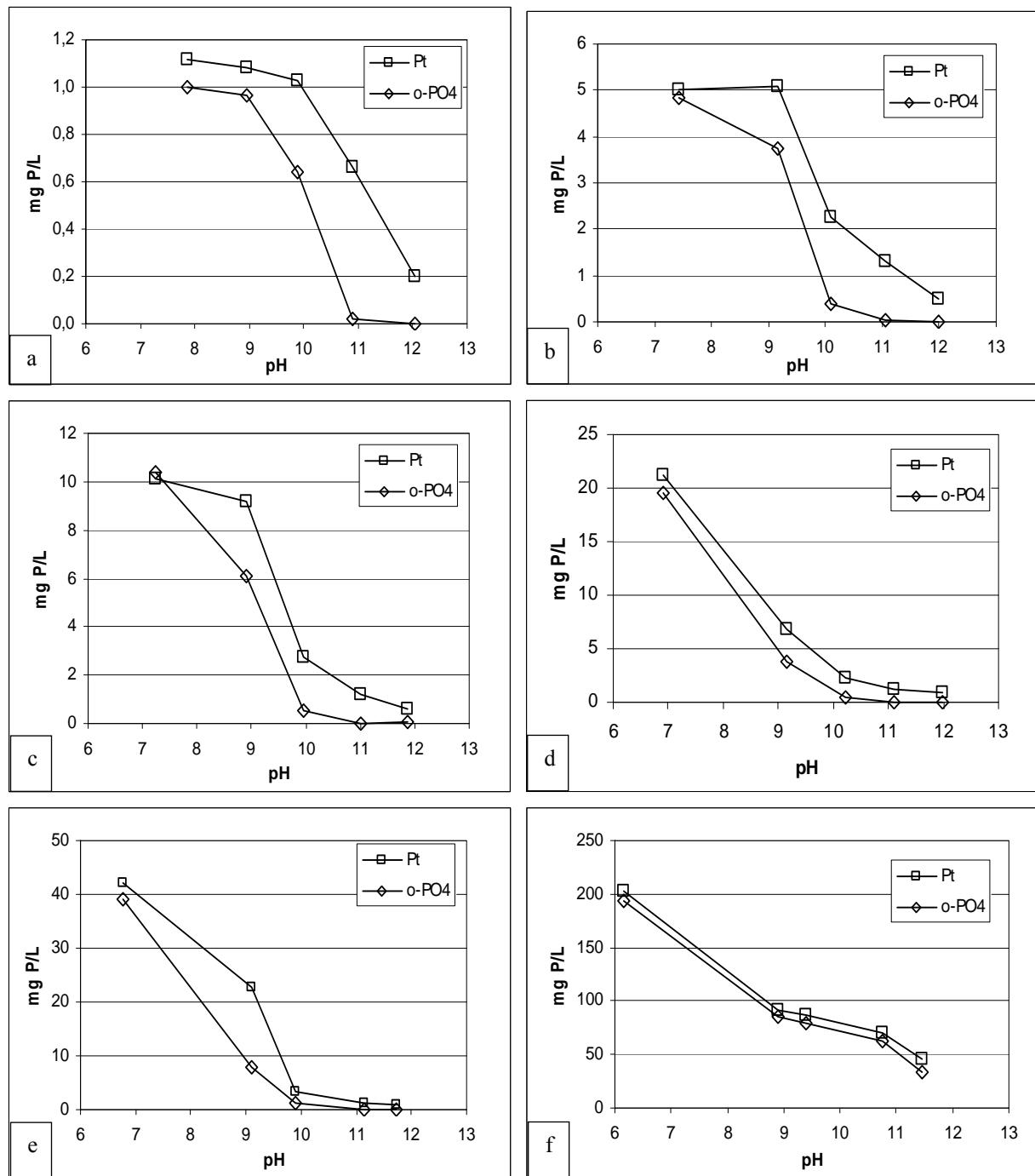


Figure 4.9 : Influence des concentrations d'o-PO₄ initiaux d'environ 1 à 200 mg P/L et des pH variés obtenus par chaulage sur les réductions o-PO₄ et du Pt

Le tableau 4.5 présente les réductions d'o-PO₄ et de Pt à des pH spécifiques alors que les figures 4.10a et 4.10b en sont les représentations graphiques respectives, et ce, à partir des résultats de l'annexe 9, suite à des interpolations et quelques extrapolations spécifiques aux pH de 12.

Tableau 4.5 : Influence des o-PO₄ de départ et du pH sur la réduction des o-PO₄ et du Pt

Concentration de départ	Pourcentage de réduction dans le surnageant (%)			
o-PO ₄ (mg P/l)	pH 9	pH 10	pH 11	pH 12
1	3	36	98	100
5	22	92	99	100
10	41	95	100	100
<i>moyenne de 1 à 10</i>	<i>39</i>	<i>74</i>	<i>99</i>	<i>100</i>
20	81	98	100	100
40	80	97	100	100
200	56	59	75	83
<i>moyenne de 20 à 200</i>	<i>72</i>	<i>85</i>	<i>92</i>	<i>94</i>
<i>moyenne de 1 à 200</i>	<i>54</i>	<i>80</i>	<i>95</i>	<i>97</i>
<i>augmentation pour une unité de pH</i>		26	15	2
Pt (mg/l)	pH 9	pH 10	pH 11	pH 12
1	3	8	41	82
5	-2	55	74	90
10	9	73	88	94
<i>moyenne de 1 à 10</i>	<i>3</i>	<i>45</i>	<i>68</i>	<i>89</i>
20	68	90	94	96
40	46	92	97	98
200	55	57	66	77
<i>moyenne de 20 à 200</i>	<i>56</i>	<i>80</i>	<i>86</i>	<i>90</i>
<i>moyenne de 1 à 200</i>	<i>30</i>	<i>63</i>	<i>77</i>	<i>90</i>
<i>augmentation pour une unité de pH</i>		33	14	13

pH minimum

Le tableau 4.5 ainsi que la figure 4.10 montrent une amélioration de l'enlèvement du Pt avec l'accroissement du pH comme les résultats de Culp & Culp repris à la figure 2.10. Tout comme à la figure 2.10, il a été impossible d'atteindre 90 % de réduction du Pt au pH de 9, et les gains moyens les plus importants d'enlèvement du Pt, suite à l'accroissement d'une unité de pH, se situent entre les pH de 9 et 10, soient 26 % pour les o-PO₄ et 33 % pour le Pt. Le pH de 10 se

confirme comme la valeur minimale à atteindre. La solubilité supérieure des composés de phosphates de calcium, aux pH moins basiques, limite la transformation d'o-PO₄.

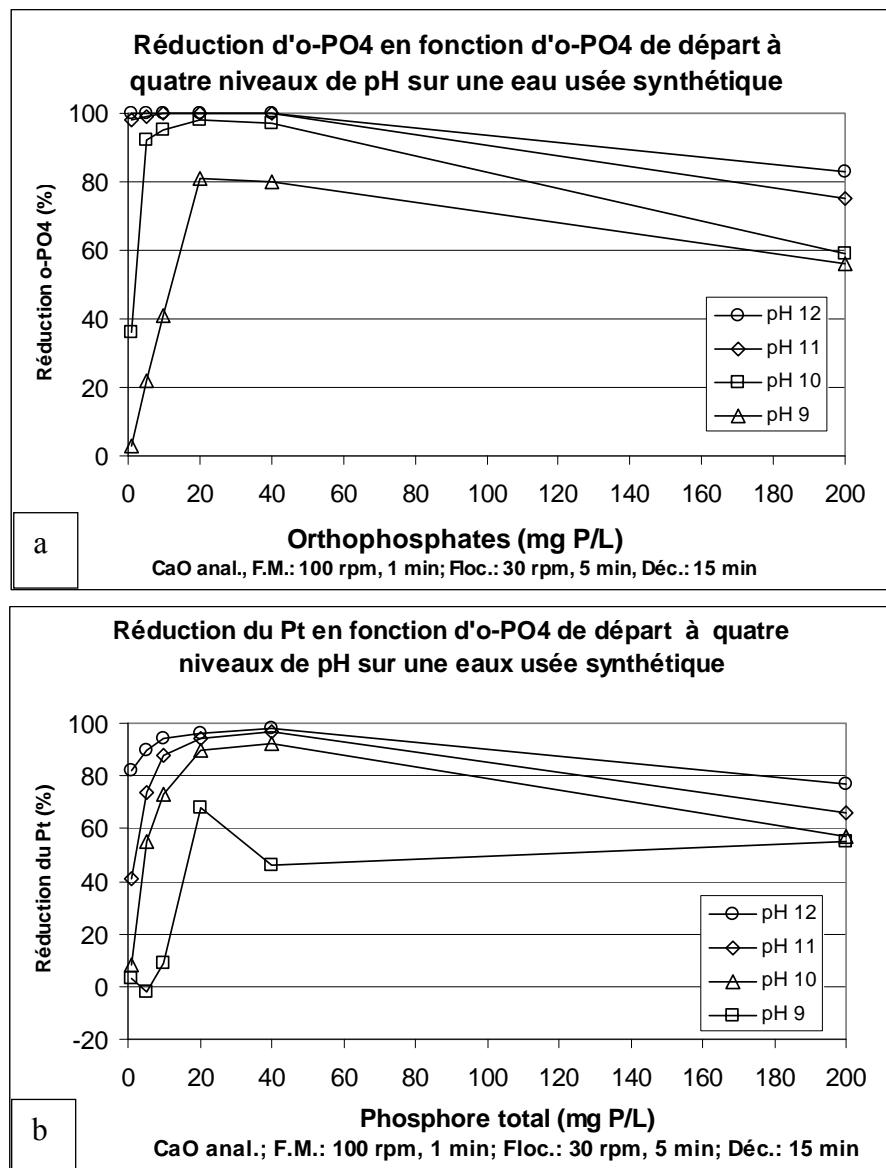


Figure 4.10 : Influence des o-PO₄ de départ et du pH sur les réductions des o-PO₄ et du Pt

Le tableau 4.5 montre qu'au pH de 11, les o-PO₄ sont réduits de 95 % en moyen, mais uniquement 77 % pour le Pt. Le passage du pH de 11 à 12 s'accompagne d'un gain moyen de 2 % d'o-PO₄ de (95 vs 97 %) alors qu'il est de 13 % du Pt (77 vs 90 %). Comme 95 % d'o-PO₄ étaient déjà réduits au pH de 11, le gain de réduction du Pt, entre les pH de 11 à 12, est dû à l'accroissement de la décantation des particules de phosphore formées. L'accroissement du pH de 11 à 12, a donné un gain de réduction moyen de 21 % du Pt (68 vs 89 %) pour les concentrations

initiales de 1 à 10 mg P/L d'o-PO₄, alors que le gain moyen fut de 4 % du Pt (86 vs 90 %) pour les concentrations initiales de 20 à 200 mg P/L d'o-PO₄. C'est les faibles concentrations de départ qui ont bénéficié le plus de l'augmentation du pH de 11 à 12. L'effet bénéfique du co-précipité d'hydroxyde de magnésium, qui pourrait être complet entre les pH de 11 à 11,8 selon la littérature, a possiblement été plus déterminant pour les faibles concentrations. Conséquemment, pour les concentrations notamment inférieures à de 10 mg P/L d'o-PO₄ avant chaulage, l'atteinte du niveau de pH de 12 pourrait apporter un gain significatif d'enlèvement par rapport au pH de 10 usuellement recherché.

Concentration minimum d'o-PO₄ de départ pour un bon enlèvement

L'analyse se fait en premier sur la gamme de 1 à 40 mg P/L d'o-PO₄. L'augmentation des concentrations d'o-PO₄ accroît l'enlèvement du Pt comme le démontre le tableau 4.5 et la figure 4.10b. Il a été impossible d'obtenir 90 % de réduction du Pt avec la concentration à 1 mg P/L d'o-PO₄, et ce, même au pH de 12, mais c'est possible à 5 mg P/L. La concentration initiale de 40 mg P/L d'o-PO₄ présente les meilleures réductions pour les pH de 10, 11 et de 12, soit respectivement 92, 97 et 98 % d'enlèvement du Pt.

De façon globale, selon le tableau 4.5 et à la figure 4.10b, pour obtenir 90 % de réduction du Pt, il faut minimalement 20 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 10, ou 15 mg/L interpolés au pH de 11, ou 5 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 12. Pour obtenir 95 % de réduction, il faut une concentration minimale de 30 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 11 ou minimalement 15 mg/L au pH de 12. Le tableau 4.6 reprend ces concentrations et pH pour les enlèvements de 90 et de 95 % du Pt. Si 90 % d'enlèvement est suffisant, le chaulage minimal doit atteindre un pH 10 avec un surnageant à 20 mg P/L d'o-PO₄. Une approche sécuritaire serait d'excéder légèrement la concentration minimale et/ou le pH minimal pH pour atteindre les réductions visées au tableau 4.6.

Tableau 4.6 : Influence des orthophosphates et du pH sur l'enlèvement du Pt

concentration minimum d'o-PO ₄		
pH	90 % réduction du Pt	95 % de réduction du Pt
10	20 mg/L	
11	15 mg/L (*)	30 mg/L (*)
12	5 mg/L	15 mg/L (*)

(*) résultat obtenu par itération et arrondi au 5 mg P/L d'o-PO₄

Un essai complémentaire sur l'enlèvement des MES est présenté à la figure 4.11, et ce, afin de mieux discriminer l'influence, sur les MES, des faibles concentrations de 1, 5 et à 10 mg P/L d'o-PO₄ (figures 4.9a à 4.9c) où il y a eu des écarts importants entre les réductions d'o-PO₄ et du Pt. Les réductions de MES sont obtenues en comparant la quantité des MES du surnageant recueilli après la période de décantation par rapport à la somme des MES du surnageant et des boues, et ce, sur une eau usée synthétique alors que les pH oscillent entre 11,1 et 11,4 après chaulage. À la concentration de 2 mg P/L d'o-PO₄, il y a moins de 86 % de réduction des MES, alors qu'à 4 mg P/L il y a plus de 90 % de réduction des MES. À la concentration de 6 mg P/L d'o-PO₄, la réduction des MES plafonne entre 94 et 95 %. Pour un enlèvement supérieur à 90 % des MES, il y a intérêt à avoir 4 mg P/L d'o-PO₄ entre les pH de 11,1 et de 11,4. Certes, toutes les MES de la figure 4.11 ne sont pas du Pt, mais tout comme le Pt, l'augmentation des concentrations initiales d'o-PO₄ améliore l'enlèvement des MES. La figure 4.11, avec son 4 mg P/L d'o-PO₄ pour atteindre plus de 90 % de réduction des MES appuie l'idée d'une valeur minimale d'o-PO₄, soit de 5 mg P/L d'o-PO₄ du tableau 4.6, pour obtenir 90 % de réduction du Pt.

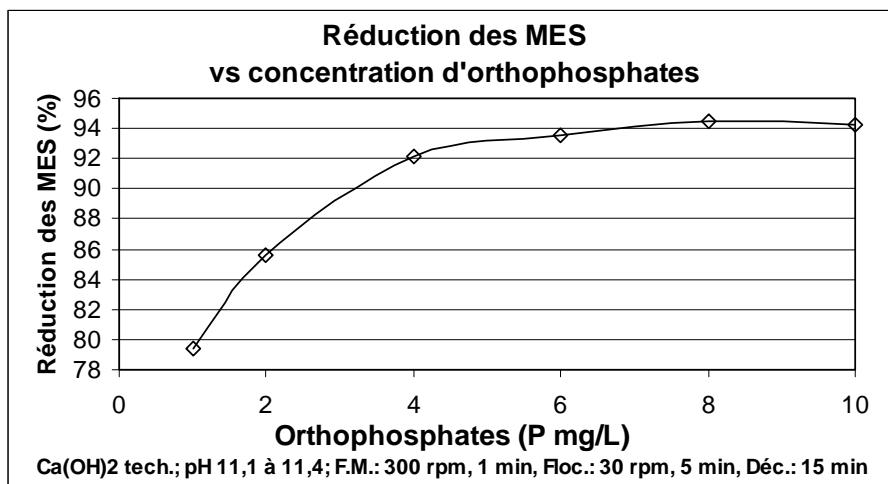


Figure 4.11 Influence des orthophosphates sur la réduction des MES

En résumé, le tableau 4.5 laisse comprendre que la concentration initiale d'o-PO₄ aurait un effet sur le taux de réduction du Pt par chaulage. De plus, l'accroissement du pH, permettrait de combler en partie, l'effet négatif des faibles concentrations initiales d'o-PO₄. Il faut toutefois rester prudent avec les valeurs du tableau 4.5, car les niveaux d'agitation lors des essais ont été faibles dans le contexte où c'est de la chaux vive analytique qui fut utilisée.

Comportement de la concentration de départ de 200 mg P/L d'o-PO₄

À la concentration de départ de 200 mg P/L d'o-PO₄, les réductions limites de 56 à 83 % des orthophosphates obtenus aux pH de 9 à 12 expliquent les faibles réductions de 55 à 77 % du Pt montrées au tableau 4.5. Il est tentant d'associer les faibles réductions d'orthophosphates au manque de calcium, tel que soulevé au tableau 3.4 pour le pH de 12. Ce tableau montre qu'au pH de 12, la concentration limite est de 180 mg P/L d'o-PO₄ pour former les HAP, soit environ 90 % de la concentration de 200 mg/L. Au-delà de cette concentration, il manquerait théoriquement du calcium. Or, ce pourcentage s'apparente à la réduction mesurée des orthophosphates au pH 12 présentée au tableau 4.5, soit 83 %. Il faut toutefois rester prudent dans l'interprétation de la cause du manque de transformation des orthophosphates. Tel que mentionné précédemment, le HAP peut prendre quelques heures à se former et ne joue possiblement pas un rôle significatif lors d'essais de quelques dizaines de minutes dans des B-Ker² (mélange rapide, flocculation et décantation). De plus, si le non-respect du ratio 1,67 Ca/P pour former le HAP était si important, une transformation incomplète aurait dû apparaître notamment à partir 19,3 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 10 selon les résultats du tableau 3.4. Or, au pH de 10 avec la concentration initiale de 40 mg P/L d'o-PO₄, il y eut 97 % de réduction des o-PO₄ et 92 % de réduction du Pt (tableau 4.5). La concentration maximale théorique pour la formation du phosphate de calcium avec un ratio d'une mole de Ca pour une mole de P, sans manque de calcium, serait de 46,4 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 10 selon le tableau 3.4. Toujours selon ce tableau 3.4, au pH de 10, la concentration limite théorique, sans manque de calcium, serait à 27,9 mg P/L d'o-PO₄ pour la formation du phosphate de calcium avec un ratio 1,33 mole de Ca pour une mole de P. L'absence de manque de calcium à concentration initiale de 40 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 10, laisse à penser que c'est la forme de phosphate de calcium d'une mole de Ca pour une mole de P, soit le CaHPO₄, qui est important à respecter lors des essais de décantation, et non le ratio de 1,67 du HAP.

