UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

L'UTILISATION DU MAGNÉSIUM COMME COAGULANT DANS LE TRAITEMENT PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX USÉES À pH ÉLEVÉ

par

Arturo CORONA-DOMINGUEZ

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU GRADE DE MAÎTRE EN INGÉNIERIE (M.Ing.)

Avril 1989

© droits réservés de Arturo Corona Dominguez 1989.

National Library of Canada
Bibliothèque nationale du Canada

Canadian Theses Service
Service des thèses canadiennes

Ottawa, Canada
K1A 0N4

The author has granted an irrevocable non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of his/her thesis by any means and in any form or format, making this thesis available to interested persons.

L'auteur a accordé une licence irrévocable et non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de sa thèse de quelque manière et sous quelque forme que ce soit pour mettre des exemplaires de cette thèse à la disposition des personnes intéressées.

The author retains ownership of the copyright in his/her thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without his/her permission.

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

ISBN 0-315-50190-1

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE

Ce mémoire intitulé:

L'UTILISATION DU MAGNÉSIUM COMME COAGULANT
DANS LE TRAITEMENT PSYSICO-CHIMIQUE
DES EAUX USÉES À pH ÉLEVÉÉ

présenté par Arturo Corona Dominguez
en vue de l'obtention du grade de
Maître en Ingénierie (M.Ing.)
a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de:

M. Claude E. Delisle, Ph.D., président

M. Paul Charbonneau, M.Sc.

M. François Brière, Ing., M.E. (Harvard)

SOMMAIRE

L'objectif de cette recherche est de montrer que le magnésium naturellement présent dans l'eau peut précipiter sous forme d'hydroxyde insoluble [$Mg(OH)_2$] suite à l'addition d'un alcali et agir comme coagulant efficace lors du traitement physico-chimique des eaux usées municipales.

Des essais de floculation-décantation ont été effectués sur une eau usée synthétique et sur des eaux usées réelles provenant de l'usine d'épuration de Laval-Ouest (Ville de Laval, Québec). Les floculants utilisés ont été le sulfate d'aluminium, le chlorure ferrique et la chaux hydratée en présence de magnésium. La dose optimale et le pH optimal de coagulation ont été choisis en fonction de la réduction de la turbidité et des propriétés de décantation du floc.

Les résultats obtenus avec l'eau usée synthétique ont été décevants en ce qui a trait à l'élimination de la turbidité. Par ailleurs, la concentration d'ions magnésium dans les eaux usées de Laval-Ouest ne semble pas être suffisante pour que le traitement à la chaux permette d'obtenir de meilleurs résultats qu'avec l'alun seul. Aux conditions optimales de coagulation, il a été possible d'obtenir une diminution de la turbidité de 90% avec l'alun, de 81% avec le chlorure ferrique et de 83% avec la chaux.

L'étude des boues produites aux conditions optimales de coagulation a montré que la décantation et l'épaississement du floc de chaux

ont été plus rapides que ceux du floc d'alun et ceux du chlorure ferrique. Le rendement de l'enlèvement d'eau de la boue a été supérieur avec les boues de chaux (87%) qu'avec les boues d'alun (60%) et celles du chlorure ferrique (64%).

Des essais de neutralisation sur les eaux traitées à pH élevé ont démontré qu'il fallait diluer l'effluent de 24 à 25 fois lorsqu'on utilisait l'eau de la rivière de Mille-Iles, pour abaisser le pH de 11,5 à 9,0. En utilisant l'acide sulfurique (0,02 N), il fallait ajouter un volume d'environ 0,96 litre d'acide par litre d'eau traitée.

ABSTRACT

The purpose of this research is to show that the magnesium naturally present in water can precipitate as magnesium hydroxyde [$Mg(OH)_2$], after the addition of an alcali and react like an effective coagulant in the physico-chemical treatment of municipal wastewater.

Several tests of floculation and decantation were conducted with synthetic wastewater and real wastewater taken from the wastewater treatment plant of Laval-Ouest (City of Laval, Qué.). The floculants used were alum, ferric chloride and hydrated lime in presence of magnesium. Optimal dosage and pH were chosen in fonction of turbidity removal and of the floc sedimentation properties.

The results obtained with synthetic wastewater were deceptive with regard to the turbidity removal. The magnesium ions concentration of the Laval-Ouest wastewater doesn't seem to benefit the lime treatment with regard to the alum treatment. At the optimum conditions of coagulation, it was possible to obtain a turbidity reduction of 90% with alum, 81% with ferric chloride and 83% with lime.

At the optimum conditions of coagulation the study of sludges showed that the decantation and thickenning of the lime floc were faster than the alum floc and ferric chloride floc. The reduction of the water volume from the sludge was superior with lime sludge (87%) than with the alum sludges (60%) and ferric chloride (64%).

Neutralisation tests of the high pH treated water showed that it was necessary to dilute the effluent by a factor of 24 to 25 times when the Mille-Iles river water was used in order to reduce the pH from 11,5 to 9,0. When 0,02 N sulfuric acid was used, it was necessary to add about 0,96 liter of acid per liter of treated water.

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma reconnaissance envers les personnes et les organismes suivants pour leur aide et pour leur assistance au cours de mes études de maîtrise.

Mon directeur de recherche, Monsieur François Brière qui a accepté de diriger cette étude, pour son aide et sa patience tout au long de la rédaction de ce mémoire.

Au Gouvernement du Québec, qui, par le biais du Ministère de l'Enseignement supérieur et de la Science, m'a octroyé une bourse me permettant d'effectuer ces études de deuxième cycle.

Mesdames Andrée Doray et Dominique Couture ainsi que Monsieur Jean-Paul Broudehoux de la Coopération Internationale du Ministère de l'Enseignement supérieur et de la Science, pour toutes les attentions qu'ils ont eues à mon égard afin de faciliter mon séjour au Québec et le rendre agréable.

Messieurs Paul Charbonneau et Robert Hausler pour leurs conseils et pour l'intérêt qu'ils ont manifesté à la réalisation de cette étude.

Messieurs Jacques Desruisseux et Rafael Villagomez Hernandez, pour leur assistance financière durant ma première année d'étude à l'École Polytechnique.

Messieurs Denis Bouchard et Marcel Dugal, techniciens à la section Environnement de l'École Polytechnique, pour leur aide au laboratoire.

Messieurs Alejandro Guerrero et Javier Retegui pour leur aide et leur amicale complicité.