En posant que le CaHPO₄, premier précurseur au HAP, soit la forme de phosphate de calcium minimalement à respecter pour les essais de chaulage et de décantation, au pH de 12, les orthophosphates pourraient atteindre 486 mg P/L avant de manquer de calcium selon le tableau 3.4. Comme les 200 mg P/L d'o-PO₄ n'ont été réduits que de 83 % selon le tableau 4.5 au pH de 12, il faut chercher une autre explication pour justifier la transformation incomplète.

En posant toujours que le premier précurseur au HAP, le CaHPO₄, soit la forme de phosphate de calcium minimalement à respecter pour les essais de chaulage et de décantation, à la concentration de départ de 200 mg P/L d'o-PO₄, un manque de calcium pourrait apparaître entre le pH de 11 et de 12 selon le tableau 3.4. Les résultats de la figure 4.12 tendent d'ailleurs à confirmer l'information au tableau 3.4. Pour assurer une transformation élevée des 200 mg P/L d'o-PO₄, il faudrait atteindre un pH de 11,6. Et contrairement au tableau 4.5, la réduction est de 100 % des orthophosphates au pH de 12 et à 200 mg P/L d'o-PO₄ et non une réduction de 83 %. La différence des résultats vient vraisemblablement des conditions d'essais différentes. Les résultats du tableau 4.5 ont été à une vitesse de mélange rapide de 100 rpm avec la chaux vive alors que les essais présentés à la figure 4.12 sont à la vitesse de mélange de 300 rpm avec un lait de chaux.

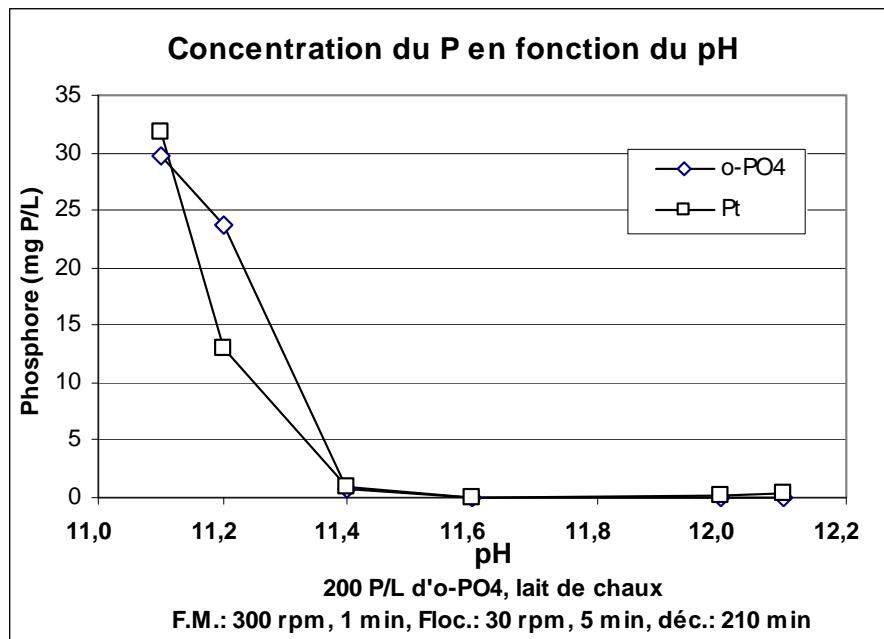


Figure 4.12 : Influence du pH sur les réductions des o-PO₄ et du Pt dans le surnageant

4.2 Chaulage du surnageant de la pisciculture des Bobines - Essais

Les résultats d'essais de chaulage à la pisciculture des Bobines sont présentés dans cette section ainsi que des essais de dilution de pH du surnageant chaulée avec l'effluent piscicole. Les paramètres opérationnels des essais terrains, dont la puissance d'agitation et les temps de contacts, différent parfois des conditions optimales puisque lors des essais à la pisciculture des Bobines, la revue de littérature ainsi que l'analyse des essais sur l'eau usée synthétique au laboratoire n'étaient que partiellement terminées.

4.2.1 Capture du phosphore total

Trois essais ont été réalisés à la pisciculture des Bobines, et 22 mois séparent l'essai 1 de l'essai 3. Les essais à la pisciculture avaient pour but le chaulage d'une eau usée représentative, soit celle qui serait à traiter à pleine échelle, et ce, en vérifiant la réduction Pt à une échelle moins réduite qu'au laboratoire. Toutefois, en absence de concentrateur opérationnel, le surnageant en excès du BESB est jugé trop faiblement concentré en phosphore. Conséquemment, le surnageant est non représentatif malgré les nombreuses tentatives d'opérer efficacement les concentrateurs. Néanmoins, un seul des trois essais de chaulage à la pisciculture a été réalisé avec le surnageant faiblement concentré, puisé à mi-hauteur. Les deux liquides concentrés en o-PO₄ ont été puisés plus profondément.

Les essais 1 et 2 sont réalisés en cuvée « batch », avec les étapes de mélange rapide, de flocculation et de décantation dans un seul contenant de 1 m³ de capacité. Les volumes traités sont d'environ 840 litres pour chacun des deux essais. L'eau usée est pompée de la mi-hauteur du surnageant dans le BESB pour l'essai 1 et à proximité des boues épaissies du BESB pour l'essai 2.

La chaux hydratée technique en poudre, équivalente à 120 mg/L et à 390 mg/L de Ca(OH)₂ sont dosées pour les essais 1 et 2 respectivement, et mélangée par une hélice de 0,15 m de diamètre actionné par un moteur relié au contrôleur de fréquences. Les puissances d'agitation sont respectivement à 290 et 270 W/m³ de liquide chaulé en mélange rapide pour les essais 1 et 2,

alors que la floculation est comprise entre 43 et 44 W/m³. Le mélange rapide se fait à une révolution d'environ 1 400 rpm pendant une minute lors de l'essai 1 et pendant quatre minutes lors de l'essai 2. Ce quatre minutes est la somme de deux événements, soit trois minutes avec un premier chaulage suivi d'une minute lors du deuxième chaulage afin de hausser davantage le niveau de pH jugé insuffisant. La floculation des essais 1 et 2 est réalisée avec la même hélice, mais à une rotation de 90 rpm. La durée de la floculation est de neuf minutes pour l'essai 1 et de six minutes pour l'essai 2. La décantation se réalise sans agitation durant une période de 16,8 heures pour l'essai 1 et de 1,6 heure pour l'essai 2, aux charges superficielles respectives de 0,05 et de 0,5 m/h.

Le troisième et dernier essai s'effectue en écoulement dynamique durant 86 minutes dans deux contenants avant de décanter durant 24 heures environ dans un contenant de 5,9 m³ de capacité, à une charge superficielle d'environ 0,009 m/h. Le chaulage est réalisé à partir d'un lait de chaux dosé par une pompe péristaltique. La chaux hydratée technique, à raison de 4,18 kg, est mélangée à 24,6 kg d'eau (24,6 litres), pour obtenir un lait de chaux de 0,17 kg Ca(OH)₂ par kg d'eau, soit une densité d'environ 1,1 kg/L de lait de chaux, équivalente à une concentration de 160 g de Ca(OH)₂/L. Le lait de chaux est préparé dans un contenant de 0,033 m³ dont l'agitation est réalisée avec une hélice de 0,009 m de diamètre entraînée par une perceuse à environ 2 500 rpm. Le lait de chaux est dosé initialement à 0,23 L/minute, mais comme le pH dépasse 12, le dosage est réduit. Sur la période, le dosage moyen est de 0,143 L/minute, soit l'équivalent de 22,9 g Ca(OH)₂/minute. Comme le débit d'eau usée de surnageant est de 25 L/minute, le chaulage moyen est de 0,92 g Ca(OH)₂/L d'eau usée de surnageant. À l'arrêt du chaulage en continu, le lait de chaux est homogénéité, sans dépôt au fond, ce qui laisse penser que l'agitation y est suffisante et que le lait de chaux dosé était homogène. Le trop-plein au mélangeur rapide est fixé à un volume de 23 litres, ce qui correspond à 55 secondes de temps de contact. La vitesse de rotation (1 250 rpm) au mélangeur rapide est légèrement inférieure à celle des essais 1 et 2 (environ 1 400 rpm), mais comme le volume est d'environ 40 fois plus faibles, le niveau de puissance par volume en est d'autant augmentée, soit 12 610 W/m³. L'axe de l'hélice, trop court pour la profondeur du réservoir, nécessite un volume liquide floqué plus important que souhaité. Le volume obtenu à la floculation est de 423 litres dans un deuxième réservoir, et le temps de contact y est de 15,5 minutes, ce qui est anormal pour ce type de boue selon les analyses en laboratoire.

Résultats, analyses et discussions

Le tableau 4.7 résume les critères d'opérations et les résultats des trois essais à la pisciculture des Bobines. Ce tableau regroupe, de haut en bas, les informations d'eaux usées du surnageant au BESB, du traitement, du surnageant chaulé après décantation ainsi que les boues décantées récupérées.

Les concentrations en orthophosphates des eaux usées avant traitement pour les essais 1 à 3 sont respectivement de 2,2, de 12 et de 29 mg P/L d'o-PO₄. Tel qu'anticipé, la concentration d'orthophosphates du surnageant prélevée à la mi-hauteur est inférieure à celles prélevées plus profondément, soit près des boues épaissies. Dans l'ordre des essais, les niveaux de pH avant traitement sont de 7,0, de 5,7 et de 5,0. Les niveaux de pH sont à l'inverse des concentrations d'orthophosphates, en conformité avec la littérature, soit un pH faible correspond une forte concentration d'orthophosphates. En ce qui a trait aux différences significatives d'orthophosphates et de pH des échantillons des essais 2 et 3, prélevés tous deux près des boues épaissies, cela s'expliquent par les déplacements de la pompe durant l'intervalle des 11 mois qui ont séparé les deux essais ainsi que la vidange des boues accumulées.

Le chaulage le plus faible, soit 120 mg/L Ca(OH)₂ à l'essai 1, a produit le pH le plus élevé sur l'eau usée chaulée, soit un pH de 11. Ce constat peut s'expliquer par le niveau de pH initialement élevé du surnageant de l'essai 1 (pH de 7,0), en comparaison aux pH inférieurs à 6,0 des deux autres essais. Lors des trois essais, les chaulages ont permis des réductions de 95 à 99 % d'o-PO₄, ce qui laissent à comprendre qu'il n'y a pas eu de manque de calcium.

Tableau 4.7 : Compilation des essais à la pisciculture des Bobines

Paramètres	Unités	Essai 1	Essai 2	Essai 3
<i>Eau usée au BESB (EU)</i>				
Niveau de succion de la pompe		mi-hauteur	près des boues	près des boues
Volume traité	L	842	845	2 150
Température	°C	11,9	14	15
pH		7,0	5,7	5,0
o-PO₄-P	mg/L	2,2	12	29
Pt	mg/L	3,7	15	33
MVS	mg/L	46	59	
MES	mg/L (g)	51 (43)	67 (57)	95 (204)
<i>Traitements</i>				
Ca(OH)₂ technique	mg/L (g)	120 (101)	390 (330)	920
Mélange	Volume : L	842	845	23
Rapide	durée : minute	1	4	0,92
	rotation : rpm	1 440	1 370	1 250
	puissance : W/m ³	290	270	12 610
	Volume : L	842	845	423
Floc.	durée : minute	9	6	15,5
	rotation : rpm	90	90	350
	puissance : W/m ³	44	43	170
pH		11	10,5	10,7
Déc.	temps : heure	16,75	1,58	≈ 24
	Cs : m/h	0,05	0,5	≈ 0,009
<i>Surnageant chaulé décanté (SCD)</i>				
pH		11,0	10,7	
Volume	L	761	747	
Hauteur	m	0,862	0,846	
o-PO₄-P	liquide : mg/L	0,1	0,1	0,28
	réduction	95 %	99 %	99 %
Pt	liquide : mg/L	2,5	1,2	11
	réduction	32 %	92 %	67 %
MVS	liquide : mg/L	18	6	
	réduction	61 %	90 %	
MES	liquide : mg/L (g)	34 (26)	37 (28)	110
	réduction	33 %	45 %	(16 %)
<i>Boues décantées (BC)</i>				
Volume récupéré	L	65	98	
Pt	liquide : mg/L	21	110	
MVS	liquide : mg/L	460		
MES	liquide : mg/L (g)	1 310 (85)	3 000 (294)	
MVT	liquide : mg/L		1 011	
MT	liquide : mg/L (g)		4 740	
<i>Gains ou pertes ((SCD + BC) - EU)</i>				
MES	variation : g	68	265	
	augmentation par rapport à EU	158 %	465 %	
	équivalent chaux ajoutée	67 %	80 %	

Les réductions du phosphore total sont respectivement de 32, 92 et 67 %. A priori, la cause principale de la faible réduction de 32 % du Pt de l'essai 1 est la trop faible concentration initiale d'orthophosphates de l'eau usée, soit 2,2 mg P/L d'o-PO₄. Les essais sur les eaux usées synthétiques avancent une concentration minimale de 5 mg P/L d'o-PO₄, et ce, au pH de 12 pour atteindre 90 % de réduction du Pt. À cela s'ajoute une floculation trop longue, soit neuf minutes comparativement à l'optimum de cinq minutes obtenu sur les MES avec l'eau usée synthétique. La réduction des MVS est supérieure au Pt, soit respectivement 61 % vs 32 %. Cette différence de réduction appuie l'hypothèse du phosphate de calcium sous la forme de colloïdale étant donné que les MVS présents avant le chaulage précipitent mieux que les phosphates de calcium nouvellement formés. En ce qui a trait à la faible réduction des MES, cela s'explique en partie par l'ajout de matières inertes provoqué par le chaulage (calcite, phosphate de calcium, chaux non encore réagit...).

L'essai 2 présente la meilleure réduction du Pt des trois essais avec 92 % d'enlèvement. Cette réduction est d'autant plus intéressante qu'elle est obtenue sans utiliser les meilleurs paramètres d'opération identifiés sur l'eau usée synthétique. Étant donné que la concentration de 12 mg P/L d'o-PO₄ est inférieure à 15 mg P/L d'o-PO₄, la performance aurait pu être meilleure avec un pH supérieur à 11, alors qu'il ne fut qu'à 10,7. Le mélange à 270 W/m³ pendant quatre minutes aurait pu n'être qu'à 180 W/m³ pendant une minute. Mais surtout, la floculation à 43 W/m³ pendant six minutes n'aurait pu être qu'à 0,53 W/m³, soit 80 fois moins, pendant cinq minutes, voire même totalement absente. Le Cs du décanteur est de 0,5 m/h, soit dans la gamme des Cs obtenus au laboratoire de 0,4 à 0,6 m/h pour obtenir plus de 90 % d'enlèvement sous certaines conditions. La réduction des MVS est similaire à celle du Pt, soit respectivement de 90 et de 92 %. Ce constat indique que les précipités de phosphate de calcium obtenus décantent aussi bien que les MVS déjà présents. Cette situation diffère de l'essai 1 où les précipités de phosphates de calcium décantaient moins bien que les MVS. La réduction des MES restes faibles, due à l'ajout de particules inertes engendré par le chaulage, mais tout comme les MVS et le Pt, les réductions sont meilleures qu'à l'essai 1.

L'essai 3 présente la plus forte concentration d'orthophosphates, soit 29 mg P/L d'o-PO₄. Avec cette concentration supérieure à 20 mg/L et un pH supérieur à 10, il serait normal d'obtenir plus de 90 % de réduction du Pt, selon les essais en laboratoire avec l'eau usée synthétique et selon le fait qu'il n'y a pas de manque apparent de calcium avec la réduction de 99 % d'o-PO₄. Toutefois, la réduction n'est que de 67 % du Pt. L'agitation excessive, particulièrement au niveau de la flocculation, peut être la cause. La puissance de flocculation fut du niveau qu'un mélange rapide avec 170 W/m³, et ce, pour une durée trois fois trop longue avec ses 15,5 minutes. Il aurait été préférable de ne pas floculer étant donné le montage qui obligeait un trop grand volume en lien avec l'arbre de l'hélice trop court pour un moteur fixé au haut du bassin de mélange.

Les bilans des MES de l'essai 1 et 2 présentent une augmentation de 68 g et 265 g de MES. Ces gains de poids sont conséquents de l'ajout de la chaux, soit 101 et 330 g Ca(OH)₂, qui équivaut respectivement à 67 et à 80 % de la chaux dosée. Ces gains de poids correspondent à des augmentations de 158 % et de 465 % des MES présents dans le surnageant avant chaulage. Les siccités n'ont été que de 0,1 et 0,3 %, au bout d'environ 17 et de 2 heures, ce qui est faible a priori. La faible siccité de l'essai 1 s'explique en partie par un floc de faible décantation. Pour ce qui est de l'essai 2, le court temps explique vraisemblablement la faible siccité. Toutefois, dans le cas d'un système pleine échelle, les boues chaulées pourraient s'épaissir pendant six mois avant l'épandage. Cette situation associée au fait que le chaulage ne devrait pas réduire la siccité des boues non chaulées (voir section 2.6.5), laisse à penser que la siccité des boues chaulées pourrait être d'environ 44 g MES/L, soit 4,4 % de siccité. Advenant une siccité inférieure des boues chaulées par rapport aux boues non chaulées, cela ne devrait pas poser un réel problème dans le contexte que la majorité des MES des boues brutes reste dans le premier BESB, soit plus de 80 %.

4.2.2 Baisse du pH du surnageant chaulé après dilution - Essais

Le surnageant en excès, traité par chaulage, a un pH basique compris typiquement entre les pH 10 à 12, alors que le pH maximal de 8,5 est recherché à l'effluent piscicole avant rejet au milieu récepteur. La présente section évalue la dilution nécessaire du surnageant chaulé avec l'eau de procédé piscicole non influencée par le chaulage, afin d'atteindre le pH recherché à l'effluent. Il est bon de noter que le pH recherché initialement était de 9,0 avant la réalisation de l'analyse de l'effet toxique de l'azote ammoniacal, ce qui explique en partie pourquoi deux des trois essais de dilution n'ont pas été jusqu'au pH de 8,5.