La famille Charbonneau et Madame Yolanda Dominguez Aguilar pour leur soutien constant durant mes études de maîtrise.

Je désire dédier ce mémoire à Mademoiselle Nathalie Charbonneau et Monsieur Daniel Dominguez Duarte en témoinage de mon affection et de ma reconnaissance.

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
SOMMAIRE	iv
ABSTRACT	vi
REMERCIEMENTS	viii
TABLE DES MATIÈRES	x
LISTE DES TABLEAUX	xiv
LISTE DES FIGURES	xvi
LISTE DES SYMBOLES	xvii
CHAPITRE 1 - INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 - REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	4
2.1 Généralités	4
2.2 Coagulation chimique avec le magnésium	6
2.3 L'effet du magnésium dans la coagulation des eaux usées	9
2.3.1 Historique	9
2.3.2 L'hydroxyde de magnésium comme coagulant	10
2.3.3 Boues d'hydroxyde de magnésium	15
2.3.4 Différentes applications de la coagulation avec le magnésium	17

PAGE

2.4 Recyclage du magnésium et de la chaux dans le procédé au carbonate de magnésium..... 21

2.5 Avantages et inconvenients du traitement des eaux usées et potables avec du magnésium..... 24

2.5.1 Avantages..... 24

2.5.2 Inconvénients..... 26

CHAPITRE 3 - MATÉRIEL ET MÉTHODES..... 28

3.1 Matériel et méthodes..... 28

3.1.1 Échantillonage..... 28

3.1.2 Eau usée synthétique..... 28

3.1.3 Essais de coagulation-floculation..... 29

3.1.4 Réactifs pour la coagulation..... 30

3.1.5 Étude des boues produites lors des essais de floculation..... 31

3.1.6 Neutralisation..... 31

3.2 Méthode expérimentale..... 31

3.2.1 Coagulants et adjuvants de coagulation..... 34

3.2.2 Méthodes d'analyses..... 34

3.2.3 Étude des boues produites après les essais de floculation..... 35

3.2.4 Neutralisation..... 36

PAGE

CHAPITRE 4 - RÉSULTATS..... 37

4.1 Caractéristiques de l'eau usée synthétique et des eaux usées réelles..... 37

4.2 Dose de coagulants et pH optimaux..... 42

4.3 Essais de floculation-décantation..... 45

4.4 Étude des boues..... 45

4.5 Neutralisation..... 52

4.6 Estimation de la quantité des boues..... 52

4.7 Coût des produits chimiques..... 52

CHAPITRE 5 - DISCUSSIONS..... 58

5.1 Caractéristiques de l'eau usée synthétique et des eaux usées réelles..... 58

5.1.1 Eau usée synthétique..... 58

5.1.2 Échantillons d'eaux usées de l'usine de Sainte-Rose.... 60

5.2 Dose de coagulant optimale et pH optimal pour les eaux usées de l'usine de Laval-Ouest..... 61

5.3 Essais de floculation-décantation..... 63

5.3.1 Effluent du dessableur..... 63

5.3.2 Effluent du décanteur primaire..... 65

5.4 Étude des boues..... 66

5.5 Neutralisation..... 70

PAGE

5.6 Estimation de la quantité de boues..... 72

5.7 Coût des produits chimiques..... 73

CHAPITRE 6 - CONCLUSION..... 74

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES..... 80

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU		PAGE
3.1	Notations pour caractériser la grosseur des flocs.....	33
3.2	Notations pour caractériser la qualité de sédimentation des flocs.....	33
3.3	Méthodes d'analyse en laboratoire.....	35
4.1	Caractéristiques de l'eau usée synthétique et des eaux usées réelles.....	38
4.2	Essais de floculation-décantation avec l'eau usée synthétique et à pH élevé (pH ajusté avec du $Ca(OH)_2$)...	39
4.3	Essais de floculation-décantation avec l'eau usée synthétique et à pH élevé (pH ajusté avec du NaOH,1N....	40
4.4	Essais de floculation-décantation. Pourcentages d'enlèvement de la turbidité, de la couleur et des orthophosphates à différents pH et avec 30,0 mg/L de sulfate d'aluminium comme coagulant.....	41
4.5	Essais de floculation-décantation. pH optimal, dose optimale de coagulant et pourcentages d'enlèvement de la turbidité pour le sulfate d'aluminium, le chlorure ferrique et la chaux (pH élevé) en présence de magnésium.....	43
4.6	Essais de floculation-décantation sur l'effluent du dessableur de Laval-Ouest (Ville de Laval).....	48

TABLEAU **PAGE**

4.7 Essais de floculation-décantation sur l'effluent du dessableur de Laval-Ouest (Ville de Laval):pH ajusté avec du NaOH,1N..... 49

4.8 Essais de floculation-décantation sur l'effluent du décanteur primaire de Laval-Ouest (Ville de Laval)..... 50

4.9 Indices de volume des boues et résultats de l'étude de déshydratation par filtration sous vide des boues produites pendant les essais de floculation-décantation. 53

4.10 Caractérisation de l'eau brute de la rivière de Mille-Iles..... 54

4.11 Production de solides par floculation-décantation..... 56

4.12 Coût de différents produits chimiques pour traiter 1000 m^3/d d'eau..... 57

LISTE DES FIGURES

FIGURE		PAGE
2.1	Schéma du procédé au carbonate de magnésium.....	22
3.1	Floculateur de laboratoire.....	32
4.1	Quantité de chaux pour élever le pH à 11,0 en fonction de l'alcalinité des eaux usées (P1:x=157,0,y=240,0).....	44
4.2	Relation entre la dose de chaux ajoutée et le pH résultant pour les eaux usées de l'usine de Laval-Ouest..	44
4.3	Efficacité d'enlèvement par floculation-décantation sur l'effluent du dessableur de Laval-Ouest.....	46
4.4	Efficacité d'enlèvement par floculation-décantation sur l'effluent du dessableur de Laval-Ouest.....	46
4.5	Efficacité d'enlèvement par floculation-décantation sur l'effluent du décanteur primaire de Laval-Ouest.....	47
4.6	Alcalinité et concentration résiduelle de Ca^{2+} et Mg^{2+} à différents pH après floculation-décantation (avec la chaux).....	47
4.7	Volume des boues (ml/L) en fonction du temps de décantation (min) dans le cône d'Imhoff.....	51
4.8	Neutralisation de 100 ml. d'eau traitée avec l'eau de la rivière de Mille-Iles.....	54
4.9	Neutralisation de 100 ml. d'eau traitée avec l'acide sulfurique (0,02 N).....	55

LISTE DES SYMBOLES

$Al_2(SO_4)_3\ 18\ H_2O$	:	sulfate d'aluminium.
Ca^{2+}	:	ion calcium.
$CaCO_3$	:	carbonate de calcium.
CaO	:	chaux vive.
CO_2	:	gaz carbonique.
$Ca(OH)_2$	:	chaux hydratée.
$CaSO_4$	:	sulfate de calcium.
COT	:	carbone organique total.
DCO	:	demande chimique en oxygène.
DBO	:	demande biochimique en oxygène.
$FeCl_3\ 6H_2O$	:	chlorure ferrique.
G	:	gradient de vitesse.
HCl	:	acide chlorhydrique.
H_2O	:	eau.
H_2SO_4	:	acide sulfurique.
IVB	:	indice de volume des boues.
KH_2PO_4	:	phosphate monobasique potassium
MES	:	matières en suspension.
Mg^{2+}	:	ion magnésium.
$MgCl_2$	:	chlorure de magnésium.
$MgCO_3$	:	carbonate de magnésium.
$MgCO_3\ 3H_2O$	:	carbonate de magnésium trihydraté.

$MgCO_3\ Mg(OH)_2\ 5H_2O$	:	carbonate basique de magnésium.
$Mg(HCO_3)$	:	bicarbonate de magnésium.
$Mg(OH)_2$	:	hydroxyde de magnésium.
MVES	:	matières volatiles en suspension.
N	:	ion azote.
NaOH	:	hydroxyde de sodium.
NH_4Cl	:	chlorure d'ammonium.
P	:	phosphore.
PO_4	:	orthophosphates.
TPM	:	tours par minute.

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

Un traitement tertiaire des eaux usées peut être défini comme étant un traitement permettant l'élimination des polluants non épurés par les procédés biologiques classiques (boues activées, lits bactériens, lagunes aérées, etc.). L'inertie de ces procédés d'épuration les rend peu aptes à assurer le traitement convenable des eaux résiduaires urbaines soumises à des variations importantes de leurs caractéristiques. C'est le cas, notamment, des régions touristiques sujettes à d'importantes fluctuations saisonières de population. En raison de leur souplesse, les procédés physico-chimiques ont pris le relai des stations d'épurations biologiques, ou ont été couplés avec elles.

Pour prévoir les exigences d'un traitement physico-chimique, il est nécessaire de caractériser la qualité et la quantité d'eau à être traitée et de connaître son usage ultérieur. Le traitement physico-chimique d'un effluent secondaire se fait sensiblement comme celui des eaux brutes. La quantité de produits chimiques utilisée n'est pratiquement pas différente. Ce procédé est applicable aux usines biologiques déjà existantes. Par ailleurs, ce même traitement avant un procédé biologique se fait particulièrement dans les cas où l'on cherche à obtenir une réduction des phosphates.

La croissante utilisation de la précipitation chimique pour le traitement d'eaux usées a stimulé la recherche de produits chimiques plus efficaces et moins coûteux. En général, ces études ont été faites avec des coagulants conventionnels tels que l'alun, la chaux ou le chlorure ferrique. Dans plusieurs cas, la coagulation a été efficace pour éliminer les matières en suspension et colloïdales, quoique de grandes quantités de coagulants aient été requises et de forts volumes de boues aient été produits. Le coût de l'évacuation des ces boues sont plutôt élevés pour un traitement chimique conventionnel. Par contre, le magnésium pouvant servir de coagulant, sa présence naturelle dans les eaux à traiter peut réduire le coût total des produits chimiques. L'économie est d'autant plus élevée que le magnésium peut, comme la chaux, être recyclé et réutilisé pour la floculation.

L'objectif général de cette recherche est de confirmer que le magnésium naturellement présent dans l'eau à traiter peut précipiter sous forme d'hydroxyde insoluble [$Mg(OH)_2$] suite à l'addition d'un alcali et agir comme coagulant efficace lors du traitement physico-chimique des eaux usées municipales.

La présente étude comprend les diverses étapes suivantes:

1- Recherche bibliographique (chapitre 2),

2- Choix d'une eau usée synthétique et d'une eau usée réelle pour vérifier l'efficacité d'élimination de matières polluantes,

3.a- Détermination de la dose optimale d'alun et de chlorure ferrique,

3.b- Détermination du pH optimal pour la précipitation du magnésium,

4- Réduction du pH de l'eau résultante, au moins jusqu'à pH 9,0, afin qu'elle puisse être rejetée sans effet négatif dans le milieu récepteur,

5- Évaluation des quantités de boues produites et de leurs propriétés de décantation,

6- Étude des propriétés de déshydratation des boues produites,

7- Estimation des coûts des produits chimiques pour le traitement des eaux étudiées.

CHAPITRE 2

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1 GÉNÉRALITÉS

Les traitements physico-chimiques, souvent les seuls utilisés dans le traitement des eaux potables, font depuis quelques années une rentrée en force pour l'épuration des eaux résiduaires à dominante organique. Ce renouveau de faveur, après un abandon presque total au profit des processus biologiques est certainement dû à la souplesse de ces procédés, à leur adaptation facile, à des débits et à des charges très variables et à leur insensibilité aux matières toxiques (Leentvaar et *al.*,1978).

Les traitements physico-chimiques ont été employés surtout sur des eaux usées résiduaires industrielles, toutefois on les utilise aussi sur des eaux résiduaires urbaines.

Un des traitements physico-chimiques consiste essentiellement en la précipitation chimique de certaines matières polluantes après leur agglomération par coagulation-floculation. Après décantation l'effluent peut subir plusieurs autres traitements de sorte qu'il est possible d'obtenir un très haut niveau d'épuration. Les principaux traitements additionels ou optionnels consistent en la récarbonatation pour abaisser le pH, si la chaux a été utilisée, la filtration et l'adsorption. La chloration est utile pour compléter le traitement sauf

si la chaux est utilisée en quantité suffisante pour augmenter le pH à plus de 10,5 (Leentvaar et *al.*, 1978).

Les produits les plus utilisés pour la coagulation chimique sont les sels d'aluminium et de fer. Il faut toutefois noter que les hydroxydes d'aluminium et de fer sont gélatineux, difficiles à déshydrater et qu'ils ne sont pas facilement récupérés et recyclés (Leentvaar et *al.*, 1978).