Résultats et discussions :

La figure 4.13 présente les résultats de trois essais de dilution réalisés à partir de boues et des volumes d'effluent de la pisciculture des Bobines, ramenés au laboratoire. Avant d'entreprendre les dilutions, les boues sont décantées et les surnageants des boues sont récupérés, chaulés et décantés. Les surnageants basiques récupérés, après chaulage et décantation, sont dilués avec l'effluent piscicole. Les courbes de tendances sont des polynomiales du troisième degré et les équations mathématiques sont présentées à même la figure 4.13. A priori, ces équations semblent compliquées pour décrire les dilutions, mais elles permettent d'être les plus fidèles aux résultats obtenus en plus du fait qu'elles permettent de réaliser une extrapolation vers le pH de 8,5 pour deux des trois essais.

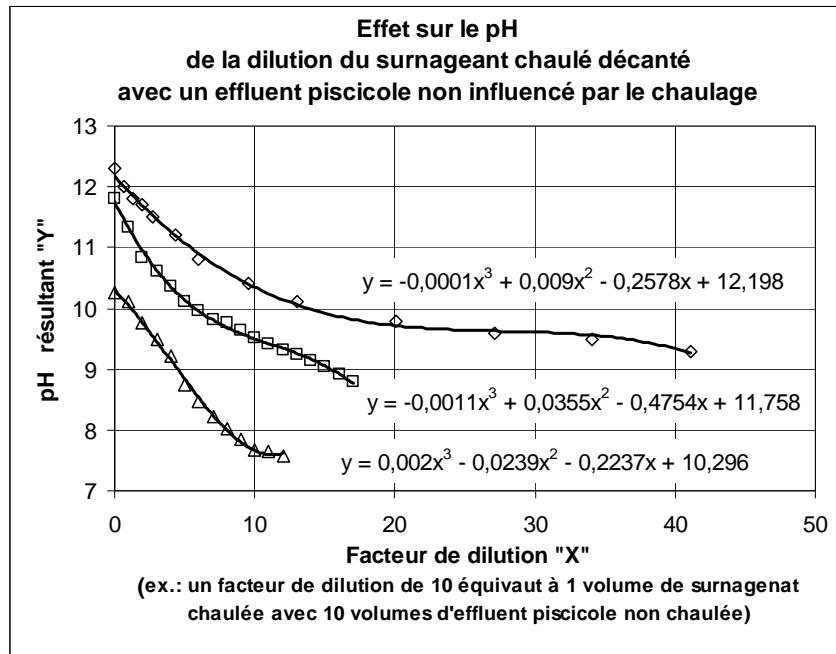


Figure 4.13 : Effet de dilution sur le pH – Pisciculture des Bobines

Le tableau 4.8 présente les pH de départ (dilution « 0 ») des trois équations polynomiales de la figure 4.13. À partir de ces équations, des dilutions sont calculées pour atteindre les pH de 12, 11, 10 et 8,5. À titre d'exemple, pour passer d'un pH de départ de 12,198 de la courbe supérieure à un pH de 12, il faut une dilution de 1,0 volume de surnageant chaulée dans 0,79 volume d'effluent piscicole. Ces dilutions à pH fixes permettent de recalculer des dilutions à partir de valeurs de pH spécifiques plutôt qu'à partir des pH de départ des l'équations. Le pH de 8,5 pourrait être obtenu avec une dilution supérieure à 32 fois si le pH de départ est de 12, une dilution supérieure à 9 si le pH de départ est de 11 et une dilution supérieure à 4 si le pH de départ est de 10.

Tableau 4.8 : Résultats de dilutions – Pisciculture des Bobines

Courbe figure 4.13	pH départ	Dilutions calculées pour atteindre				Dilutions recalculées pour passer de		
		pH 12	pH 11	pH 10	pH 8,5	pH 12 à 8,5	pH 11 à 8,5	pH 10 à 8,5,
Supérieure	12,198	0,79	5,7	15,3	55,6	31,1 fois *	8,3 fois **	3,4 fois
Intermédiaire	11,758		1,8	5,7	17,1		6,1 fois	2,6 fois
Inférieure	10,296			1,2	6,1			2,8 fois

$$* : (55,6/(1 + 0,79)) = 31,1 ; \quad ** : (55,6/(1+5,7)) = 8,3 ; \quad *** : (55,6/(1+15,3)) = 3,4$$

Dans le contexte qu'un pH de 12 est une valeur extrême, il faut une dilution minimale de 32 fois pour obtenir un effluent au pH de 8,5 ou moins avant rejet au milieu récepteur. Durant la période de ce projet, le volume maximal de boue généré à la pisciculture des Bobines fut de 2,8 % du débit quotidien d'eau neuve, sans l'action des concentrateurs. En retournant sur 24 heures, le surnageant chaulé décanté, il y aurait une dilution de 35,7 fois sans épaisseur, ce qui excède les 32 fois minimums. Comme les concentrateurs pourraient réduire de 26 fois le volume de surnageant du BESB (voir item 4.5 subséquent), l'évacuation du surnageant chaulée pendant une heure serait suffisante pour respecter le pH de 8,5 à l'effluent piscicole, soit : $35,7 \text{ fois/jour} \times 26 / (24 \text{ heures/jour})$ donne une dilution de 38,7 fois. Le choix d'une pompe à débit réduite qui retournerait le surnageant chaulée décanté sur huit heures, voire même 24 heures, permettrait d'avoir un pH final moins basique, ce qui est préférable pour l'environnement et donne une grande marge de manœuvre pour le pisciculteur. En plus, une petite pompe réduit usuellement les coûts de capitalisation et d'exploitation.

4.3 Chaulage du surnageant de la pisciculture des Alléghanys – Complément d'informations

Dans le cadre des projets STRADDAQ, le propriétaire de la pisciculture des Alléghanys, en collaboration avec le MAPAQ, a choisi le chaulage du surnageant du BESB comme solution pour réduire ses pertes de phosphore. Ce choix repose notamment sur les informations présentées, lors de quatre journées annuelles « Pisciculture/Phosphore » organisées par *l'École Polytechnique de Montréal* et *l'Institut de Recherche en Biologie Végétale (IRVB)*, soit de 2005 à 2008. Ces journées permettent notamment aux étudiants de présenter l'état d'avancement de leurs travaux.

La pisciculture des Alléghanys a un volume de boue de 0,06% du débit d'eau neuve, soit 23 fois moins que la plus faible proportion mesurée à la pisciculture des Bobines, soit 1,4 %. La pisciculture des Alléghanys utilise toutefois un taux d'eau neuve par tonne de production supérieur à celui de Bobines, ce qui ramène la différence à 14 fois sur une base comparable d'eaux neuves et de production. L'utilisation prépondérante des zones de décantation à la pisciculture des Alléghanys à même des bassins de type « raceway », plutôt que l'usage prépondérant des tamis à la pisciculture des Bobines, explique cette différence de pourcentage de volume de boues brutes. Conséquemment, les boues liquides qui entrent au premier BESB ont une concentration estimée supérieure à 3 000 mg MES/L. À une telle concentration, la pisciculture des Alléghanys n'a pas besoin de concentrateur de boues avant le BESB pour obtenir des concentrations d'o-PO₄ suffisantes dans le surnageant à chauler contrairement à la pisciculture des Bobines. Cette situation a permis de réaliser rapidement le traitement par chaulage, à pleine échelle, du surnageant du BESB à la pisciculture des Alléghanys.

Le pisciculteur a finalisé ses travaux en 2009, selon un schéma similaire à la figure 2.17c. Les boues brutes sont dirigées dans un nouveau silo (silo 3). Le volume est suffisant pour permettre une accumulation des boues épaissies des semaines antérieures et du volume d'une semaine des boues brutes liquides arrivant, et ce, avant le chaulage hebdomadairement. Lors du chaulage hebdomadaire, une pompe transfère le surnageant du silo 3 à un bassin de mélange pendant 140 minutes en moyenne. La chaux hydratée technique en poudre y est déversée au ratio d'environ 0,42 g/L de surnageant pompé. Un agitateur assure le mélange rapide durant trois minutes à

raison de 250 W/m³ de volume de bassin de mélange. Le surnageant chaulée, sans flocculation, sort du mélangeur par trop-plein et s'écoule de façon gravitaire jusqu'au silo 1 qui était existent. La veille du prochain chaulage, le surnageant éclairci du silo 1 est évacué graduellement pendant 90 minutes environ à l'étang de sédimentation et se dilue avec le débit principal avant de rejoindre le milieu récepteur. La hauteur liquide dans le silo 1 est d'environ 1,2 m, ce qui donne une charge superficielle inférieure à 0,01 m/h si le surnageant chaulé décante pendant six jours.

Les deux silos sont couverts, mais les couvertures métalliques ne sont pas isolées. Par grand froid, il y risque de gel, d'où la possibilité de laisser échapper un faible débit par trop plein d'urgence pour empêcher le gel. Durant le premier hiver, le trop-plein n'a pas servi et c'est préférable, car le surnageant contient des concentrations élevées d'o-PO₄, qui s'écouleraient à l'étang de sédimentation sans grand traitement. L'annexe 10 présente des photos de l'installation pleine échelle du chaulage de la pisciculture des Alléghanys.

Le tableau 4.9 présente les analyses de suivi de deux épisodes de chaulage à pleine échelle, soit en juin et en novembre 2009. Les résultats donnent comme réductions moyennes : 86 % en MES, 94 % en MVS, 98 % en Pt et 99 % en o-PO₄. Les surnageants du silo 3 en juin et en novembre sont initialement à 29 mg/L et à 7,6 mg/L en phosphore dissous. Après chaulage et décantation durant six jours environ au silo 1, les surnageants éclaircis sont à 0,37 et à 0,19 mg Pt/L avec des pH de 9,5 et 12.

Les concentrations de la boue au silo 3 sont de 34 g/L en MVT et de 40 g/L en MT, soit 85 % organique. L'importance des matières organiques est normale étant donné que cette boue, épaissie à environ 4 %, est constituée de boues brutes qui décantent et s'accumulent au fond de ce premier silo. Les concentrations de la boue chaulée au deuxième silo (silo 1) sont de 4,5 g/L en MVT et de 25 g/L en MT, soit 18 % organique. Ce faible pourcentage est normal étant donné que cette boue épaissie à environ 2,5 % contient de la chaux qui ajoute des inertes, réduisant par le fait même la proportion d'inorganique. Les boues obtenues après chaulage sont 1,6 fois moins concentrées que les boues brutes épaissies au silo 3.

La réduction de 98 % du Pt respecte le niveau de 95 % indiqué dans la définition de la « technologie standard STRADDAQ ». Le chaulage du surnageant d'un bassin d'épaississement et de stockage des boues (BESB) s'est avérée une solution techniquement adéquate.

Tableau 4.9 : Résultats de suivis du chaulage pleine échelle – Pisciculture des Alléghanys

Prélèvement	P tot.	P diss.	MES	MVS	<u>MVS</u> MES	MVT	MT	pH	T
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)		(g/L)	(g/L0)		(°C)
17/06/2009									
Silo 3 (boue fraîche)									
surnageant	27	26	60,25	49,25	82%			5,5	13,4
boue au fond (*)						34	40		
Silo 1 (boue chaulée)									
surnageant	0,37	0,04	4	3	75%			9,5	
boue au fond (*)						4,5	25		
Enlèvement	99%	100%	93%	94%					
18/11/2009									
Surn. Silo 3	8,6	7,6	28	21	75%			6,7	5,8
Surn. Silo 1 (chaulée)	0,19	0,11	8	1	13%			12	4,3
Enlèvement	98%	99%	71%	95%					
moyenne deux suivis									
moyenne Silo 3	17,8	16,8	44,13	36,13	82%				
moyenne Silo 1	0,28	0,075	6	2	33%				
Enlèvement moyen	98%	99%	86%	94%					

(*) Échantillons de boues récoltés lors de la vidange automnale de 2009

4.4 Synthèse des résultats sur la déphosphatation par chaulage

Cette section présente la synthèse des résultats obtenus au laboratoire, lors d'essais à l'échelle réduite à la pisciculture des Bobines ainsi que des suivis pleines échelles à la pisciculture des Alléghanys. De plus, des critères de conception, qui se veulent conservatrices, sont avancés dans une perspective de réaliser un chaulage pleine échelle à la pisciculture des Bobines afin de réduire suffisamment les pertes de phosphore du BESB.

Concentrations minimales d'o-PO₄ et pH associés

Pour atteindre une réduction importante en phosphore total, tout en minimisant la quantité de chaux à utiliser, il faut atteindre un pH de 10 sans chercher à dépasser le pH de 11. En fonction des essais au laboratoire et d'une réduction de 90 % du Pt, il faudrait une concentration initiale 20 mg P/L d'o-PO₄ avant chaulage avec un pH de 10 après chaulage. Cette concentration d'orthophosphates est préférable aux 15 mg P/L d'o-PO₄ avec un pH de 11 qui demande plus de chaux. Une réduction de 95 % du Pt demande une concentration initiale de 30 mg P/L d'o-PO₄ avec un pH de 11 après chaulage. A priori, ces valeurs de laboratoire, qui n'ont pas été réalisées nécessairement aux meilleures conditions, semblent sécuritaires par rapport aux résultats obtenus à la pisciculture des Bobines et à celle des Alléghanys. Il n'a pas été nécessaire d'avoir une concentration minimale de 15 mg P/L d'o-PO₄ avec un pH de 11 pour obtenir 90 % à la pisciculture des Bobines, car un surnageant à 12 mg P/L d'o-PO₄ avec un pH de 10,5 a donné 92 % de réduction du Pt lors de l'essai 2 en « batch ». En ce qui a trait à la pisciculture des Alléghanys, il n'a pas été nécessaire d'avoir une concentration minimale de 30 mg P/L d'o-PO₄ avec un pH de 11 pour obtenir 95 % de réduction, une concentration initiale de 26 mg Pd/L, qu'on presume majoritairement sous forme d'o-PO₄, avec un pH résiduel de 9,5 sur le surnageant décanté après six jours ont donné une réduction de 99 % du Pt lors d'un suivi du traitement par chaulage à pleine échelle avec toutefois une charge superficielle très faible, soit inférieure à 0,01 m/h.

Les essais en laboratoire ont également permis de déduire un enlèvement de 95 % du Pt avec une concentration initiale de 15 mg P/L d'o-PO₄ avant chaulage et un pH de 12 après chaulage, ainsi que 90 % de réduction du Pt avec 5 mg P/L d'o-PO₄ et un pH de 12. À faible concentration, comme celle de 5 mg P/L d'o-PO₄, il est probable que les hydroxydes de magnésium formés

contribuent positivement à l'enlèvement du Pt qui est probablement en trop petite taille « pin floc ». D'où la nécessité d'augmenter le pH, car la formation complète de ces hydroxydes pourrait se terminer au pH de 11,8. Aux concentrations supérieures, comme à 20 mg P/L d'o-PO₄ à pH de 10, les flocs formés seraient assez gros pour se passer de l'influence des hydroxydes de magnésium.

Lors des essais en laboratoire sur une eau usée synthétique, il y a eu possiblement des conditions de manque de calcium à la concentration de 200 mg P/L d'o-PO₄ à certains pH. A priori, ce manque est peu probable dans un surnageant de boues piscicoles, étant donné que le phosphore solubilisé en condition acide s'accompagne également d'une solubilisation du calcium.

Si 90 % d'enlèvement est suffisant, une approche conservatrice serait d'obtenir un surnageant dont le pH est légèrement supérieur à 10 (ex. : 10,5). Le pH peut varier et un surnageant d'une boue stockée pendant quelques jours aura un pH moins acide, et par le fait même, solubilisera moins de phosphore particulaire qu'une boue stockée depuis cinq mois. À cela s'ajoute le fait qu'une la chaux dosée peut varier en qualité ainsi qu'en quantité advenant une dérive du doseur. Tout comme le pH, il est préférable de viser une concentration d'o-PO₄ supérieure à 20 mg P/L d'o-PO₄, et ce, même si la concentration de 12 mg P/L d'o-PO₄ a été suffisante avec 92 % de réduction du Pt lors du deuxième essai à la pisciculture des Bobines.

Pertes aux concentrateurs et au BESB

Les essais ponctuels des concentrateurs à la pisciculture des Bobines ont donné 16 % de perte des MES. Une approche conservatrice serait de considérer une perte de 20 % des MES au concentrateur. Lors de suivis des concentrateurs, les pertes de Pt étaient similaires à ceux des MES ce qui est logique en absence d'une solubilisation significative du Pp. Il serait toutefois illusoire de penser qu'il n'y aura pas de solubilisation du Pp au concentrateur, d'où une hypothèse de 5 % de solubilisation du Pp épaissi.

Les suivis ponctuels du surnageant au BESB, à la pisciculture des Bobines sans concentrateur, ont donné 10 % de perte des MES. La solubilisation déduite des boues au BESB a été de 41 % alors qu'elle fut mesurée à 42 % lors d'essais au laboratoire. Une approche conservatrice au BESB serait d'utiliser une perte de 15 % des MES, et par le fait même une perte de 15 % du Pp,

ainsi qu'une solubilisation de 45 % du phosphore retenu décanté, soit le 85 % du phosphore entrant au BESB.

Concentration des MES à l'entrée du BESB

Les concentrations minimales d'orthophosphates dans le surnageant en excès, pour atteindre des enlèvements de 90 % et plus du Pt, nécessitent des volumes de boues brutes pas trop liquides, d'où une concentration minimale des MES (et de Pp), dans les boues entrantes au BESB. Aux figures 2.5 et 2.7, où 2 % de l'eau de lavage est dirigée vers le BESB, une concentration de 277 mg MES/L entrant au BESB engendre un surnageant du BESB en excès estimé théoriquement à 2,4 mg Pd/L, considérés comme des o-PO₄, soit similaire aux 2,2 mg P/L d'o-PO₄ mesurés lors de l'essais 1 à la pisciculture des Bobines (tableau 4.7). La figure 2.11, avec une boue à 1 500 mg MES/L arrivant d'un concentrateur au BESB, présente une concentration théorique de 14,6 mg Pd/L dans le surnageant du BESB. À la figure 4.14, avec l'usage d'un concentrateur, présente une boue arrivant au BESB à 3 000 mg MES/L, ce qui engendre théoriquement une concentration de 29,9 mg Pd/L dans le surnageant du BESB. Une approche conservatrice serait d'avoir une concentration de 3 000 mg MES/L à l'entrée du BESB pour s'assurer d'avoir toujours un minimum de 20 mg P/L d'o-PO₄. Il faut toutefois atteindre cette concentration de MES en limitant à 5 % la solubilisation du phosphore dans le concentrateur.