Il y a eu plusieurs études (Albretch, 1972, AWWA, 1969, Fulton, 1969) pour récupérer l'alun à partir des boues produites pendant le traitement, mais les résultats ont été peu satisfaisants et les coûts trop élevés.

Par contre, un nouveau traitement connu sous le nom de procédé au carbonate de magnésium (Thompson et *al.*, 1972) permet de réduire les problèmes de disposition des boues. Dans ce procédé, le carbonate de magnésium est utilisé comme coagulant. L'addition d'un lait de chaux à l'eau, hydrolyse le magnésium naturellement présent et le fait précipiter sous forme d'hydroxyde. Cet hydroxyde de magnésium sert à coaguler et à précipiter les particules organiques, le carbonate de calcium et l'apatite, produisant un surnageant exempt de turbidité.

La récarbonatation des boues produites sépare d'une façon sélective le carbonate de calcium du magnésium, ce dernier étant transformé en bicarbonate de magnésium. Le carbonate de calcium est récupéré par filtration sous vide et le filtrat peut être recyclé et réutilisé (Thompson et *al.*, 1972).

De plus, le gâteau contenant du carbonate de calcium et de l'argile peut être facilement manipulé et recyclé en agriculture. Finalement, la chaux peut aussi être recyclée, ce qui fait que le volume des boues à disposer est réduit d'une façon importante (Dubose, 1973_b).

2.2 COAGULATION CHIMIQUE AVEC LE MAGNÉSIUM

La capacité de plusieurs sels de magnésium à servir comme coagulants à été reconnu depuis plusieurs années, mais c'est seulement à partir des années'70 que son efficacité dans le traitement des eaux usées domestiques a été démontrée (Brouzes, 1975, Dubose, 1973_b, Thompson et *al.*, 1972, Vrale, 1978).

Un certain nombre de chercheurs ont signalé des effets bénéfiques prononcés lorsqu'on augmente le pH pour précipiter le magnésium comme un hydroxyde insoluble ou lorsqu'on ajoute des petites quantités de sels de magnésium insolubles (Black et Christman, 1961, Flentje, 1927, Lecompte, 1966, Mulbarger, et *al.*, 1969, Van Vuuren et *al.*, 1967).

Théoriquement, la coagulation avec le magnésium peut s'effectuer par plusieurs mécanismes différents (Judkins et Hornsby, 1978). Un de ces mécanismes est la précipitation de l'hydroxyde de magnésium à partir d'une solution contenant des ions de magnésium. L'hydroxyde de magnésium est un précipité gélatineux qui rassemble les particules colloïdales et les fait précipiter plus vite, améliorant ainsi la clarification de l'effluent. Il y a deux autres mécanismes

grâce auxquels le magnésium favorise la coagulation (Judkins et Hornsby, 1978). Le premier est une interaction chimique spécifique et le deuxième est la compression de la double couche (Judkins et Hornsby, 1978). Ces mécanismes diminuent les charges électriques des particules colloïdales et contribuent ainsi à leurs déstabilisations.

La précipitation de l'hydroxyde de magnésium est le mécanisme préféré parce que ce floc est alourdi de plusieurs fois son poids par les cristaux de $CaCO_3$ provocant ainsi sa rapide décantation. La précipitation étant meilleure à un pH supérieur à 10,7, la chaux est utilisée pour augmenter et maintenir le pH à cette valeur pendant l'agglomération des particules. La précipitation du magnésium a lieu en accord avec l'équation suivante (AWWA, 1973_a, Dubose, 1973_b, Judkins et Hornsby, 1978, Stamberg et *al.*, 1970, Thompson et *al.*, 1972, Vrale, 1978):

$$MgCO_3 + Ca(OH)_2 \text{ -----> } Mg(OH)_2 + CaCO_3$$

La récupération du magnésium à partir de la boue décantée est effectuée en diminuant le pH et en dissolvant l'hydroxyde de magnésium. Pour réduire le pH on solubilise du CO_2 ce qui entraîne la réaction suivante (AWWA, 1973_a, Judkins et Hornsby, 1978, Stamberg et *al.*, 1970):

$$Mg(OH)_2 + 2CO_2 \text{ -----> } Mg(HCO_3)_2$$

Le magnésium solubilisé peut être retourné au procédé de coagulation et précipité par l'addition d'une quantité additionnelle de chaux en accord avec l'équation suivante (Dubose, 1973_b, Judkins et Hornsby, 1978, Thompson et *al.*, 1972):

$$Mg(HCO_3)_2 + 2Ca(OH)_2 \text{ -----> } Mg(OH)_2 + 2CaCO_3 + 2H_2O$$

La récupération et la réutilisation du magnésium précipité sous forme de $Mg(OH)_2$ peuvent être effectuées en le solubilisant sous forme de bicarbonate de magnésium grâce à une récarbonatation des boues sédimentées.

Pour la récupération des produits chimiques, on sépare l'hydroxyde de magnésium des boues décantées par réaction avec le gaz carbonique pour le transformer en bicarbonate de magnésium soluble. Après filtration, le carbonate de calcium restant est calciné dans un four à chaux. Cette opération détruit la matière organique, libère le gaz carbonique et laisse la chaux vive. Ceci est montré dans l'équation suivante (AWWA, 1973a, Thompson et *al.*, 1972):

$$CaCO_3 + \text{chaleur} \text{ -----> } CaO + CO_2$$

Les réactions chimiques de ces procédés sont celles employées pour adoucir les eaux trop dures.

2.3. L'EFFET DU MAGNÉSIUM DANS LA COAGULATION DES EAUX USÉES

2.3.1. Historique

La croissante utilisation de la précipitation chimique a stimulé la recherche de produits chimiques meilleurs et plus économiques pouvant être utilisés dans le traitement physico-chimique des eaux usées et potables.

Flentje (1927) a été le premier chercheur a reconnaître l'effet bénéfique du magnésium naturellement présent dans certaines eaux. L'action de l'hydroxyde de magnésium dans la coagulation et la floculation donnait une eau beaucoup plus claire.

En 1966, Lecompte enregistrait un brevet d'un procédé utilisant le carbonate de magnésium comme coagulant. Il a étudié la précipitation chimique d'un effluent de pâte et papier mais il n'a pas indiqué la possibilité de recycler le magnésium.

Van Vuuren et *al.* (1967), ont décrit le rôle du floc d'hydroxyde de magnésium dans l'adoucissement à la chaux et ils ont trouvé que la structure de ce floc était nécessaire pour adsorber le carbonate de calcium qui très souvent, restait en suspension.

Ces mêmes auteurs ont conclu que la grande concentration de magnésium contenue dans leur effluent (due à l'origine dolomitique de la source d'eau), semblait être un facteur très important dans l'efficacité du procédé de floculation-flotation avec la chaux. Ils ont aussi conclu qu'il pourrait y avoir des avantages à utiliser la chaux dolomitique comme coagulant.

Thompson et *al.* (1972) ont montré que le magnésium, précipité sous forme d'hydroxyde de magnésium, était un coagulant efficace pour l'élimination de la couleur et de la turbidité des eaux naturelles. Ils ont signalé que le carbonate de magnésium était aussi efficace que l'alun dans le procédé de coagulation. De plus, ils ont démontré que ce nouveau système de traitement d'eau (connu sous le nom de procédé Black) était supérieur aux autres méthodes de traitement.

2.3.2 L'hydroxyde de magnésium comme coagulant

Quoique l'hydroxyde de magnésium soit un produit relativement insoluble, sa précipitation n'est complétée qu'à un pH supérieur à 11,0 (Brouzes, 1975).

Buzzell et Sawyer (1967) ont montré que pour obtenir ces niveaux de pH, on doit ajouter de la chaux aux taux de 2,5 fois l'alcalinité (lorsque celle-ci est de l'ordre de 100 mg/L de $CaCO_3$) ou à celui de 1,7 fois l'alcalinité (quand elle atteint 300 mg/L de $CaCO_3$).

La dose de chaux à additionner pour ajuster le pH dépend de l'alcalinité, de la dureté de l'eau, du résidu de phosphore souhaité et du pH à atteindre (Eckenfelder, 1982).

La chaux réagit avec l'alcalinité calcique (précipitation de carbonate de calcium) et avec les orthophosphates (précipitation d'hydroxyapatite). À pH élevé les sels de magnésium, précipitent sous forme d'hydroxyde qui agit comme coagulant. C'est sans doute pour cette

raison que la clarification est meilleure à un pH élevé (Eckenfelder, 1982, Narkis et Rebhun, 1975).

Stamberg et *al.* (1970), ont étudié l'action de la chaux sur des eaux de dureté moyenne (100 à 150 mg/L de $CaCO_3$); ils ont obtenu, à pH 10, des concentrations résiduelles en phosphore soluble inférieures à 0,3 mg/L (en P). La turbidité de l'eau étant cependant trop élevée aussi bien après décantation qu'après filtration sur filtre multi-couche. Pour obtenir une clarification optimale, ils ont indiqué qu'il fallait une action combinée de l'hydroxyde de magnésium qui agit comme coagulant naturel. Les mêmes auteurs ont trouvé que les carbonates de calcium augmentaient la densité du floc, ce qui expliquait les taux élevés de charge massique. Par ailleurs, ils ont amélioré l'efficacité de la clarification quand il y avait entre 5 et 10 mg/L de magnésium.

Des turbidités inférieures à une unité de turbidité Jackson (UTJ) ont été aussi attribuées aux effets bénéfiques de l'hydroxyde de magnésium (Stamberg et *al.*, 1970).

La formation d'hydroxyde de magnésium commence à des pH supérieurs à 9,5 dans n'importe quelle eau contenant des sels de magnésium tel que demontré par les équations suivantes (Brouzes, 1975):

$$Mg(HCO_3)_2 + 2Ca(OH)_2 \text{ -----> } Mg(OH)_2 + 2H_2O + 2CaCO_3$$

$$MgSO_4 + Ca(OH)_2 \text{ -----> } Mg(OH)_2 + CaSO_4$$

$$MgCO_3 + Ca(OH)_2 \text{ -----> } Mg(OH)_2 + CaCO_3$$

La précipitation rapide de l'hydroxyde de magnésium aux pH situés entre 11 et 12 explique la qualité supérieure des effluents obtenus à un pH de 11,5 même si une quantité considérable de phosphore est éliminée en dessous d'un pH de 11,5 (Brouze, 1975). Cependants, des traitements à pH inférieurs sont aussi quelques fois utilisés; il en résulte un pH final au-dessous de 10,5 avec très peu ou sans précipitation de magnésium. Les principaux produits résultant de la précipitation sont, dans ce cas, le carbonate de calcium et l'hydroxyapatite. Apparemment, le carbonate de calcium et l'hydroxyde de magnésium jouent un rôle très important dans le procédé de coagulation-floculation (Leentvaar et Rebhun, 1982). En effet, tous les deux précipitent dans le traitement à la chaux, améliorant l'enlèvement des solides en suspension et du carbone organique total (COT). Ainsi, l'hydroxyde de magnésium est capable de floculer et d'éliminer les fractions de COT qui n'ont pas été enlevées par le carbonate de calcium seul (Leentvaar et Rebhun, 1982).

Il existe un pH où la clarification est optimale. En effet, il a été observé (Berg et Williams, 1970, Bishop et *al.*, 1972), que ce pH a été de 9,5 pour obtenir une bonne clarification lorsqu'on a utilisé des eaux usées brutes et des effluents secondaires avec un rapport dureté/alcalinité élevé (350 mg/L /350 mg/L de $CaCO_3$). Par contre, pour un traitement avec un rapport dureté/alcalinité inférieur (150 mg/L /100 mg/L de $CaCO_3$), il a fallu un pH entre 11,0 et 11,5 pour obtenir une bonne clarification (Albertson et Sherwood, 1969, Buzzell et Sawyer, 1967, O'Farrel et *al.*, 1969, Seiden et Patel, 1969, Stamberg et

al., 1970, Wuhrmann, 1968). Dans plusieurs cas, il a été nécessaire d'utiliser un aide-coagulant tel que des sels de fer ou des polyélectrolytes organiques (O'Farrel et *al.*, 1969; Seiden et Patel, 1969, Wuhrmann, 1968).

Des chercheurs (Environnemental Protection Agency, 1971, Mulbarger et *al.*, 1969, O'Farrell et *al.*, 1969, Schmid et McKinney, 1969) ont conclu que la relation inverse entre le pH optimal de clarification et la dureté/alcalinité est le résultat de la variation dans la production de $CaCO_3$ et $Mg(OH)_2$.