Dosage de la chaux

Le chaulage dépend du niveau de pH à atteindre après chaulage, mais aussi de la concentration des orthophosphates et du pH du surnageant à chauler. Lors des essais sur l'eau usée synthétique, les dosages ont été de 0,145 g/L de Ca(OH)₂ technique pour une concentration de 20 mg P/L d'o-PO₄ afin d'atteindre un pH de 10 et de 0,282 g/L de Ca(OH)₂ pour la concentration de 40 mg P/L o-PO₄ afin d'atteindre un pH de 11. Lors du deuxième essai à la pisciculture des Bobines, un chaulage de 0,39 g/L de Ca(OH)₂ technique a permis d'atteindre un pH de 10,5, lorsque la concentration initiale était à 12 mg P/L d'o-PO₄ avec un pH de 5,7. Lors du dernier essai à la pisciculture des Bobines, un chaulage équivalent à 0,92 g/L de Ca(OH)₂ technique a permis d'atteindre un pH de 10,7 lorsque la concentration initiale dans le surnageant était de 29 mg P/L d'o-PO₄ au pH de 5,0. Lors de l'essai de juin à la pisciculture des Alléghanys, un dosage de 0,42 g/l de Ca(OH)₂ technique sur un surnageant à 26 mg Pd/L a permis d'avoir un pH de 9,5 après six

jours dans le surnageant chaulée. Les deux essais faiblement chargés aux piscicultures, ont donné des pH de 12 avec des chaulages de 0,12 et 0,42 g/L Ca(OH)₂ technique.

En fonction des valeurs extrêmes présentées précédemment, sans excéder la concentration de 40 mg P/L d'o-PO₄ avant chaulage, le doseur de chaux hydratée devrait permettre de distribuer de 0,15 à 0,92 g Ca(OH)₂ par litre de surnageant à traiter, mais une gamme étendue de 0,1 à 1,5 g Ca(OH)₂/L serait préférable. Il est pensable qu'une préparation de lait de chaux soit plus efficace qu'un dosage de chaux en poudre étant donné l'absence de granule blanchâtre au fond des B-Ker² lors d'essais au laboratoire. À poids égal, le pouvoir d'augmentation le pH est plus grand avec la chaux vive que la chaux hydratée, ce qui permet une économie d'achat, mais nécessite plus de précautions à l'entreposage et lors de la manipulation. De plus, comme la chaux vive demande une puissance de mélange et/ou un temps de réaction supérieur, son utilisation pourrait se limiter qu'à la préparation d'un lait de chaux.

Énergie et temps de brassage

La littérature indique que la période d'agitation rapide ne devrait pas excéder trois minutes. Un mélange rapide d'une minute au ratio de puissance de 180 W/m³ a été suffisant pour disperser 0,65 g/L de Ca(OH)₂ analytique lors d'essais en laboratoire. Les ratios de puissances de 250 à 270 W/m³ ont été suffisants pour obtenir plus de 90 % de réduction du Pt lors d'essai à la pisciculture des Bobines et de suivis à la pisciculture des Alléghanys. Un mélange rapide dont le ratio de puissance serait de 250 à 300 W/m³ durant une minute, sans chercher à excéder trois minutes, serait suffisant avec la chaux hydratée ou un lait de chaux. Le dosage de chaux vive en poudre demande toutefois beaucoup plus d'énergie de brassage et de temps notamment à la concentration de 0,56 g CaO/L.

La littérature indique que la période de flocculation est usuellement de 5 à 30 minutes. Lors d'essais en laboratoire, la flocculation n'a pas réduit de façon significative le Pt étant donné la réduction déjà très élevée du Pt sans flocculation. Les essais de flocculation sur les MES ont révélé que la période optimale était de cinq minutes, mais il a été impossible de dissocier l'action spécifique de la flocculation à celle de l'augmentation indirecte de la période de décantation associée à la durée de la flocculation. Conséquemment, la flocculation n'apparaît pas nécessaire pour la réduction du Pt dans de bonnes conditions, mais si elle est faite, elle doit être limitée à cinq minutes et à un faible ratio de puissance, soit 0,53 W/m³.

Décantation

Lors des essais en laboratoire, la charge superficielle pour atteindre 90 % de réduction du Pt était comprise entre 0,4 et 0,6 m/h. Lors du deuxième essai à la pisciculture des Bobines, la charge superficielle était à 0,5 m/h pour 92 % de réduction du Pt. Conséquemment, une charge superficielle de 0,4 m/h apparaît la valeur maximale conservatrice pour d'obtenir 90 % et plus de réduction du Pt dans les bonnes conditions (concentration initiale suffisante d'orthophosphates, d'agitation et pH suffisamment élevé après chaulage).

Dilution minimale avec le débit principal de la pisciculture

Les trois essais réalisés à la pisciculture des Bobines ont révélé qu'une dilution d'un volume de surnageant chaulée dans 9 volumes d'effluent piscicole était suffisante pour passer d'un pH de 11 à un pH de 8,5, et qu'une dilution de 1 dans 32 permet de passer d'un pH de 12 à un pH de 8,5. A priori, il serait souhaitable d'avoir minimalement une dilution d'un volume de surnageant chaulé décantée dans 40 volumes d'effluent piscicole, et ce, même si le pH initial n'excède pas la valeur de 11. Comme la dilution est intimement liée à la nature des eaux neuves d'une pisciculture, des essais de dilution sont nécessaire pour chaque projet piscicole.

Volume des boues chaulées

L'accroissement des solides le plus important, lors des deux essais de la pisciculture des Bobines où il y a eu des bilans des MES, a été de 265 g de MES pour le traitement d'environ 840 lites de surnageant. Cette augmentation correspond à 80 % de la masse totale de chaux dosée. En considérant que 100 % de la chaux dosée se convertie en MES, cela représente une certaine marge de sécurité par rapport aux 80 % obtenues. A priori, la siccité des boues chaulées est considérée identique à celle des boues non chaulées, soit une valeur de 4,4 % relativement facile à atteindre.

4.5 Piste de solution - Pisciculture des Bobines

La présente section regroupe les critères de conception sous forme de recommandations afin que la pisciculture des Bobines puisse respecter le ratio de rejet maximal de 4,2 kg P/t de production de poissons. Plus spécifiquement, les recommandations visent l'implantation d'un traitement par chaulage afin de retenir suffisamment du phosphore du surnageant du bassin d'épaississement et de stockage des boues piscicoles (BESB). Des figures schématisent le bilan théorique des MES et du phosphore aux étapes principales de traitement ainsi que les installations proposées par le MAPAQ. L'aspect économique du projet de chaulage est présenté en dernier.

4.5.1 Recommandations de conception issues de la recherche

Six recommandations regroupent les principaux critères de conception du traitement par chaulage à la pisciculture des Bobines, et ce, en fonction de la synthèse de la recherche réalisée. À titre indicatif, pour chaque recommandation, l'approche proposée par l'ingénieur M. Dominic Marcotte du MAPAQ est présentée. Il est bon de noter que l'avancement des travaux de ce présent mémoire, présenté lors des journées annuelles « Pisciculture/Phosphore » organisées par *l'École Polytechnique de Montréal* et *l'Institut de Recherche en Biologie Végétale (IRVB)* de 2005 à 2009, a fortement influencé la conception proposée par le MAPAQ. Tout comme à la pisciculture des Alléghanys, les co-propriétaires de la pisciculture des Bobines ont choisi, comme traitement à pleine échelle, le chaulage du surnageant du BESB, avec toutefois l'ajout d'un concentrateur des boues brutes avant l'alimentation du BESB. Le concentrateur permet de réduire le volume de boues dirigé au BESB afin d'accroître les concentrations d'o-PO₄ du surnageant, et par le fait même, réduire les volumes de surnageant à chauler.

Recommandation 1 : Utiliser un concentrateur pour les boues brutes afin d'obtenir minimalement 3 000 mg/L en MES à l'entrée du BESB ce qui permettrait d'avoir minimalement 20 mg P/L d'o-PO₄ dans le surnageant. Les pertes de phosphore au concentrateur devront être limitées à moins de 25 % idéalement (ex. : moins de 20 % de perte en phosphore particulaire et moins de 5 % de perte par solubilisation du phosphore). Le concentrateur devrait idéalement être muni d'un raclage automatique des flottants ainsi que des purges automatiques des boues afin de réduire la main d'oeuvre.

Solution proposée par le MAPAQ :

Réaliser un nouveau concentrateur de 2,4 m par 4,8 m, avec à la base deux cônes de 2,4 m par 2,4 m par 2,1 m de profond (pentes de 60°) pour récupérer les boues. Un bras racleur mécanisé assurera le retrait en continu des flottants. Les boues concentrées seront pompées aux heures, à raison de 0,2 m³ par cône par pompage, pour un volume de boues concentrées de 9,6 m³/d. La concentration estimée des boues pompées dirigées vers le BESB est d'environ 9 100 mg/L de MES.

Recommandation 2 : Utiliser un bassin d'épaississement et de stockage des boues qui permet d'accumuler une semaine de surnageant éclairci devant être chaulage et permet d'accumuler une demi-saison de boues épaissies avant l'épandage.

Solution proposée par le MAPAQ :

Réaliser un nouveau bassin de boue couvert et isolé à proximité du bassin actuel. De dimensions de 11,8 m par 12,8 m par 2,44 m de profondeur, il a un volume liquide 370 m³. Au maximum, 299 m³ de boues épaissies seront accumulés pour l'épandage printanier, ce qui laisse une réserve de 71 m³ pour le surnageant à chauler, soit 7,4 jours d'accumulation de surnageant à raison de 9,6 m³/d de boues du concentrateur.

Recommandation 3 : Utiliser un doseur de 0,1 à 1,5 g Ca(OH)₂/L de surnageant à chauler de façon à s'adapter aux variations du surnageant, et ce, en visant un pH de 10,5 afin de s'assurer d'avoir toujours un pH supérieur à 10.

Solution proposée par le MAPAQ :

Un lait de chaux est préparé dans un réservoir de 1 m³, dont 0,8 à 0,9 m³ est occupé par de l'eau auquel sont ajoutées 70 à 75 kg de chaux hydratée technique, pour une concentration d'environ 85 g/L de Ca(OH)₂ dans le lait de chaux. La chaux est maintenue en suspension à l'aide d'un agitateur de 0,37 Kw (1/2 Hp) soit l'équivalent de 440 W/m³. Cet agitateur actionne une hélice d'environ 0,3 m de diamètre à 1 800 rpm. La durée maximale du chaulage est de quatre heures par semaine, pour un débit de boues de 9,6 m³/d durant sept jours, cela correspond à 16,8 m³/h de surnageant à chauler. Le débit finalement retenu est de 17,8 m³/h afin de tenir compte de l'élimination flottants. Sur la base qu'une préparation de lait de chaux

est utilisée au complet (70 kg Ca(OH)₂), cela correspond à un dosage de 1,04 g Ca(OH)₂/L de surnageant à traiter. Le niveau de pH visé est de 10,0 à 10,5.

Recommandation 4 : Utiliser un bassin de mélange rapide avec un temps de contact d'une minute sans excéder trois minutes, et ce, à une puissance d'environ 250 à 300 W/m³.

Solution proposée par le MAPAQ :

Un bassin de mélange de 1,7 m³ de liquide (1,8 m³ de volume total) avec un fond conique (angle d'environ 15 à 20 degrés), pour obtenir un temps de contact de 5 minutes minimum. Un agitateur de 0,37 kW (½ hp) entraîne un mélangeur d'environ 0,3 m de diamètre à une vitesse d'environ 300 rpm, soit environ 220 W/m³.

Recommandation 5 : Utiliser un deuxième bassin d'épaisseissement et de stockage des boues, mais pour le surnageant chaulée. Ce BESB devrait permettre l'accumulation d'une semaine de surnageant éclairci avant l'évacuation et l'accumulation une demi-saison de boues épaissies chaulées avant l'épandage. La charge superficielle devrait être inférieure à 0,4 m/h.

Solution proposée par le MAPAQ :

Le bassin actuel de boues est conservé pour le surnageant chaulée afin de réaliser la décantation, l'épaisseissement et le stockage. Les dimensions sont d'environ 9,1 m par 12,2 m par 2,1 m de hauteur, ce qui donne une charge superficielle de 0,16 m/h durant les quatre heures de chaulage à 17,8 m³/h. Comme il est prévu de laisser le surnageant chaulée décanter pendant une journée avant d'évacuation, la charge superficielle correspond à moins de 0,1 m/h.

Recommandation 6 : Diluer minimalement 40 fois avec l'eau principale de la pisciculture afin de respecter le pH maximal de 8,5 à l'effluent piscicole des Bobines.

Solution proposée par le MAPAQ :

Le surnageant chaulée éclairci sera évacué sur une période minimale de 13 heures, ce qui donne une dilution de plus de 100 fois.

4.5.2 Bilan des rejets et schémas des installations

Le bilan de masse 2006-2007 de la pisciculture des Bobines, basée sur un rejet unitaire de 6,5 kg P/t de production avant traitement, a donné 55 % de rétention du Pt aux tamis, mais 50 % de pertes au BESB, pour un ratio de rejet d'environ 4,7 kg P/t de production de poissons. La perte globale du phosphore des boues brutes doit être réduite afin de respecter la cible de rejet maximale de 4,2 kg P/t de production. La figure 2.7 schématise un bilan théorique du phosphore et arrive à un ratio de rejet de 4,83 kg P/t de production lorsqu'il y a une perte de 53 % du Pt au BESB, soit 15 % de perte du Pp non décanté au BESB plus 45 % de solubilisation du 85 % décanté au BESB.

La figure 4.14 présente un bilan théorique des MES et du phosphore selon les principales étapes de traitement pour une production annuelle unitaire d'une tonne de poissons. En gros, 55 % du Pt est intercepté aux tamis. À ce stade, le ratio de rejet à l'effluent ne serait que de 2,92 kg P/t de production, n'eût été du retour des surnageants. Le concentrateur permet de réduire le volume dirigé vers le BESB, de 578 à 43 m³/an, en atteignant une boue à 3 g MES/L, mais les 535 m³/an du surnageant en excès s'accompagnent de 25 % de perte du Pt, dont 20 % sous forme particulaire et 5 % par solubilisation. Le BESB permet d'atteindre une boue à 44 g MES/L, soit une siccité de 4,4 % dans un volume de 2,5 m³/an, mais perd 53 % du Pt reçu, dont 15 % sous forme particulaire et 45 % par solubilisation des boues décantées, et ce, dans les 40,5 m³/an du surnageant en excès. La réduction du volume de boue dirigée au BESB, par le concentrateur, permet une concentration théorique de 29,9 mg Pd/L dans le surnageant du BSEB, qu'on présume sous forme d'o-PO₄, soit au-delà de la valeur minimale recherchée de 20 mg P/L d'o-PO₄. Un chaulage de 1,0 g/L de Ca(OH)₂ technique devrait permettre d'atteindre un pH de 10 ainsi qu'un taux de capture de 90 % du phosphore et des MES, si le mélange est adéquat et bien décantée. Le ratio de rejet serait de 3,98 kg P/t de production, soit meilleure que le critère de 4,2 kg P/t de production. L'augmentation de la quantité des MES, suite au chaulage, est supposée égale à la quantité totale de chaux introduite. La siccité des boues chaulées est de 4,4 %, pour un volume accumulé de 1,3 m³/an. Le total de boues de 3,8 m³/an est 19 % supérieur aux 3,1 m³/an présenté à la figure 2.7, et ce, dû à la masse de chaux ajoutée. Les figures 4.15 et 4.16 présentent des schémas des installations telles que proposées par le MAPAQ avec l'ajout d'un concentrateur et d'un nouveau bassin d'accumulation des boues chaulées.

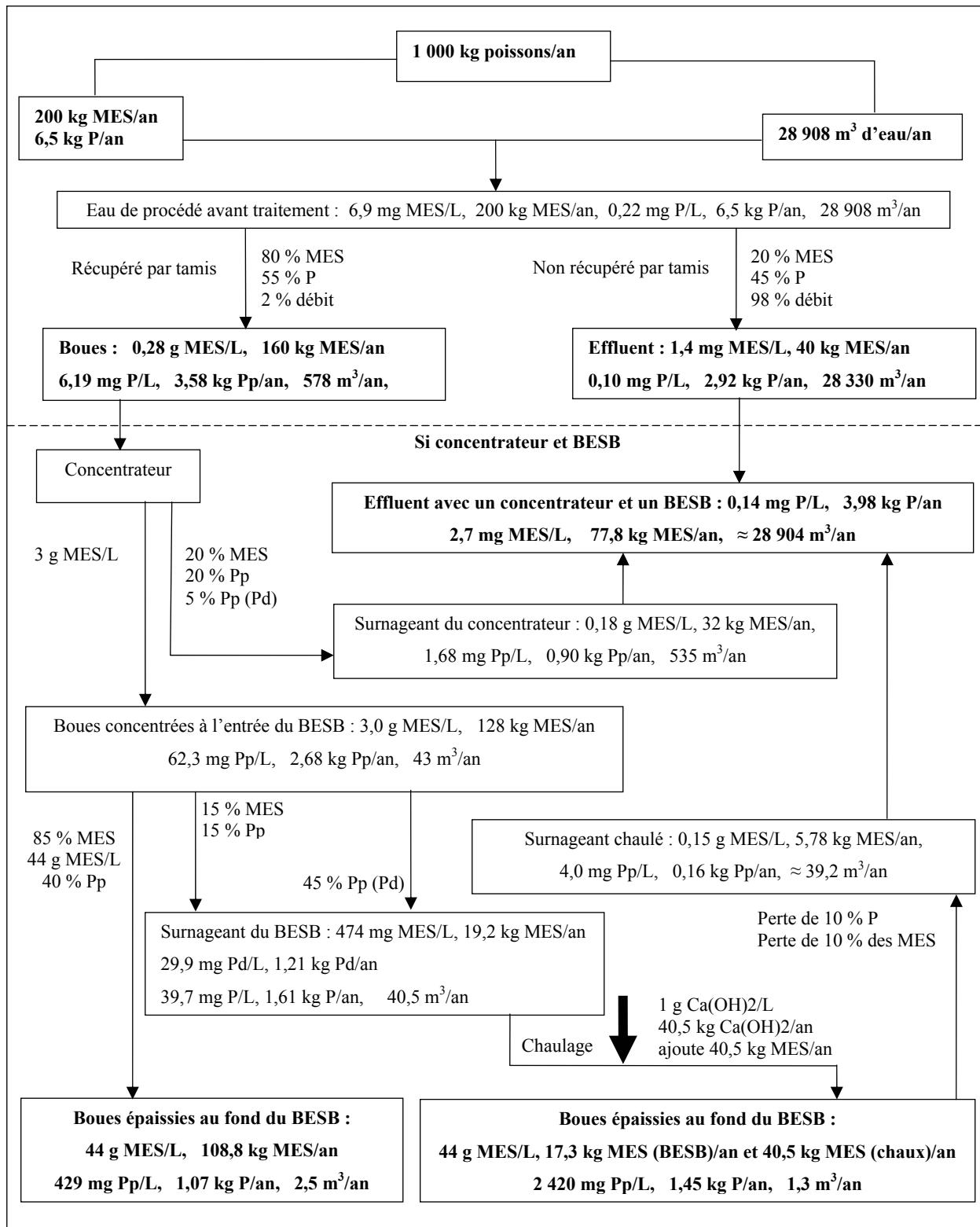


Figure 4.14 : Bilan théorique des MES et du P suite au chaulage avec concentrateur