Pour un pH donné, la production de précipités de $CaCO_3$ et de $Mg(OH)_2$ sera plus grande à mesure que le rapport dureté/alcalinité augmente (Minton et Carlson, 1973). Le rôle du $CaCO_3$ est d'augmenter la densité de la suspension et, de ce fait, d'accroître le nombre de collisions entre les particules (Minton et Carlson, 1973). L'hydroxyde de magnésium, par contre, sert comme un aide coagulante (Black et Christman, 1961, Seiden et Patel, 1969, Van Vuuren et *al.*, 1967). De ce fait, quand la quantité de carbonate de calcium et d'hydroxyde de magnésium augmente, le pH pour lequel on obtient une clarification satisfaisante, décroît (Minton et Carlson, 1973).

Les charges négatives portées par les flocs de $CaCO_3$ sont neutralisées par les charges positives des flocs de $Mg(OH)_2$. Le floc lourd résultant précipite rapidement (Brouzes, 1975).

En ce qui concerne la coagulation à pH élevé, Gray (1981) mentionne que les meilleurs résultats de l'ensemble coagulation-

précipitation du phosphore sont obtenus à des pH supérieurs à 11,3 soit ceux correspondant à la précipitation de l'hydroxyde de magnésium. Avec une eau contenant de 9 à 10 mg de phosphore par litre, il a pu atteindre 90% d'enlevement de phosphore.

En 1975, Brouzes a effectué une étude sur un procédé d'épuration des eaux usées municipales reposant sur une addition de chaux. Il a étudié l'addition de sels de magnésium et/ou de fer pour savoir si l'élimination du phosphore pouvait être accrue. Ses résultats ont montré que le magnésium à pH 11,5 n'avait pas d'éffet positif appréciable dans les régions où l'eau était dure et avait une teneur en magnésium supérieure à 10 mg/L. Dans les eaux où cette teneur était plus faible (<5 mg/L), l'addition de magnésium a eu pour effet d'améliorer la qualité générale de l'effluent mais non pas d'accroîte l'élimination du phosphore.

Par conséquent, Brouzes a surveillé toutes les caractéristiques de l'effluent afin de déterminer l'action du traitement à la chaux, avec ou sans magnésium complémentaire, sur l'élimination des impuretés. De façon générale, l'addition de chaux à pH de 10,0 a permis l'élimination de la plupart des phosphates mais a donné un effluent de qualité inférieure en ce qui a trait aux autres caractéristiques étudiées. À pH 11,0 et 11,5, l'addition de chaux a donné des effluents d'une qualité hautement améliorée. À pH 11,5, les phosphates et la turbidité ont été réduits de 98 %; la réduction de la DBO et de la DCO a été en moyenne de 74 et de 67 % respectivement et celle des matières en suspension de 80 %. Aux conditions optimales la qualité de cet effluent

était donc suffisante pour en permettre le déversement dans la plupart des milieux récepteurs canadiens.

2.3.3 Boues d'hydroxyde de magnésium

Contrairement à une idée fort répandue, la boue de chaux contenant du $Mg(OH)_2$ est facile à déshydrater principalement par filtration sous vide (Brouzes, 1975).

Mulbarger et *al.*, (1969), ont étudié des boues recalcinées et recyclées et présume qu'une grande quantité d'hydroxyde de magnésium empêcherait que les boues s'épaississent bien. Au contraire les résultats expérimentaux de Albertson et Sherwood, (1969), Black et Lewandowsky, (1969), Lecompte, (1966), O'Farrell et *al.*, (1969), Stamberg et *al.*, (1970) et Thompson et *al.*,(1972), indiquent une amélioration de la sédimentation et de la déshydratation.

Brouzes (1975) mentionne que les boues contenant de la chaux à pH élevé sont très stables, facilement déshydratées, exemptes de bactéries pathogènes, de virus, d'odeurs et de parasites et peuvent être épandues sur les terres agricoles avec un minimum de risques pour la santé. La boue de chaux est idéale pour la neutralisation des sols acides ou des pluies acides et peut être considérée comme une source de remplacement des matières nutritives pour les terres agricoles et forestières (Brouzes, 1975).

Hawkins et *al.* (1974) ont mentionné que les boues de chaux produites lors du traitement d'adoucissement sont plus facilement déshydratées que les boues d'alun et généralement elles sont

déshydratées à des concentrations de solides plus élevées. La filtration sous vide a été utilisée pour traiter ces boues à échelle pilote (AWWA, 1969). Les résultats ont montré, que l'épaississement des boues de chaux qui ont une teneur basse en magnésium peuvent être filtrées sans problème.

Ces mêmes auteurs ont aussi montré que le niveau de dureté magnésienne avait un effet marqué sur la filtrabilité des boues provenant de l'adoucissement à la chaux. Ils ont conclu que les boues avec une haute teneur en magnésium étaient plus difficiles à déshydrater que les boues avec une concentration inférieure.

De plus, Vesilind (1979) mentionne que dans les zones où le pH est supérieur à 11,0, les propriétés de sédimentation et de déshydratation des boues de chaux dépendent d'une façon marquée de la teneur en magnésium. Il a également mentionné que la filtration des boues devient très difficile si la résistance spécifique excède 10^{12} m/kg environ. Vesilind fait remarquer par la suite qu'une concentration de l'ion magnésium supérieure à 25 mg/L pourrait rendre difficile la filtration des boues de chaux.

Selon Eckenfelder (1982), la boue produite lors de la coagulation avec la chaux représente environ 1% du volume de l'eau résiduelle traitée.

La récupération des produits chimiques contenus dans la boue est réalisable dans certains cas, surtout lorsque la chaux est utilisée. Ainsi, selon Boisvert (1969), l'utilisation de la chaux comme aide-coagulant semble être plus populaire et plus favorable dans le

traitement physico-chimique que l'alun, car la chaux peut être facilement réutilisée (13 fois en moyenne).

2.3.4 Différentes applications de la coagulation avec le magnésium

Plusieurs auteurs ont fait des recherches pour évaluer l'éfficacité du magnésium utilisé comme coagulant dans le traitement physico-chimique des eaux usées urbaines et industrielles ainsi que des eaux potables.

Folkman et Wachs, (1973) et Morgan (1980) ont étudié l'enlèvement des algues des effluents de lagunes aérobies. Dans ce traitement, la chaux a été utilisée pour augmenter le pH et ils ont démontré que la précipitation du $Mg(OH)_2$ a été responsable de la floculation des algues.