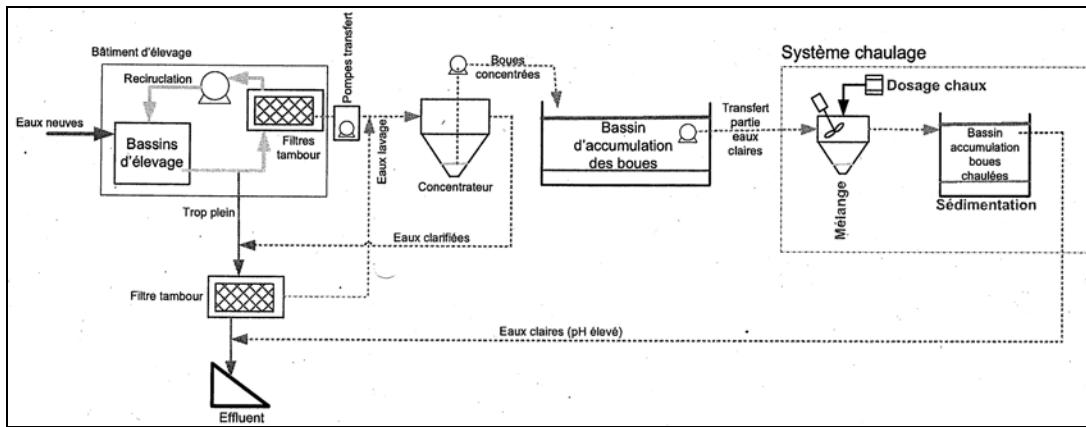


Figure 4.15 : Schéma simplifié des installations proposé à Ferme pisciculture des Bobines (Marcotte, 2010)

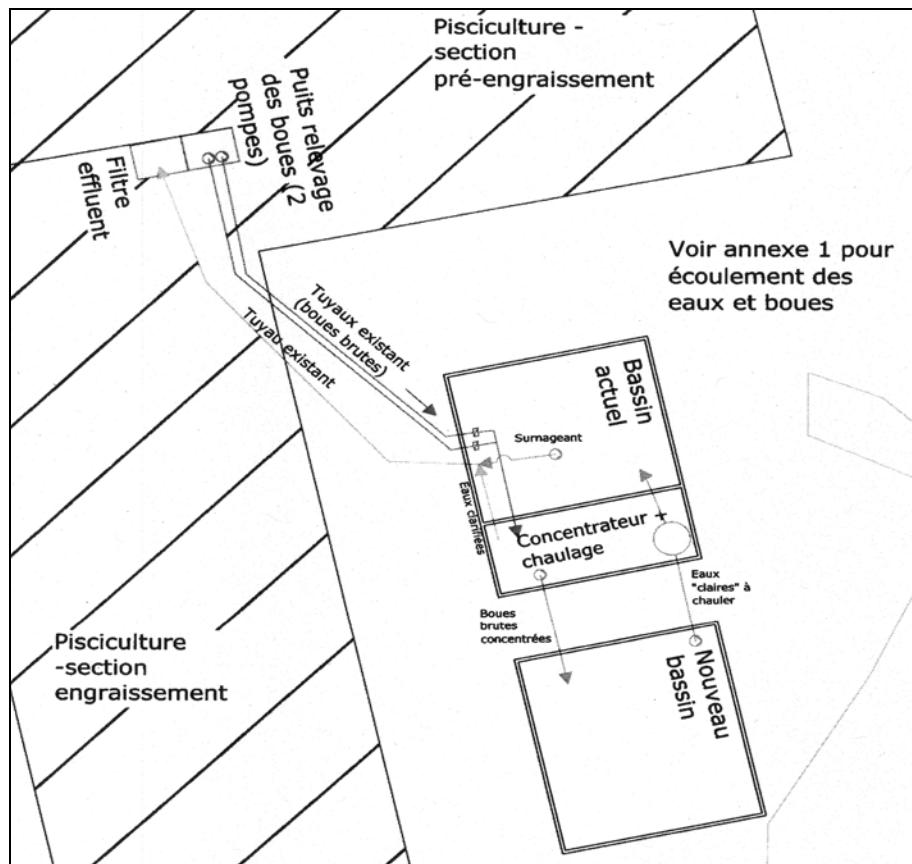


Figure 4.16 : Schéma simplifié des installations proposé à Ferme pisciculture des Bobines (Marcotte, 2011)

4.5.3 Aspects économiques

Le coût des équipements à ajouter à la pisciculture des Bobines est évalué à environ 167 000 \$ selon un courriel du 5 mars 2013 de M. Dominic Marcotte. À partir de ce courriel, trois subdivisions sont présentées au tableau 4.10 avec des périodes d'amortissement présumées. Le coût d'amortissement annuel global est estimé à 6 740 \$/an.

Tableau 4.10 : Capitalisation et amortissement – Chaulage à la pisciculture des Bobines

	Coûts de réalisation	Amortissement	
		période	Coûts
Concentrateur et Doseur de chaux	≈ 40 000 \$	10 ans	≈ 4 000 \$/an
Toitures	≈ 10 000 \$	25 ans	≈ 400 \$/an
Bassins et bâtiments	≈ 117 000 \$	50 ans	≈ 2 340 \$/an
Somme	≈ 167 000 \$		≈ 6 740 \$/an

Le tableau 4.11 présente les coûts d'opération et intègre ceux d'amortissement afin d'établir un coût unitaire par kg de poisson produit pour l'activité de traitement par chaulage. Le coût du chaulage estimé est d'environ 0,10 \$/kg de poisson produit, soit 23 % du bénéfice générique net avant impôt présenté au tableau 2.8 pour une pisciculture de 200 t de production annuelle. Le coût n'inclut toutefois pas, l'accroissement possible de 19 % du volume de boues à épandre suite au chaulage. De l'ensemble des coûts totaux, l'électricité représente 5 %, la chaux 9 %, l'amortissement 34 % et la main-d'œuvre 52 %. Le traitement par chaulage du surnageant d'un BESB est économiquement réalisable. Dans l'éventualité d'une subvention pour la partie capitalisation, le coût unitaire du traitement par chaulage serait réduit significativement étant donné que l'amortissement représente environ 34 % de coût unitaire global.

Tableau 4.11 : Coûts d'opération et amortissement - Chaulage à la pisciculture des Bobines

	Coûts	Proportion
Chaux 9,6 m ³ /d x 1 kg Ca(OH) ₂ /m ³ x 365 d/an x ≈12 \$/22,7 kg Ca(OH) ₂	≈1 852 \$/an	9 %
Électricité Pompage, mélangeur rapide, éclairage	≈ 1 000 \$/an	5 %
Main d'oeuvre ((1 heure/d x 7 d/semaine) + 3 h/semaine) x 20 \$/h x 52 semaines/an	≈ 10 400 \$/an	52 %
somme	≈13 252 \$/an	
Amortissement	6 740 \$/an	34 %
somme	≈ 19 952 \$/an	100 %
coûts / kg de poisson si 200 t de production/an	≈ 0,10 \$/kg	
bénéfice avant impôt et avant chaulage selon des valeurs génériques du MAPAQ	0,44 \$/kg	

CONCLUSION

Les travaux et essais effectués couvrent trois objectifs:

I. Valider en laboratoire les conditions de chaulage pour la précipitation du phosphore sur une eau usée synthétique.

Les essais en laboratoire ont montré qu'on peut précipiter efficacement le phosphore total (Pt) d'une eau usée synthétique, sous certaines conditions. À titre d'exemple, le cas d'une eau usée synthétique à 20 mg P/L d'o-PO₄ avant chaulage, chaulé à 0,145 g/L de Ca(OH)₂ technique et mélange à 180 W/m³ pendant une minute a donné un pH de 10 et permit d'obtenir 90 % de réduction du phosphore total.

II. Valider les conditions de chaulage pour la précipitation du phosphore sur deux types de surnageant de boues épaissees et stockées.

Un essai à échelle réduite à la pisciculture des Bobines et deux suivis à pleine échelle à la pisciculture des Alléghanys ont montré que le chaulage peut réduire à plus de 90 % le Pt par précipitation. Les concentrations de 8,6 à 27 mg Pt/L, dont 7,6 à 26 mg/L sous forme d'o-PO₄ ou de phosphore dissous (Pd), ont été réduites de 92 à 99 % avec des chaulages de 0,37 à 0,42 g/L de Ca(OH)₂ technique. Le ratio de mélange rapide a été de 250 à 270 W/m³ durant une à quatre minutes. L'essai à la pisciculture des Bobines s'est fait avec flocculation au pH de 10,5 après chaulage, mais sans flocculation à la pisciculture des Alléghanys aux pH de 9,5 et de 12. La vitesse de décantation a été de 0,5 m/h à la pisciculture des Bobines et à moins de 0,01 m/h à la pisciculture des Alléghanys.

III. Déterminer la viabilité économique du chaulage du surnageant des boues épaissees et stockées d'une pisciculture.

Le coût global lié à l'amortissement et à l'opération du chaulage est estimé à 0,10 \$/kg de poisson produit, soit inférieur au coût de revient générique avant impôt de 0,44 \$/kg de poisson. Comme 34 % du coût unitaire est associé à la capitalisation, une subvention des équipements réduirait significativement le coût du chaulage.

En conclusion, l'hypothèse de départ « *Le phosphore dans le surnageant, suite à l'épaississement et au stockage de boues piscicoles, est retenu efficacement par l'ajout de chaux pourvu que le pH atteigne une valeur cible, et ce, à un coût raisonnable* » semble belle et bien vérifiée. La concentration d'o-PO₄ initiale doit toutefois être suffisante, tout comme le niveau de mélange et la vitesse de décantation. Le chaulage apparaît donc une solution de traitement techniquement et économiquement adéquate pour la rétention du phosphore du surnageant en excès d'un bassin d'épaississement et de stockage des boues piscicoles.

En suggestion, les essais en laboratoire ont confirmé l'intérêt d'atteindre minimalement le pH de 10, mais ils ont été incapables de fournir d'aussi bons résultats que ceux de Culp & Culp (1971) représentés à la figure 2.10. Comme les essais en laboratoire n'ont pas tous été réalisés dans les meilleures conditions d'agitation, et que certains résultats terrain ont été meilleurs, il serait intéressant d'analyser les conditions limites. La figure de Culp & Culp pourrait être refaite aux faibles concentrations de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 et 10 mg P/L d'o-PO₄ afin de mesurer les réductions d'o-PO₄ ainsi que la réduction du Pt en modulant le mélange rapide et la flocculation (puissant et temps) ainsi que le temps de décantation. La flocculation est peu utile lors de bonnes conditions, mais pourrait s'avérer plus significative aux faibles concentrations d'o-PO₄.

Aux plus fortes concentrations, soit à 40 mg P/L d'o-PO₄ et plus, il serait intéressant de savoir lequel des précurseurs a le plus d'influence lors de phase de précipitation et décantation, afin de connaître la quantité minimale de calcium nécessaire pour ne pas être en manque. La quantité nécessaire de calcium pour former le HAP reste néanmoins essentielle afin de former un précipité le plus stable possible.

L'approche par l'alcalinité ne mesure pas l'effet des acides présents dans le surnageant des BESB. Il serait préférable d'utiliser l'approche des mesures d'acidité plutôt que celle d'alcalinité en lien avec le chaulage. La figure 2.13 pourrait être refaite avec l'approche de l'acidité.

L'effet du chaulage sur l'accroissement du volume de boues pourrait être suivi afin d'en évaluer l'ampleur.

RÉFÉRENCES

- Abbona, F., Lundager Madsen, H. E., Boistelle, R. (1988). The final phases of calcium and magnesium phosphates precipitation from solutions of high to medium concentration, *Journal of Crystal Growth*, (Vol. 89, pp. 592-602).
- APHA, AWWA, WEF (1992). *Standards Methods for Examination of Water and Wastewater* (18th edition). American Public Health Association, Washington, DC.
- Ardelean F., Comeau Y., Chazrenc F. (2006). *Déphosphatation des boues de la pisciculture des Alléghanys à St. Damien-de-Buckland par chaulage*. École Polytechnique de Montréal, Société de recherche et de développement aquatique continentale, Qc.
- ASCE, AWWA, CSSE (1971). *Water treatment plant design* (third printing). American Society of Civil Engineers, The American Water Works Association, Inc., New York, N.Y.
- Battistoni, P., Fava, G., Pavan P., Musacco, A., Cecchi F. (1997). Phosphate removal in anaerobic liquors by struvite crystallization without addition of chemicals : preliminary results. *Water Research* (Vol. 31, pp. 2925-2929).
- Billette, A., Chavez, M., Hébert, D., Legendre, F., Poulin, J.M., Siga Sow, R. (2010). *Les pêches et l'aquaculture commerciales, Bilan 2008 et perspectives*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec. Consulté de nouveau le 17 avril 2013, Tiré de : <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/Bilan2008etperspectives.pdf>
- Blancheton, J. P., Dosdat, A., Deslous Paoli, J. M. (2002). Minimisation des rejets biologiques issus d'élevages de poissons. *Dossier de l'environnement de l'INRA* (N° 26, pp. 68-79). Consulté de nouveau le 15 avril 2013, Tiré de : <http://www.inra.fr/dpenn/pdf/blanchd26.pdf>
- Booth, D. H., Coates, R. V. (1961), The stability of calcium hydrogen phosphate precipitated from solution of calcium nitrate and phosphoric acid. *Journal of Chemical Society* (paper 967, pp. 4914-4921).
- Brinker, A., Koppe, W., Rösch, R. (2005). Optimised effluent treatment by stabilised trout faeces. *Aquaculture* (Vol. 249, pp. 125-144).
- Bureau, D. P., Gunther, S. J., Cho, C. Y. (2003). Chemical composition and preliminary theoretical estimates of waste outputs of rainbow trout reared in commercial cage culture operations in Ontario. *North American Journal of Aquaculture* (Vol. 65, pp. 33-38).
- Canada (1983). *Règlement de 1983 sur les aliments du bétail*. Consulté de nouveau le 14 avril 2013, Tiré de : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-83-593.pdf>
- Carrier, R. (2008). *Présentation donnée lors de la Journée Phosphore – STRADDAQ*. Le 8 mars 2008 à l'Union des Producteurs Agricoles du Québec, Longueuil, Qc.

CEAEQ (2007). *Détermination de l'alcalinité totale par titrage à l'acide nitrique, du pH et de la conductivité dans l'eau : méthode avec un titrage automatique, Méthode d'analyse MA. 303 - Titr Auto 1.1* (Édition : 2007-01-26, Révision : 2007-04-17 (1)). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

CEAEQ (2010). *Détermination de l'alcalinité et de l'acidité : méthode titrimétrique automatisée, Méthode d'analyse MA.315 – Alc-Aci 1.0* (Édition : 2010-11-05). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

Cloutier, S., Gélineau, M., Guay, I. (2007). *Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique* (2^e édition). Ministère de l'Environnement et de la Faune, Consulté de nouveau le 17 avril 2013, Tiré de : http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/oer/Calcul_interpretation_OER.pdf

Conroy, J., Couturier, M. F. (2008). Phosphorus Leaching During the Hydrolysis of Fish Waste Solids. Proceedings of contributed papers, Saint John, NB, May 10-14, 2008. *Aquaculture Association of Canada, Special Publication* (No. 14, pp. 33-35). Consulté de nouveau le 15 avril 2013, Tiré de : <http://www.aquacultureassociation.ca/sites/default/files/AC08.pdf>

Con-v-air (2005). Consulté de nouveau le 17 avril 2013, Tiré de : <http://con-v-airolutions.com/documents/brochure-chaux-fr.pdf>

Cortial, N. (2010). Consulté de nouveau le 18 avril 2013, Tiré de : <http://nicole.cortial.net/complements/chimie/web-cours-prcipitation.pdf>

CRC (1987). *Handbook of chemistry and physics* (68 th edition). CRC Press Inc., Boca Raton, Florida.

Culp, R .L., Culp, G. L. (1971). *Advanced Wastewater treatment*. Van Nostrand Reinhold Compagny, New York, N.Y.

Daboval, B. (1999). *Lignes directrices applicables aux piscicultures* (version révisée). Ministère de l'Environnement du Québec.

de-Bashan, L. E., Bashan, Y. (2004). Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use fertilizer (1997-2003). *Water Research, International Water Association* (Vol. 38, pp. 4222-4246).

Degrémont (1989). *Mémento technique de l'eau* (neuvième édition). Lavoisier, Paris.

Degrémont (2005). *Mémento technique de l'eau* (dixième édition). Lavoisier, Paris.

Desjardins, R. (1988). *Le traitement des eaux*, Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, Qc.

Dosdat, A. (1992). L'excrétion chez les poissons téléostéens : II – Le phosphore. *La pisciculture française* (N^o 109, pp. 18-29).

- Eanes, E. D., Gillessen, I. H., Posner, A. S. (1967). *Mechanism of conversion of non-crystalline calcium phosphate to hydroxyapatite*. Proceeding International conference on crystal growth, New York.
- EPA (1979). *Process design manual for sludge treatment and disposal*, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 625/1-79-011.
- Garcia-Ruiz, R., Hall, G. H. (1996). Phosphorus fractionation and mobility in the food and faeces of hatchery reared rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, (Vol. 145, pp. 183-193).
- Graymont, (2005a). Consulté le 8 août 2005, Tiré de :
http://www.graymont.com/fr_prod_dolomitic_quicklime.shtml
- Graymont, (2005b). Consulté le 8 août 2005, Tiré de :
http://www.graymont.com/fr_what_is_lime.shtml
- Graymont, (2005c). Information regroupées à partie du site : <http://www.graymont.com>, Consulté en août 2005.
- Hasnaoui, M., Kassala, J., Loudiki, M., Drouissi, M. (2001). Relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment dans des étangs de pisciculture de la station Deroua (Béni Mellal, Maroc). *Revue des sciences de l'Eau* (Vol. 14, No. 3, pp. 307-322).
- Jang, H., Kang, S. H. (2002). Phosphorus removal using cow bone in hydroxyapatite crystallization. *Water Research* (Vol. 36, pp. 1324-1330).
- Jardin, N., Pöpel, H. J. (1996). Behaviour of waste activated sludge from enhanced biological phosphorus removal during sludge treatment. *Water Environment Federation*, Alexandria, VA. (Vol. 86, No. 6, pp. 965-973).
- Jatteau, P. (1994). Comparaison des méthodes d'évaluation des rejets de pisciculture intensive. CEMAGREF, *Tribune de l'eau, Belgique*, (Vol. 49, pp. 15-19).
- Kibaleczyc, W., Christoffersen, J., Christoffersen, M. R., Zielenkiewicz, A., Zielenkiewicz, W. (1990). The effect of Mg ions on the precipitation of calcium phosphate. *Journal of Crystal Growth* (Vol. 106, issue 2-3, pp. 335-366).
- Lemarie, G. (1997). Les rejets particulaires des élevages de poissons : Caractéristiques et méthodes d'élimination (technique, rendement et perspectives d'amélioration). *La pisciculture française* (N°127, pp. 2-11).
- Lin, K. C., Couturier, M., D'aubin, P. (1999). Treatment of wastewaters from the land-bases aquaculture industry in New Brunswick. The New Brunswick department of environment, New Brunswick.
- Makinen, T. (1991). Nutrient load from aquaculture. In : *Marine Aquaculture en Environment*. *T. Makinen eds, Nordic Council of Ministers*, Copenhagen, Denmark (pp. 1-8).