Dubose (1973_b) a étudié des eaux usées municipales en laboratoire et en station pilote. Il a examiné quatre différentes eaux usées avec des valeurs de DCO variant de 200 à 1500 mg/L. Il a démontré qu'il était possible d'obtenir avec du bicarbonate de magnésium recyclé et de la chaux des rendements entre 10 et 30% plus élevés pour l'enlèvement de la DCO que dans le cas où la chaux seule était utilisée. Il a aussi obtenu une plus grande réduction (entre 50 et 80%) des phosphates, des matières en suspension et de la couleur.

Dubose a aussi demontré que la supériorité de la coagulation avec du magnésium sur celle avec la chaux seule était plus prononcée quand la concentration de la charge organique de l'eau usée augmentait.

Un procédé combinant l'eau de mer avec la chaux a été utilisé par la Nova Scotia Research Foundation (Sullivan et Rapson, 1975). Les flocs formés d'hydroxyde de magnésium provenant de l'eau de mer ont agit comme principal coagulant. Ces expériences ont montré que l'enlèvement de la couleur d'un effluent de pâte et papier atteignait 80% lorsqu'on ajoutait 5% d'eau de mer et 250 mg/l de CaO.

Vrale (1978) suggère aussi d'utiliser l'eau de mer comme source de magnésium ainsi qu'un traitement électrolytique de façon à obtenir un pH élevé.

Vrale (1978) a effectué des expériences en laboratoire et à échelle réelle, en utilisant une précipitation chimique avec la chaux et en additionnant de petites quantités d'eau de mer (entre 1% et 2%). Il a observé qu'une addition d'eau de mer entraîne une amélioration de l'élimination du phosphore et une diminution de la quantité de chaux requise pour faire précipiter le $Mg(OH)_2$. Vrale considère que ces résultats sont dus à l'addition du magnésium à l'eau usée. En effet, cet auteur mentionne que lorsque la teneur en magnésium dans les eaux usées augmente, la valeur du pH nécessaire à la précipitation de la couleur et la turbidité avec l'hydroxyde de magnésium est réduite.

Rush et *al.*, (1976) ont utilisé une coagulation avec le magnésium pour traiter l'effluent d'une usine de textiles Kimberly-Clark à Huntsville, Ontario. Le système comprend la clarification, la récarbonatation et la filtration mais il n'y pas de récupération du magnésium ou de la chaux parce que l'eau contenait déjà une faible teneur de ces éléments (c.-à-d. entre 10 et 15 mg/L de Mg^{2+} et 100 mg/L

de $Ca(OH)_2$). L'efficacité dans la réduction des matières en suspension et de la couleur permettent de réutiliser entre 80 et 100% de l'eau de l'usine. On n'a pas rencontré de problèmes dans l'exploitation de ce procédé.

Black et Thompson (1975) ont trouvé que la réduction de la couleur était de 90% et celle de la DCO de 72% avec des dosages de chaux d'environ 300 mg/L (comme CaO) et entre 60 à 90 mg/L de Mg^{2+}. Ils ont obtenu ces rendements à partir d'un effluent provenant d'une usine de pâte et papier Kraft contenant initialement 530 mg/L de couleur et 592 mg/L de DCO.

Les études effectuées par la société Domtar (Vincent, 1974), ont montré que l'addition de chaux et de magnésium à un effluent de pâte et papier Kraft traité biologiquement permettait d'obtenir 90% d'enlèvement de la couleur et entre 76 et 80 % d'enlèvement de la DCO avec 1000 mg/L de CaO ou avec 500 mg/L de CaO plus 30 à 60 mg/L de Mg^{2+}. Il y avait moins de boue dans le dernier cas.

Roth (1977) a montré que le pH optimal pour la clarification était entre 11,3 et 11,5 pour un procédé d'épuration reposant sur une addition de chaux à l'effluent d'une lagune aérobie. Il a conclu que la présence d'une teneur suffisante d'ions magnésium améliorait la clarification ainsi que les caractéristiques des boues.

Judkins et Hornsky (1978) ont trouvé que pour une grande variété d'eaux synthétiques colorées et d'eaux usées provenant d'usines textiles, l'enlèvement de la couleur pouvait être beaucoup plus élevé avec une combinaison de $MgCO_3$ et $Ca(OH)_2$ qu'avec la chaux seule.

Les expériences effectuées par Leentvaar et Rebhun (1982) en Israël sur des eaux usées brutes ont montré qu'il y avait une relation entre la quantité de COT enlevée et la quantité d'hydroxyde de magnésium formée. Cette relation pouvait être exprimée en terme d'une isotherme d'adsorption. Les essais de coagulation-floculation de l'eau usée avec la chaux comme coagulant ont montré qu'environ 16% du COT qui pouvait être enlevé était éliminé grâce à la présence d'hydroxyde de magnésium.

Idelovitch et Wachs (1982) ont éffectué des essais en laboratoire avec une boue de chaux et d'algues mélangée à un effluent contenant une faible teneur en magnésium (10-25 mg/L). Ils ont démontré que dans un procédé avec la chaux à pH élevé le magnésium pouvait être réutilisé, en recirculant une partie de la boue. Au pH de 9, obtenu en mélangeant les boues avec l'effluent, ils supposaient qu'une partie des $Mg(OH)_2$ était solubilisée sous forme de $MgCO_3$ et $Mg(HCO_3)_2$. Après la dissolution du magnésium la boue est déshydratée par centrifugation continue, après addition d'un polyélectrolyte. Il en résulte un "gâteau" riche en magnésium. La boue est considérablement déshydratée et le gâteau contenant le magnésium dissous peut être recyclé au traitement à la chaux, sans aucun danger d'accumulation de matériaux indésirables.

Ces auteurs ont trouvé que les résultats de la clarification obtenus lorsqu'une partie de la boue est recirculée, sont similaires à ceux obtenus avec du $MgCl_2$ ou à ceux obtenus avec du magnésium recirculé au moyen du CO_2, mais la consommation de la chaux était moindre

étant donné qu'une partie de l'alcalinité de l'effluent était accrue dans le processus de dissolution du magnésium.

L'évaluation économique du procédé réalisée par Idelovitch et Wachs (1982) montre que cette nouvelle configuration du procédé avec la chaux à pH élevé facilite la disposition des boues, élimine les besoins d'addition externe de magnésium et réduit considérablement le coût du procédé.