MAPAQ (2009). Courriel de M. Dominic Marcotte, ing. au MAPAQ à M. Robert Champagne ing. au MAPAQ et à M. Daniel Gagnon, ing. au MDDEFP. Objet : Bassin de boues – Bobines, 18 décembre 2009. Pièces jointes : chiffrier Excel et dossier Word.

MAPAQ (2011). Accueil – Pêche et aquaculture commerciales – Aquaculture. Consulté de nouveau le 15 avril 2013, Tiré de :
<http://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Peche/aquaculture/Pages/aquaculture.aspx>

MAPAQ, MDDEFP, AAQ (2010a). *Modifications aux modalités d'application de la STRADDAQ. Document de référence*, juin 2010.

MAPAQ, MDDEFP, AAQ (2010b). *Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce du Québec*. Table filière de l'Aquaculture en eau douce du Québec, mise à jour du 5 octobre 2010.

Marcotte, D. (2007). Évaluation et optimisation des performances des Technologies de traitement des rejets piscicoles. *Document de transfert de technologie*, Société de recherche et de développement en aquaculture continentale, (No 2007.2). Consulté de nouveau le 16 avril 2013, Tiré de : http://www.mapaq.gouv.qc.ca/SiteCollectionDocuments/Pecheet aquaculture commerciales/SORDAC/44dtt2007_2.pdf

Marcotte, D. (2010). Programme d'innovation en aquaculture et accès aux marchés (PIAAM), Demande pour la Ferme Piscicole des Bobines inc. 2 décembre 2010.

Marcotte, D. (2011). Avis technique sur les modifications au système de traitement des boues de la Ferme Piscicole des Bobines, 8 novembre 2011.

Maurer, M., Abramovich, D., Siegrist, H., Gujer, W. (1999). Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment. *Water Research* (Vol. 33, No. 2, pp. 484-493).

MDDEFP, MAPAQ, AAQ (2011). Addenda à l'entente de partenariat entre le Ministre du développement durable, de l'environnement et des parcs, le Ministre de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation et l'Association des aquacultures du Québec (AAQ) portant sur la Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec, février 2011.

MDDEFP (2013). *Critère de la qualité des eaux de surfaces, pH*. Ministère de l'Environnement, du Développement Durable et des Parcs. Consulté de nouveau le 16 avril 2013, Tiré de : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0381

Menar, A. B., Jenkins, D. (1972). *Calcium phosphate precipitation in wastewater*. EPA-R2-72-064, December 1972.

Metcalf & Eddy (1998). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse*. McGrawHill, New York.

Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. McGrawHill, New York.

Phippsbird (2011). Consulté le 16 septembre 2011, Tiré de :
<http://www.phippsbird.com/fig2.html>

OSPAR (2004). Quantification and Reporting of Nitrogen and Phosphorus Discharges/Losses from Aquaculture Plants. OSPAR convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic (N : 2004-2, pp. 1-11). Consulté le 7 novembre 2011, Tiré de: www.ospar.org/.../04-02b_HARP%20guideline%202_aquaculture%20installations.doc

Ouellet, G. (1999). *Les rejets des stations piscicoles et leurs impacts environnementaux, Document de travail*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Consulté de nouveau le 17 avril 2013, Tiré de :
<http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs58581>

Panagapko, D. (2004). Chaux, Annuaire des minéraux du Canada. (Vol. 19, pp. 1-10). Consulté de nouveau le 15 avril 2013, Tiré de:
http://www.graymont.com/technical/2004_NRCAn_Lime_Commodity_Review_Fr.pdf

Penczak, T., Galicka, W., Molinski, M., Kusto, E., Zalewski, M. (1982). The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus, and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Journal of Applied Ecology* (Vol. 19, pp. 371-393).

Roques, H., Nugroho-Jeudy, L., Lebugle, A. (1991). Phosphorus removal from wastewater by half-burner dolomite. *Water Resources* (Vol. 25(8), pp.959-965).

Sauvé, S., Donisa, C., Roy, A. G., Courchesne, F., Boyer, C., Turmel, M. C., François, M. (2007). *Caractérisation de la dynamique du phosphore dans une pisciculture de salmonidés en étangs*. Université de Montréal, Qc.

Sawyer, C. N., McCarty, P. L. (1978). *Chemistry for environmental engineering, Water resources and environmental engineering* (third edition). McGraw-Hill Publishing Company, New York.

Schmid, L. A., McKinney, R. E. (1969). Phosphate removal by lime—biological treatment scheme. *Journal of Water Pollution Control Federation* (Vol. 41, No. 7, pp. 1259-1276).

Simoneau, M. (2010). Notions générales sur le phosphore sources et effets sur les plans d'eau. Présentation au Forum Science Environnement, Ville de Québec, 1^{er} décembre 2010.

Spotte, S. (1979). Fish and Invertebrate Culture. Wiley-Interscience Publication, *John Wiley and Sons*, NY, NY.

Stamberg, J. B., Bishop, D. F., Warner, H. P., Griggs, S. H. (1970). Lime precipitation in municipal wastewaters. *Chemical engineering process symposium series* (No. 107, Vol. 67, pp. 310-320).

Strates, B. S., Neuman, W. F., Levinskas, G. J. (1957). The solubility of bone mineral, II. Precipitation of near neutral solution of calcium and phosphate. *Journal of physical chemistry* (Vol. 61(3), pp. 279-282).

- Stumm, W., Leckie, J. O. (1970). *Phosphorus Exchange with sediments : Its role in the productivity of surface waters*. Presented at the 5th International Water pollution research conference, San Francisco, 1970.
- Stumm, W., Morgan, J. J. (1981). Aquatic Chemistry – An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters (2^e éd.). *John Wiley & Sons, Inc.*, New York (pp. 627-635).
- TFAED (2003). Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce du Québec, Table filière de l'Aquaculture en eau douce du Québec, novembre 2003.
- Timmons, M. B., Ebeling, J. M., Wheton, F. W., Summerfelt, S. T., Vinci, B.J. (2002). *Recirculating Aquaculture Systems* (2nd Edition). Cayuga Aqua Ventures, Ithaca, N.Y.
- WEF, ASCE (1998). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*, Water Environment Federation (WEF) Manual of Practice 8, ASCE Manual and Report on Engineering Practice No. 76, 1998. WEF Press, Virginia.
- WPCF, ASCE (1982). *Wastewater treatment plant design, WPCF Manual of practice No.8, ASCE Manual on Engineering practice, No.36* (second printing 1982). Lancaster Press, inc., Lancaster, Pa.

ANNEXES

Annexe 1 – Tableaux de VAFe et de CVAC du MDDEFP

pH	Température °C									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
6,5	50	50	50	49	49	49	48	48	48	48
6,6	49	49	48	48	48	49	47	47	47	46
6,7	47	47	47	46	46	46	45	45	45	45
6,8	45	45	45	44	44	44	44	43	43	43
6,9	43	43	43	42	42	42	41	41	41	41
7,0	41	40	40	40	39	39	39	39	39	38
7,1	38	38	37	37	37	37	36	36	36	36
7,2	35	35	34	34	34	34	34	33	33	33
7,3	32	31	31	31	31	31	30	30	30	30
7,4	28	28	28	28	28	28	27	27	27	27
7,5	25	25	25	25	25	24	24	24	24	24
7,6	22	22	22	22	22	21	21	21	21	21
7,7	19	19	19	19	19	19	18	20	18	18
7,8	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
7,9	14	14	14	14	14	13	13	13	13	13
8,0	12	12	12	11	11	11	11	11	11	11
8,1	9,3	9,2	9,2	9,1	9,1	9,1	9,0	9,0	9,0	9,0
8,2	7,4	7,4	7,3	7,3	7,3	7,3	7,2	7,2	7,2	7,2
8,3	5,9	6,0	5,9	5,9	5,8	5,8	5,8	5,8	5,8	5,8
8,4	4,8	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7
8,5	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8
8,6	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1
8,7	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,6	2,6
8,8	2,0	2,2	2,0	2,0	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
8,9	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,8	1,8
9,0	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,5	1,5	1,5

Figure 1A : Critère de qualité de l'eau en valeurs aiguës finales à l'effluent (VAFe) pour la protection de la vie aquatique d'eau douce en mg N/L azote ammoniacal total.

Consulté le 11 novembre 2011 au :

http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/annexe_2.htm

Annexe 1 (suite)

pH	Température °C									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
6,5	1,82	1,81	1,80	1,78	1,77	1,64	1,52	1,41	1,31	1,22
6,6	1,82	1,81	1,80	1,78	1,77	1,64	1,52	1,41	1,31	1,22
6,7	1,83	1,81	1,80	1,78	1,77	1,64	1,52	1,41	1,31	1,22
6,8	1,83	1,81	1,80	1,78	1,77	1,64	1,52	1,42	1,32	1,22
6,9	1,82	1,81	1,80	1,78	1,77	1,64	1,53	1,42	1,32	1,22
7,0	1,83	1,81	1,80	1,79	1,77	1,64	1,53	1,42	1,32	1,22
7,1	1,83	1,81	1,80	1,79	1,77	1,65	1,53	1,42	1,32	1,23
7,2	1,83	1,81	1,80	1,79	1,78	1,65	1,53	1,42	1,32	1,23
7,3	1,83	1,82	1,80	1,79	1,78	1,65	1,53	1,42	1,32	1,23
7,4	1,83	1,82	1,80	1,79	1,78	1,65	1,53	1,42	1,32	1,23
7,5	1,83	1,82	1,81	1,80	1,78	1,66	1,54	1,43	1,33	1,23
7,6	1,84	1,82	1,81	1,80	1,79	1,66	1,54	1,43	1,33	1,24
7,7	1,84	1,83	1,81	1,80	1,79	1,66	1,54	1,44	1,34	1,24
7,8	1,57	1,56	1,55	1,54	1,53	1,42	1,32	1,23	1,14	1,07
7,9	1,33	1,32	1,31	1,31	1,30	1,21	1,12	1,04	0,970	0,904
8,0	1,12	1,11	1,10	1,10	1,09	1,02	0,944	0,878	0,818	0,762
8,1	0,893	0,887	0,882	0,878	0,874	0,812	0,756	0,704	0,655	0,611
8,2	0,714	0,709	0,706	0,703	0,700	0,651	0,605	0,565	0,527	0,491
8,3	0,571	0,568	0,566	0,564	0,562	0,523	0,487	0,455	0,424	0,396
8,4	0,458	0,456	0,455	0,453	0,452	0,421	0,393	0,367	0,343	0,321
8,5	0,369	0,367	0,366	0,366	0,365	0,341	0,318	0,298	0,278	0,261
8,6	0,297	0,297	0,296	0,296	0,296	0,277	0,259	0,242	0,227	0,213
8,7	0,241	0,240	0,240	0,241	0,241	0,226	0,212	0,198	0,186	0,175
8,8	0,196	0,196	0,196	0,197	0,198	0,185	0,174	0,164	0,154	0,145
8,9	0,160	0,161	0,161	0,162	0,163	0,153	0,144	0,136	0,128	0,121
9,0	0,132	0,132	0,133	0,134	0,135	0,128	0,121	0,114	0,108	0,102

Figure 1B : Critère de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique (CVAC) d'eau douce en mg N/L d'azote ammoniacal total

Consulté le 8 novembre 2001 au :

http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/annexe_4.htm

Annexe 2 – Densité du lait de chaux

STRENGTH OF LIME SUSPENSIONS

Milk-of-lime Suspensions		Lime Content*			% Solids Ca(OH) ₂ in Water	
Specific Gravity at 15 C.	Degrees Baumé (Bur. Stds. Scale)	Grams CaO per liter	Grams Ca(OH) ₂ per liter	Lbs. CaO per U.S. gal.	Lbs. CaO per cu. ft.	
1.010	1.44	11.7	15.5	.097	.07	1.6
1.020	2.84	24.4	32.2	.203	1.5	3.2
1.030	4.22	37.1	49.0	.309	2.3	4.8
1.040	5.58	49.8	65.8	.415	3.1	6.3
1.050	6.91	62.5	82.6	.520	3.9	7.9
1.060	8.21	75.2	99.4	.626	4.7	9.4
1.070	9.49	87.9	116	.732	5.5	10.8
1.080	10.74	100	132	.833	6.3	12.3
1.090	11.97	113	149	.941	7.1	13.7
1.100	13.18	126	166	1.05	7.9	15.2
1.110	14.37	138	182	1.15	8.7	16.4
1.120	15.54	152	201	1.27	9.5	18.0
1.130	16.68	164	217	1.37	10.3	19.3
1.140	17.81	177	234	1.47	11.1	20.5
1.150	18.91	190	251	1.58	11.9	21.8
1.160	20.00	203	268	1.69	12.7	23.1
1.170	21.07	216	285	1.80	13.5	24.4
1.180	22.12	229	303	1.91	14.3	25.6
1.190	23.15	242	320	2.02	15.1	27.0
1.200	24.17	255	337	2.12	15.9	28.0
1.210	25.16	268	354	2.23	16.7	29.2
1.220	26.15	281	371	2.34	17.6	30.4
1.230	27.11	294	388	2.45	18.4	31.6
1.240	28.06	307	406	2.56	19.2	32.8
1.250	29.00	321	424	2.67	20.0	33.8

*/ Data are based on a typical high calcium lime. In obtaining these data, the milk of lime was placed in a wide cylinder, slowly rotating to permit agitation. The hydrometer was inserted and allowed to sink slowly; the reading taken when it stopped. In the case of a thin slurry, the reading must be taken quickly before the lime settles, while in the case of a thick cream of lime, duplicate readings should be taken to assure the correct hydrometer value.

The table is for milk-of-lime suspensions. Above 30% solids some limes no longer show properties of a suspension and are quite stiff (paste). At 35% additives are often added to make the suspension pumpable. At 40% these limes are generally too stiff to pump.

Settling rates of commercial lime slurries vary widely and depend primarily upon the particle size of the lime. Finely pulverized pure limes settle slowly; on the other hand, coarse limes settle rapidly.

Figure 2A : Densité du lait de chaux

Consulté le 4 mars 2013 au :

http://www.lime.org/documents/lime_basics/lime-physical-chemical.pdf

Annexe 3 – Eaux usées synthétiques - Justifications du choix de l'eau et du sel de phosphate

Eau du robinet :

L'eau du robinet au laboratoire provient de l'aqueduc de la Ville de Montréal et le tableau 3A présent les valeurs minimales, moyennes et maximales pour la période des essais de 2005 à 2009.

Tableau 3A : Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-Des-Baillets

Paramètre	Unité	minimum	moyen	maximum	Écart par rapport à la moyenne
Alcalinité	(mg CaCO₃/L)	73	83	90	12 %
Calcium	(mg Ca/L))	29	31	36	16 %
Dureté totale	(mg CaCO₃/L)	99	117	123	15 %
Magnésium	(mg Mg/L)	7,1	8,1	9,0	12 %
Phosphore total	(mg P/L)	< 0,002	0,005	0,012	140 %
pH		7,2	7,7	8,23	70 %
Température	(°C)	0	10,7	25,8	141 %

http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=6497,54611645&_dad=portal&_schema=PORTAL
(2010)

Les quatre premiers paramètres (alcalinité, Ca, dureté totale, Mg) ont des minima ou maxima qui ne s'écartent pas plus de 16 % de la moyenne. En ce qui a trait à l'écart important de 140 % du phosphore, cet écart a peu d'impact sur les essais, car la concentration maximale de l'eau représente moins de 2 % de la concentration d'orthophosphates la plus faible testée en laboratoire, soit 1,0 mg P/L. L'écart de 141 % de la température de l'eau d'aqueduc n'a aucun effet non plus, car les essais en laboratoire se sont réalisés majoritairement à la température de la pièce. Quelques tests à température plus froide ont été réalisés, mais encore là la température était choisie et suivie. Les pH ont varié de 7,2 à 8,23 sur les quatre ans d'essais en laboratoire, mais lors des journées d'essais, la gamme de pH obtenus s'est limitée aux pH de 7,4 à 7,8. Somme toute, la qualité de l'eau du robinet s'est avérée stable durant les essais en laboratoire.

Annexe 3 (suite)

Choix du sel de phosphate

Les concentrations de phosphores varient dans les eaux piscicoles avec comme conséquemment probable, d'influencer les réactions chimiques et physiques. Pour vérifier l'effet des concentrations, des quantités connues de sel d'orthophosphates sont ajoutées à l'eau du robinet. Trois critères sont utilisés afin de choisir le sel de phosphore des essais ultérieurs, soit : la vitesse de dissolution, la netteté du liquide obtenu ainsi que l'effet sur le pH. Le tableau 3B présent le résumé des résultats obtenus suite à la dilution importante de phosphore, soit un gramme de phosphore dans un litre d'eau du robinet à pH initial de 7,8.

Tableau 3B Comparaison des effets du dosage des sels d'orthophosphates

Sel	pH	Clarté de l'eau	Dissolution
K₂HPO₄	8,6	légèrement blanche	la plus rapide
KH₂PO₄	5,6	claire	la plus lente
NaH₂PO₄·H₂O	5,6	claire	moyenne

Dans le contexte que les surnageants de boues piscicoles ont un pH inférieur à 7, suite à l'acidification engendrée par la fermentation, il est préférable de prendre un sel qui abaisse le pH, d'où l'exclusion du K₂HPO₄ avec son pH résultant à 8,6. En ce qui a trait aux deux autres sels, de pH et de clarté identiques, c'est le NaH₂PO₄·H₂O qui est retenu étant donné sa meilleure dissolution apparente. Ce composé, le monosodium phosphate monohydrate, à un poids moléculaire d'environ 138 g.

Annexe 3 (suite)

Pourcentages des orthophosphates en fonction du pH

La figure 2.1 présente la distribution des composés d'orthophosphates en solution. Ce graphique est régi à partir des pKa selon les équations 3a à 3e.

$$K_a = 10^{-pK_a} \quad (3a)$$

$$([H_2PO_4^-] \times [H^+]) / [H_3PO_4] = 10^{-2,12} \quad (3b)$$

$$([H_1PO_4^{2-}] \times [H^+]) / [H_2PO_4^-] = 10^{-7,21} \quad (3c)$$

$$([PO_4^{3-}] \times [H^+]) / [H_1PO_4^{2-}] = 10^{-12,67} \quad (3d)$$

$$[H^+] = 10^{-pH} \quad (3e)$$

À pH de 9 : 98,4 % des orthophosphates sont sous la forme de $H_1PO_4^{2-}$, et 1,6 % en $H_2PO_4^-$ selon que :

$([HPO_4^{2-}] \times [H^+]) / [H_2PO_4^-] = 10^{-7,21}$	(3c)
$([HPO_4^{2-}] \times 10^{-9}) / [H_2PO_4^-] = 10^{-7,21}$	(3f)
$[H_2PO_4^-] = [HPO_4^{2-}] \times 10^{-1,79}$	(3g)
$[H_2PO_4^-] = 0,016 [HPO_4^{2-}]$	(3h)
$[HPO_4^{2-}] + [H_2PO_4^-] = 1$	(3i)
$[H_2PO_4^-] = 0,016 (1 - [H_2PO_4^-])$	(3j)
$1,016 [H_2PO_4^-] = 0,016$	(3k)
$[H_2PO_4^-] = 0,0157 \approx 0,016$	(3l)
$[HPO_4^{2-}] = 0,984$, soit 98,4 % des orthophosphates	(3m)
d'où que $[H_1PO_4^{2-}]$ correspond à 98,4 % de la somme des orthophosphates.	

À pH de 10 : 99,8 % des orthophosphates sont sous la forme de HPO_4^{2-} , et 0,2 % en $H_2PO_4^-$

À pH de 11 : 97,9 % des orthophosphates sont sous la forme de HPO_4^{2-} , et 2,1 % en PO_4^{3-}

À pH de 12 : 82,4 % des orthophosphates sont sous la forme de HPO_4^{2-} , et 17,6 % en PO_4^{3-}

Annexe 3 (suite)

Quantité théorique de chaux nécessaire pour neutraliser les H⁺ du sel monosodium phosphate monohydrate

Entre les pH de 9 à 10, pour une mole de NaH₂PO-H₂O solubilisé, il y a moins une mole de H⁺ solubilisée étant donné qu'une partie des orthophosphates du sel reste sous la forme H₂PO₄⁻. Toutefois, entre les pH de 11 et 12, il y a plus d'une mole de H⁺ par mole de sel solubilisé étant donné qu'il y a la présence de PO₄³⁻ avec la libération deux ions H⁺ d'une partie du sel solubilisé.

Tableau 3C Comparaison des effets du dosage des sels d'orthophosphates

	Pour une mole NaH ₂ PO-H ₂ O solubilisé			
	pH 9	pH 10	pH 11	pH 12
mole H⁺ libéré	0,984	0,998	1,021	1,176
mole Ca(OH)₂ pour neutraliser les H⁺	0,492	0,499	0,5105	0,588
g Ca(OH)₂ pour neutraliser les H⁺	36,4	36,9	37,8	43,5
g Ca(OH)₂ / g o-PO₄-P	1,17	1,19	1,22	1,40

Annexe 4 – Photos et schéma d'équipements utilisés au laboratoire

Photo 4A : Six B-Ker² sur banc de Jar test et six B-Ker² au bas pour recueillir le surnageant décanté

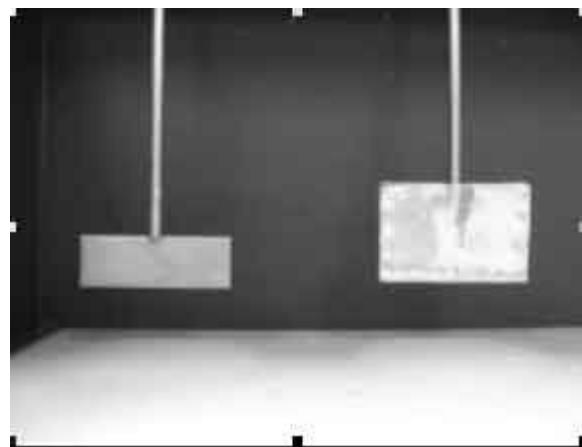


Photo 4B : Plaque d'agitation standard à gauche plaque artisanale du double de la hauteur à droite



Photo 4C : Vortex engendré à 300 rpm avec une plaque d'agitation standard



Photo 4D : Vortex engendré à 300 rpm avec une plaque d'agitation du double

Annexe 4 (suite)



Photo 4E : Montage avec perceuse et hélice de 6 cm de diamètre par 10 cm de longueur



Photo 4F : Vortex engendré à 600 rpm avec hélice

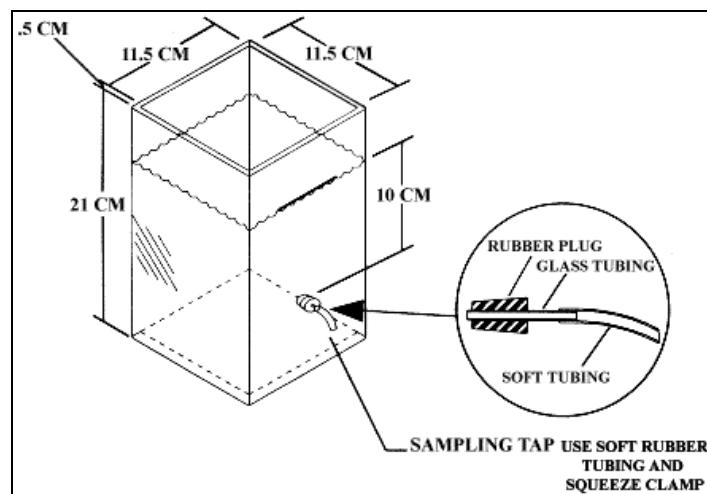


Figure 4A : Schéma du contenant B-Ker²

Consulté le 12 novembre 2005 au : <http://www.phippsbird.com/fig1.html>

Annexe 5 – Essai en laboratoire de la solubilisation du phosphore de boues piscicolesEntreposage de boues piscicoles en laboratoire

Après trois heures de sédimentation des eaux de lavages de microtamis dans le concentrateur, suite au redémarrage d'un concentrateur, des boues de fond sont prélevées pour des essais en laboratoire. Un échantillon ponctuel de la boue fraîche avant de passer au concentrateur a les concentrations suivantes : 440 mg/L en MES, 6 mg Pt/L et 0,7 mg P/L d'o-PO₄.

Sept heures passé le prélèvement, soit 10 heures à partir le début du fonctionnement du concentrateur. Un volume de 10 litres de boues est partagé dans cinq B-Ker² de deux litres afin de mesurer l'évolution des orthophosphates. Les cinq B-Ker² ont été recouverts d'une pellicule plastique pour limiter l'évaporation pendant que la température de l'air oscille entre 20 et 22°C. À cinq périodes de temps comprises entre 1,2 à 23 jours, l'ensemble des B-Ker² restant est agité pendant 5 minutes sur un banc de Jar test à 300 rpm et un B-Ker² était retiré définitivement afin de déterminer les orthophosphates et le pH. Étant donné la nature chargée de ces eaux, elles sont centrifugées à 5 000 rpm pendant cinq minutes et filtrées sur une membrane à 0,45 µm d'ouverture avant la détermination des orthophosphates. La concentration moyenne en phosphore total de la boue est de 686 mg/L de Pt.

Annexe 6 – Modifications et essais sur les concentrateurs de la pisciculture des Bobines

La situation idéale est que les concentrateurs réduisent le volume de boues fraîches au point de ne produire aucun surnageant en excès au bassin de stockage avant le prochain épandage. Pour y parvenir, une siccité minimale de 3 % est nécessaire par les concentrateurs. Or, l'accroissement du temps de séjour des boues dans les concentrateurs favorise la compaction par gravité, mais favorise également les conditions anoxiques et anaérobies, dont la fermentation des boues. L'obtention de la siccité de 3 %, avec une capture élevée des MES, sans engendrer une solubilisation significative du phosphore, est un réel défi. Toutefois, à défaut d'obtenir la siccité idéale pour ne pas engendrer de surnageant en excès, les concentrateurs peuvent réduire le volume de boues, permettant une réduction significative du volume des boues, et par le fait même une réduction du surnageant en excès à chauler.

Après des réparations structurelles, les bouchons sont abaissés et les concentrateurs sont mis en fonction. Les boues fraîches s'épaissent avec débordement d'un surnageant éclaircie vers le dernier tamis en amont de l'émissaire de sortie. Les boues concentrées peuvent être purgées en soulevant les bouchons durant un faible laps de temps afin de ne pas trop entraîner de surnageant, ce qui augmenterait le volume de boue transféré au BSEB. Ces concentrateurs ont un Cs journalier de 14 m/h, mais avec des points à plus de 30 m/h au démarrage une pompe. Après une journée d'opération, les boules de gaz remontent à la surface avec entraînement de MES. Les boules de gaz, qui ne brûlent pas au contact du feu, sont vraisemblablement du N₂ et/ou du CO₂ produites par la dénitrification et/ou la fermentation des boues au fond des concentrateurs. Le pourcentage mesuré n'est que de 23 % sur les MES comme l'indique au tableau 6A.

Tableau 6A : Caractérisation aux concentrateurs circulaires initiaux

Concentrateur	MES			Pt		
	affluent (mg/L)	effluent (mg/L)	capture	affluent (mg/L)	effluent (mg/L)	capture
sans déflecteur	520	403	23 %			
sans déflecteur, mais en évitant les flottants	1293	91	93 %			
avec déflecteur	617	113	81 %	16	3,1	81 %
avec déflecteur, et soutirage fréquent des boues par « air-lift »	317	52	84 %	14,4	2,0	86 %
avec déflecteur, et soutirage fréquent des boues par pompages	420	67	84 %	10	1,9	81 %
moyenne des résultats en MES	713					

En évitant les flottants, le pourcentage de capture des MES augmente à 93 %. Des déflecteurs pour retenir les flottants sont confectionnés et ajoutés aux concentrateurs avec comme résultat un pourcentage de capture des MES et du phosphore total de 81 % comme le démontre le tableau 3.6. Les déflecteurs parviennent à retenir une proportion importante des flottants au point qu'il faut une heure pour les retirer manuellement après environ de deux jours d'opération. Les flottants, qui montent à la surface, décantent facilement s'ils sont rapidement agités. Pour exploiter ce phénomène, un système d'aspersion hydraulique rudimentaire est mis en fonction, mais les flottants restent majoritairement présents.

Afin de réduire la fermentation et par le fait même, réduire les flottants et l'entretien, des purges automatiques des boues épaissies sont réalisées avec deux systèmes de pompages d'appoints, soit un par « air-ilft » et un par pompage standard avec hélice. Comme le montre le tableau 6A, la réalisation de plusieurs purges automatisées des boues épaissies des concentrateurs dans une même journée tendent à une amélioration des pourcentages de capture des MES, passant de 81 à 84 %. Toutefois, les purges fréquentes réduisent le temps de compaction avec comme résultante que la siccité mesurée n'a pas excédée 1,6 % (équivalente à 16 000 mg/L de MES), ce qui est insuffisant par rapport aux 3 % recherchés. Un concentrateur avec un affluent dont la concentration moyenne est 713 mg/L de MES, comme au tableau 6A, permet une réduction de plus de 26 fois, si le pourcentage de capture est de 85 % avec une siccité de 1,6 % des boues concentrées. En fonction de ces résultats, les concentrateurs peuvent réduire le volume des boues

à stocker et assure des concentrations supérieures à 10 000 mg/L en MES à l'entrée du BESB. En posant que 2 % des MES sont du Pp, les boues à l'entrée du BESB seraient supérieure à 200 mg Pt/L. Toutefois, ces concentrateurs engendrent une maintenance significative pour les flottants. Les photos qui suivent témoignent des difficultés et travaux réalisés aux concentrateurs.



Photo 6A : Bris de support de concentrateur



Photo 6B : Remontée de boues et pertes avec le surnageant éclairci



Photo 6C : Déflecteur artisanal pour concentrateur



Photo 6D : Déflecteur artisanal pour concentrateur

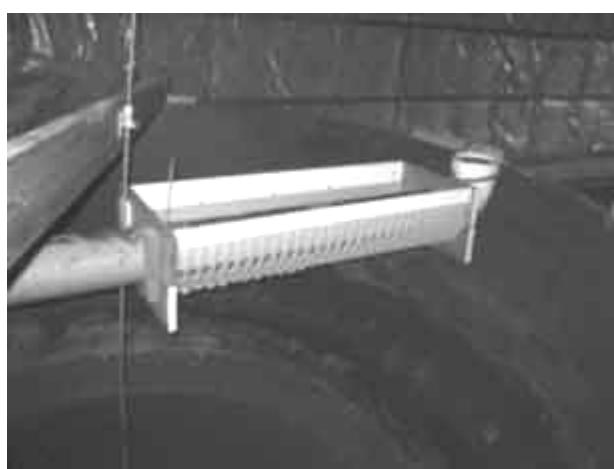
Annexe 6 (suite)

Photo 6E : Déflecteur installée sur la conduite de reprise



Photo 6F : Accumulation de flottant avec déflecteur

Annexe 7– Photos d'équipements utilisés à la pisciculture des Bobines**Montage des essais en « batch)**

Photo 7A : Tuyau de la pompe de prélèvement des eaux usées pour essai terrain



Photo 7B : Contenant d'un m^3 et moteur de l'agitateur



Photo 7C : Régulateur de fréquence pour varier la vitesse



Photo 7D : Partie du surnageant éclairci, hélice et boues décantées

Annexe 7 (suite)**Montage de l'essai en continu**

Photo 7E : Bassin de 6 m³ qui reçoit le surnageant chaulé et floculé dans le contenant de 1 m³



Photo 7F : Agitation du lait de chaux à droite et agitation au mélangeur rapide à gauche



Photo 7G : Vue du mélange rapide



Photo 7H : Vue du mélange à la flocculation

Annexe 8 – Essais de chaulage sur l'eau usée synthétique

Essais : o-PO₄ – chaux hydratée analytique – pH

quant sel	0,0046	g sel/L	
conc P/L	1,03333333	mg P/L	
Vol essai	1	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,57	0	0	0
7,64	0,0014	0,0014	0,0014
7,92	0,0026	0,004	0,004
8,35	0,0019	0,0059	0,0059
8,72	0,0031	0,009	0,009
9	0,0032	0,0122	0,0122
9,15	0,003	0,0152	0,0152
9,28	0,0032	0,0184	0,0184
9,46	0,006	0,0244	0,0244
9,61	0,0054	0,0298	0,0298
9,83	0,01	0,0398	0,0398
10,1	0,0148	0,0546	0,0546
10,51	0,0223	0,0769	0,0769
10,86	0,0253	0,1022	0,1022
11,2	0,0383	0,1405	0,1405
11,37	0,0409	0,1814	0,1814
11,55	0,0678	0,2492	0,2492
11,77	0,1214	0,3706	0,3706
11,95	0,1684	0,539	0,539
12,3	0,325	0,864	0,864

quant sel	0,0219	g sel/L	
conc P/L	4,91956522	mg P/L	
Vol essai	1	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,46	0	0	0
7,56	0,0044	0,0044	0,0044
8,1	0,0065	0,0109	0,0109
9,21	0,0146	0,0255	0,0255
10,08	0,0381	0,0636	0,0636
10,92	0,0501	0,1137	0,1137
11,64	0,1489	0,2626	0,2626
12,01	0,2354	0,498	0,498

quant sel	0,0446	g sel/L	
conc P/L	10,0188406	mg P/L	
Vol essai	1	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,2	0	0	0
7,36	0,0061	0,0061	0,0061
7,82	0,0072	0,0133	0,0133
8,96	0,0165	0,0298	0,0298
9,99	0,0383	0,0681	0,0681
10,86	0,0446	0,1127	0,1127
11,63	0,1331	0,2458	0,2458
12,03	0,2455	0,4913	0,4913

quant sel	0,0898	g sel/L	
conc P/L	20,1724638	mg P/L	
Vol essai	1	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
6,92	0	0	0
7,1	0,0087	0,0087	0,0087
7,47	0,0107	0,0194	0,0194
8,4	0,0201	0,0395	0,0395
10,03	0,0603	0,0998	0,0998
11,19	0,0821	0,1819	0,1819
11,62	0,1681	0,35	0,35
12,04	0,2666	0,6166	0,6166

quant sel	0,178	g sel/L	
conc P/L	39,9855072	mg P/L	
Vol essai	0,5	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
6,76	0	0	0
6,94	0,0063	0,0063	0,0126
7,13	0,0047	0,011	0,022
7,46	0,0067	0,0177	0,0354
7,95	0,0107	0,0284	0,0568
9,01	0,0211	0,0495	0,099
10,51	0,0307	0,0802	0,1604
11,25	0,0311	0,1113	0,2226
11,69	0,0553	0,1666	0,3332
11,97	0,1008	0,2674	0,5348

quant sel	0,8902	g sel/L	
conc P/L	199,972464	mg P/L	
Vol essai	0,3	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
6,21	0	0	0
6,45	0,0163	0,0163	0,05433333
6,87	0,0325	0,0488	0,16266667
7,43	0,0462	0,095	0,31666667
10,78	0,0647	0,1597	0,53233333
11,58	0,0512	0,2109	0,703
11,97	0,0548	0,2657	0,88566667
12,34	0,1599	0,4256	1,41866667

Novembre 2005 (Sel : NaH₂PO₄-H₂O)

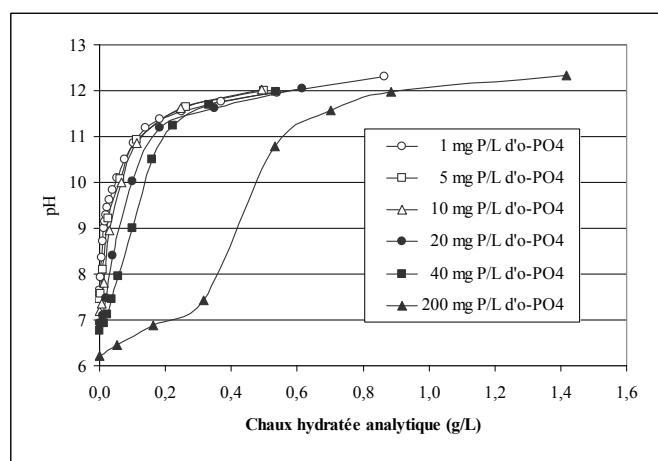


Figure 8A

Annexe 8 (suite)

Essais : o-PO₄ – chaux hydratée technique – pH

quant sel	0,0045	g sel/L	
conc P/L	1,01086957	mgP/L	
Vol essai	0,4	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,64	0	0	0
9,33	0,0103	0,0103	0,02575
9,55	0,0025	0,0128	0,032
9,78	0,0042	0,017	0,0425
9,98	0,0056	0,0226	0,0565
10,3	0,0126	0,0352	0,088
10,81	0,0175	0,0527	0,13175
11,14	0,0164	0,0691	0,17275
11,61	0,0871	0,1562	0,3905
12,04	0,1576	0,3138	0,7845

quant sel	0,0221	g sel/L	
conc P/L	4,96449275	mgP/L	
Vol essai	0,4	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,47	0	0	0
8,44	0,0063	0,0063	0,01575
9,23	0,006	0,0123	0,03075
9,68	0,0097	0,022	0,055
10,35	0,0173	0,0393	0,09825
11,03	0,0305	0,0698	0,1745
11,74	0,0915	0,1613	0,40325
12,04	0,1	0,2613	0,65325

quant sel	0,0445	g sel/L	
conc P/L	9,99637681	mgP/L	
Vol essai	0,4	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,18	0	0	0
7,64	0,0059	0,0059	0,01475
8,92	0,0102	0,0161	0,04025
9,41	0,0103	0,0264	0,066
10,33	0,0246	0,051	0,1275
11,39	0,0567	0,1077	0,26925
11,84	0,1168	0,2245	0,56125
12,36	0,4218	0,6463	1,61575

quant sel	0,0891	g sel/L	
conc P/L	20,0152174	mgP/L	
Vol essai	0,4	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7	0	0	0
7,28	0,0061	0,0061	0,01525
8,11	0,0114	0,0175	0,04375
8,55	0,0064	0,0239	0,05975
8,77	0,0047	0,0286	0,0715
9,05	0,005	0,0336	0,084
9,39	0,0064	0,04	0,1
9,71	0,0087	0,0487	0,12175
10,48	0,0247	0,0734	0,1835
11,38	0,0567	0,1301	0,32525
11,74	0,0957	0,2258	0,5645
12,2	0,2627	0,4885	1,22125

quant sel	0,178	g sel/L	
conc P/L	39,9855072	mgP/L	
Vol essai	0,5	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
6,76	0	0	0
7,02	0,0095	0,0095	0,019
7,49	0,0137	0,0232	0,0464
8,17	0,0195	0,0427	0,0854
9,71	0,0444	0,0871	0,1742
10,99	0,0518	0,1389	0,2778
11,35	0,0839	0,2228	0,4456
11,86	0,1597	0,3825	0,765
12,26	0,2804	0,6629	1,3258

quant sel	0,8902	g sel/L	
conc P/L	199,972464	mgP/L	
Vol essai	0,3	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
6,21	0	0	0
6,35	0,0118	0,0118	0,03933333
6,69	0,0348	0,0466	0,15533333
7	0,0331	0,0797	0,26566667
7,18	0,0227	0,1024	0,34133333
7,33	0,019	0,1214	0,40466667
7,52	0,0191	0,1405	0,46833333
7,85	0,0197	0,1602	0,534
8,61	0,0165	0,1767	0,589
9,58	0,0147	0,1914	0,638
10,05	0,0087	0,2001	0,667
10,63	0,0151	0,2152	0,71733333
11,15	0,0248	0,24	0,8
11,57	0,0558	0,2958	0,986
12,1	0,1412	0,437	1,45666667

Novembre 2005 Sel : NaH₂PO₄-H₂O

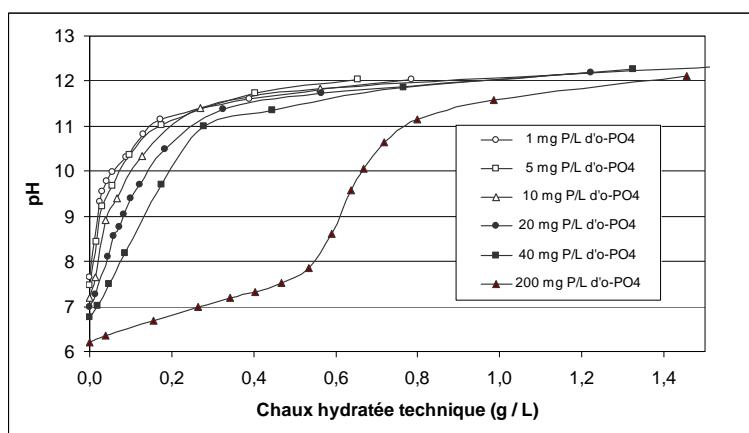


Figure 8B

Annexe 8 (suite)

Essais : o-PO₄ – chaux vive analytique – pH

quant sel	0,0022	g sel/L	
conc P/L	0,9884058	mgP/L	
Vol essai	0,5	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,86	0	0	0
8,72	0,0028	0,0028	0,0056
9,02	0,0016	0,0044	0,0088
9,4	0,0031	0,0075	0,015
9,82	0,0056	0,0131	0,0262
10,29	0,0087	0,0218	0,0436
11	0,0174	0,0392	0,0784
11,5	0,0327	0,0719	0,1438
12,04	0,0773	0,1492	0,2984

quant sel	0,0111	g sel/L	
conc P/L	4,98695652	mgP/L	
Vol essai	0,5	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,42	0	0	0
8,64	0,005	0,005	0,005
9,03	0,0026	0,0076	0,0076
9,39	0,0034	0,011	0,011
9,7	0,0045	0,0155	0,0155
9,98	0,006	0,0215	0,0215
10,45	0,0106	0,0321	0,0321
11	0,0129	0,045	0,045
11,4	0,017	0,062	0,062
11,88	0,06	0,122	0,122
12,24	0,1006	0,2226	0,2226

quant sel	0,0224	g sel/L	
conc P/L	10,0637681	mgP/L	
Vol essai	0,5	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,24	0	0	0
8,06	0,006	0,006	0,012
9,16	0,0072	0,0132	0,0264
10,03	0,0136	0,0268	0,0536
10,89	0,017	0,0438	0,0876
11,58	0,0313	0,0751	0,1502
11,99	0,0605	0,1356	0,2712
12,1	0,0266	0,1622	0,3244

quant sel	0,0445	g sel/L	
conc P/L	19,9927536	mgP/L	
Vol essai	0,5	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
6,91	0	0	0
8,39	0,0146	0,0146	0,0292
8,72	0,0052	0,0198	0,0396
9,08	0,0061	0,0259	0,0518
9,57	0,0062	0,0321	0,0642
10,05	0,0091	0,0412	0,0824
10,63	0,011	0,0522	0,1044
11,14	0,0135	0,0657	0,1314
11,53	0,0208	0,0865	0,173
11,81	0,0335	0,12	0,24
12,13	0,0776	0,1976	0,3952

quant sel	0,0888	g sel/L	
conc P/L	39,8956522	mgP/L	
Vol essai	0,5	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
6,76	0	0	0
7	0,0088	0,0088	0,0176
7,39	0,0089	0,0177	0,0354
7,91	0,008	0,0257	0,0514
8,41	0,0077	0,0334	0,0668
8,88	0,0077	0,0411	0,0822
9,75	0,0123	0,0534	0,1068
10,56	0,0157	0,0691	0,1382
11,44	0,0278	0,0969	0,1938
11,98	0,0674	0,1643	0,3286
12,08	0,0204	0,1847	0,3694

quant sel	0,4451	g sel/L	
conc P/L	199,972464	mgP/L	
Vol essai	0,5	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
6,16	0	0	0
6,2	0,0088	0,0088	0,0176
6,38	0,0232	0,032	0,064
6,7	0,0338	0,0658	0,1316
7,06	0,0606	0,1264	0,2528
7,8	0,0656	0,192	0,384
9,86	0,0372	0,2292	0,4584
10,56	0,0117	0,2409	0,4818
11,1	0,0194	0,2603	0,5206
11,44	0,03	0,2903	0,5806
11,75	0,0501	0,3404	0,6808
12,1	0,0959	0,4363	0,8726

Novembre 2005

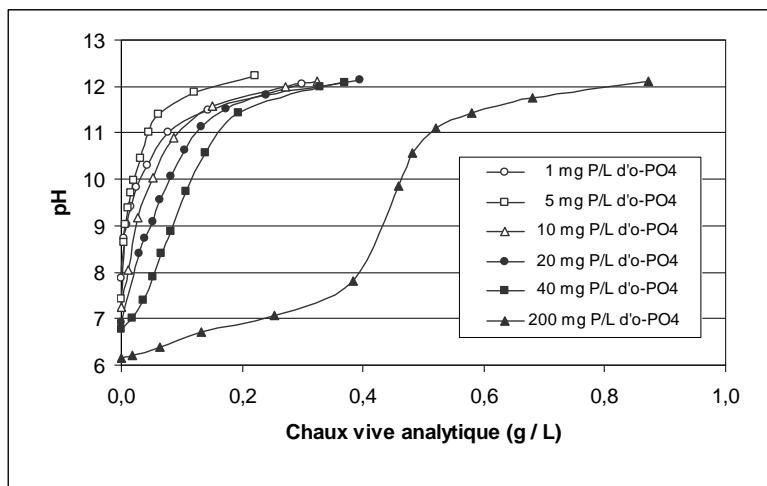
Sel : NaH₂PO₄·H₂O

Figure 8C

Annexe 8 (suite)
Essais : o-PO₄ – chaux vive technique – pH

quant sel	0,0045	g sel/L	
conc P/L	1,01086957	mgP/L	
Vol essai	0,4	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,64	0	0	0
8,78	0,0041	0,0041	0,01025
9,06	0,0028	0,0069	0,01725
9,29	0,0035	0,0104	0,026
9,6	0,0082	0,0186	0,0465
9,98	0,0096	0,0282	0,0705
10,58	0,0155	0,0437	0,10925
11,09	0,0231	0,0668	0,167
11,64	0,0726	0,1394	0,3485
12,12	0,1546	0,294	0,735

quant sel	0,0221	g sel/L	
conc P/L	4,96449275	mgP/L	
Vol essai	0,4	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,47	0	0	0
8,46	0,0043	0,0043	0,01075
9,14	0,0036	0,0079	0,01975
9,88	0,0113	0,0192	0,048
11,36	0,0473	0,0665	0,16625
11,66	0,0399	0,1064	0,266
12,12	0,1591	0,2655	0,66375

quant sel	0,0445	g sel/L	
conc P/L	9,99637681	mgP/L	
Vol essai	0,4	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7,18	0	0	0
7,36	0,004	0,004	0,01
8,88	0,0079	0,0119	0,02975
9,06	0,0066	0,0185	0,04625
9,88	0,0187	0,0372	0,093
11,18	0,0413	0,0785	0,19625
11,55	0,0826	0,1611	0,40275
11,92	0,1526	0,3137	0,78425
12,64	1,1253	1,439	3,5975

quant sel	0,0891	g sel/L	
conc P/L	20,0152174	mgP/L	
Vol essai	0,4	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
7	0	0	0
7,35	0,0096	0,0096	0,024
8,68	0,0109	0,0205	0,05125
9,47	0,0125	0,033	0,0825
10,05	0,0187	0,0517	0,12925
10,94	0,0245	0,0762	0,1905
11,57	0,0625	0,1387	0,34675
12,02	0,1904	0,3291	0,82275
12,63	0,9103	1,2394	3,0985

quant sel	0,178	g sel/L	
conc P/L	39,9855072	mgP/L	
Vol essai	0,5	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
6,76	0	0	0
6,97	0,0067	0,0067	0,0134
7,27	0,0125	0,0192	0,0384
7,87	0,0261	0,0453	0,0906
11,04	0,0523	0,0976	0,1952
11,2	0,009	0,1066	0,2132
11,36	0,0205	0,1271	0,2542
11,67	0,0767	0,2038	0,4076
12,07	0,232	0,4358	0,8716
12,49	0,8722	1,308	2,616

quant sel	0,8902	g sel/L	
conc P/L	199,972464	mgP/L	
Vol essai	0,3	L	
pH	g chaux	Somme	g ch/L
6,21	0	0	0
6,4	0,0205	0,0205	0,06833333
6,65	0,0413	0,0618	0,206
6,86	0,0445	0,1063	0,35433333
7,1	0,029	0,1353	0,451
7,33	0,041	0,1763	0,58766667
8,01	0,0226	0,1989	0,663
11,21	0,0341	0,233	0,77666667
11,5	0,0322	0,2652	0,884
11,95	0,0853	0,3505	1,16833333
12,25	0,1265	0,477	1,59

Février 2006

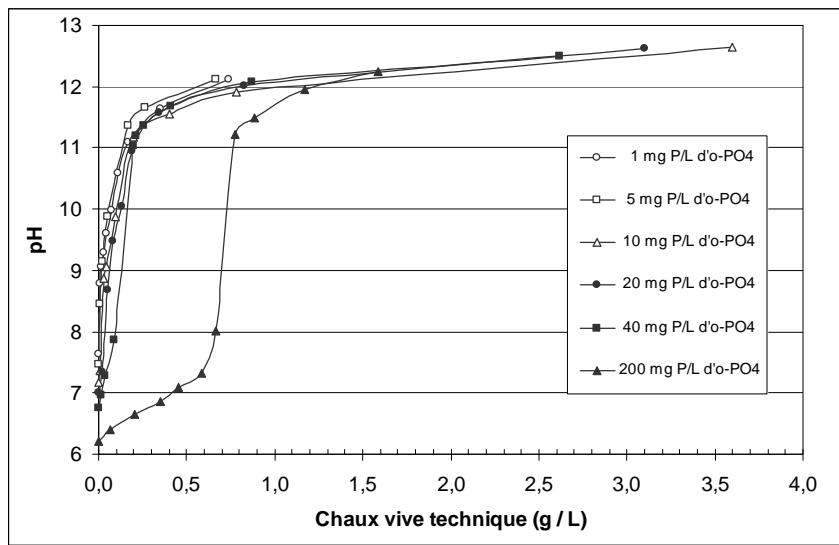
Sel : Na₂HPO₄-H₂O

Figure 8D

Annexe 9 – Influence des o-PO₄ initiaux et du pH sur les réductions o-PO₄ et du Pt

Orthophosphates (mg P/L d'o-PO ₄)	pH	o-PO ₄ (mg P/L)	Pt (mg/L)	Diminution o-PO ₄ (%)	Diminution Pt (%)
visé 1,00	7,9	0,999	1,12		
	9,0	0,967	1,08	3,3	3,6
mesuré 1,00	9,9	0,639	1,03	36,1	8,0
	10,9	0,023	0,664	97,7	40,7
	12,1	0,001	0,201	99,9	82,1
visé 5,00	7,4	4,82	5,01		
	9,2	3,75	5,09	22,2	-1,6
mesuré 4,82	10,1	0,387	2,27	92,0	54,7
	11,1	0,052	1,30	98,9	74,1
	12,0	0,010	0,506	99,8	89,9
visé 10,0	7,2	10,4	10,1		
	8,9	6,1	9,2	41,3	8,9
mesuré 10,4	10,0	0,54	2,75	94,8	72,8
	11,0	0,007	1,23	99,9	87,8
	11,9	0,056	0,601	99,5	94,0
visé 20,0	6,9	19,5	21,2		
	9,1	3,79	6,78	80,6	68,0
mesuré 19,5	10,2	0,415	2,23	97,9	89,5
	11,1	0,026	1,18	99,9	94,4
	12,0	0,002	0,84	100,0	96,0
visé 40,0	6,8	39,0	42,0		
	9,1	7,98	22,7	79,5	46,0
mesuré 39,0	9,9	1,35	3,22	96,5	92,3
	11,2	0,053	1,12	99,9	97,3
	11,7	0,010	0,763	100,0	98,2
visé 200	6,2	194	202		
	8,9	85,7	91,5	55,8	54,7
mesuré 194	9,4	79,7	86,3	58,9	57,3
	10,8	62,0	69,6	68,0	65,5
	11,5	33,2	46,4	82,9	77,0
Chaux vive analytique : F.M.: 100 rpm, 1 min.; Floc.: 30 rpm, 5 min.; Déc.: 15 min.					

Annexe 10 – Photos des équipements de chaulage – Pisciculture des Alléghanys

Photo 10A : Premier silo de boues brutes à gauche avec bâtiment de chaulage et dernier silo pour décanter le surnageant chaulé



Photo 10B : Bâtiment de chaulage doseur à sec de chaux et contenant du mélangeur rapide



Photo 10C : Arrivée du surnageant excès pompé



Photo 10D : Panneau de contrôle du dosseur doseur à vis de la chaux en poudre

Annexe 10 (suite)

Photo 10E : Mélangeur rapide

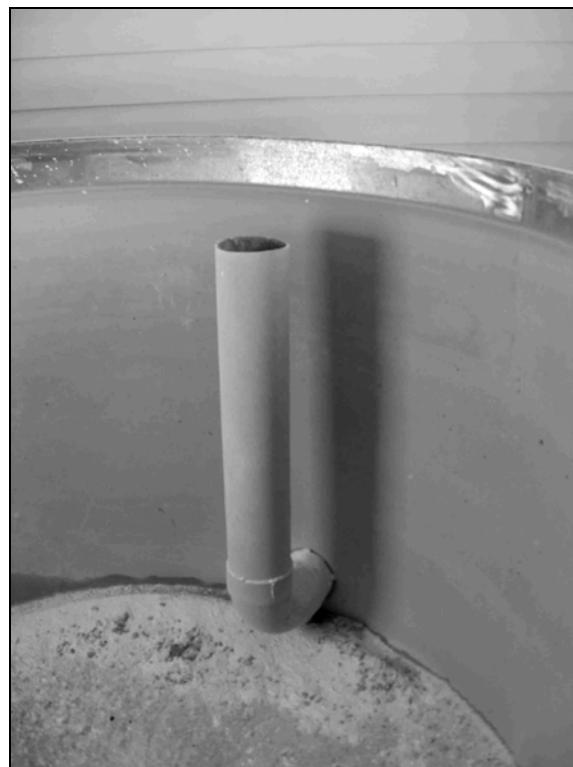


Photo 10F : Sortie par trop plein du contenant de mélange rapide