Des expériences en laboratoire ont été effectuées par Panswad et Wongchaisuwan (1986) sur des eaux usées synthétiques contenant 300 mg/dm^3 d'un colorant rouge 519. Ils ont trouvé que la réduction efficace de la couleur était le résultat de l'utilisation d'un alcali basique de carbonate de magnésium. Ceci était dû à la capacité accrue d'adsorption qu'ont les flocs de $Mg(OH)_2$ et $CaCO_3$ lorsqu'ils sont ensemble.

2.4 RECYCLAGE DU MAGNÉSIUM ET DE LA CHAUX DANS LE PROCÉCÉ AU CARBONATE DE MGGNÉSIUM

La coagulation avec du magnésium est basée sur le procédé nommé " Procédé au carbonate de magnésium ($MgCO_3$)". Il a été développé aux États-Unis (Thompson et *al.*, 1972) pour le traitement de l'eau potable. La coagulation au magnésium a l'avantage d'éliminer plusieurs problèmes de disposition des boues qui sont inhérents aux autres procédés de traitement chimique.

Le schéma du procédé est montré à la figure 2.1. Le procédé est une modification relativement simple d'un procédé pour

l'adoucissement de l'eau (Rush et *al.*, 1976). Il dépend principalement des caractéristiques de solubilité du $Mg(OH)_2$ (c-à-d au-dessous de pH 10,3 il n'y a pas précipitation du magnésium et au-dessus de 11,3 tout le magnésium précipite).

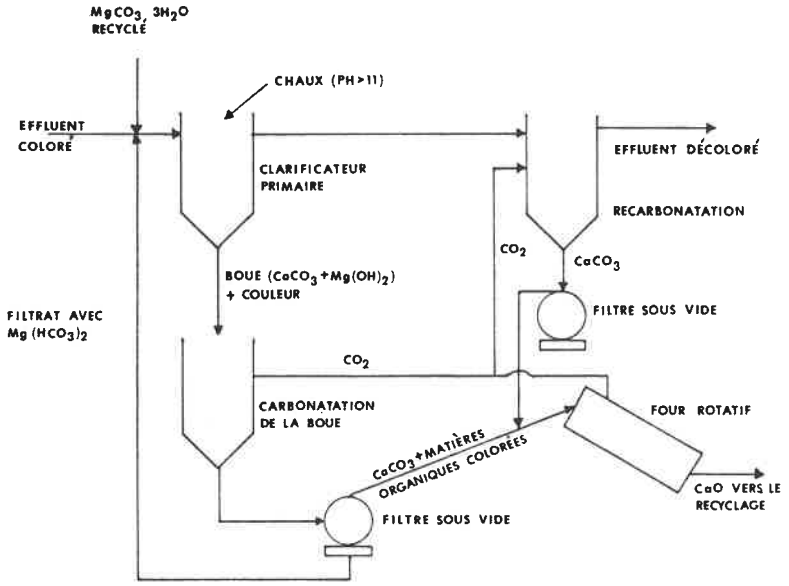

Figure 2.1 - Schéma du procédé au carbonate de magnésium. (d'après Thompson et *al.*, 1972).

Une discussion sur la théorie de la coagulation au magnésium a été présentée par Thompson et *al.*,(1972). En résumé, le procédé comporte une addition d'ions magnésium solubles (Mg^{2+}) à l'effluent à être traité, suivi d'une addition de chaux pour augmenter le pH au-dessus de 11,0. Ainsi l'hydroxyde de magnésium [$Mg(OH)_2$] précipite comme coagulant primaire. En faisant réagir la boue générée [$CaCO_3$ + $Mg(OH)_2$ + impuretés] avec le gaz carbonique (CO_2), on fait descendre le pH de

11,0 à approximativement 7,5. Théoriquement il y aura une dissolution complète du $Mg(OH)_2$ qui se transforme en $Mg(HCO_3)_2$, tandis que très peu de $CaCO_3$ serait dissous dans le temps alloué à la récarbonatation.

Après la sédimentation et la filtration, le surnageant carbonaté contenant le $Mg(HCO_3)_2$ soluble est récupéré pour être réutilisé, pendant que la boue finale (principalement $CaCO_3$ + impuretés) sera calcinée dans un four à chaux avec la boue de $CaCO_3$ provenant de l'effluent du recarbonateur. Ainsi, théoriquement tous les composants de ce système pourront être récupérés et réutilisés.

Quoique développé originalement pour le traitement de l'eau potable, l'énorme potentiel du carbonate de magnésium recyclé est évident dans plusieurs domaines du traitement des eaux usées.

Pour chaque tonne de chaux utilisée, de 1,3 à 1,4 tonnes sont récupérées. Cet excès est dérivé du carbonate de calcium contenu dans l'eau usée (Dubose, 1973_b). La pureté du magnésium récupéré est supérieure à 99,5% (AWWA,1973_a).

Même si le procédé est un système qui permet la récupération et la réutilisation du magnésium, de petites quantités doivent être ajoutées aux eaux à faible teneur en magnésium. L'économie dicte généralement le choix de produits chimiques employés. Le carbonate basique de magnésium ($4MgCO_3$ $Mg(OH)_2$ $5H_2O$, a été utilisé dans plusieurs cas, mais il est un peu cher et relativement insoluble. La chaux dolomitique est une source qui contient une grande quantité de magnésium et elle a été utilisée couramment à échelle pilote (Black et Thompson, 1975). Le carbonate de magnésium trihydraté($MgCO_3$ $3H_2O$) pourrait être

utilisé comme coagulant, mais il n'est pas disponible commercialement. Si nécessaire, ce produit pourrait être récupéré des boues produites lors du traitement de l'eau des usines d'adoucissement traitant des eaux avec une grande quantité de magnésium (Thompson et *al.*, 1972).

Ce procédé ne peut pas être utilisé avec l'alun ou les sels de fer en raison de l'impossibilité de séparer l'argile (provenant d'une eau de grande turbidité) du carbonate de calcium. Cependant, l'hydroxyde de magnésium est facilement séparé de l'argile en le solubilisant avec du gaz carbonique (Black et *al.*, 1971).

Un procédé semblable a été développé en Israël par Idelovitch et *al.*,(1980). La principale différence réside dans le fait que le magnésium est séparé en faisant barbotter du gaz carbonique dans les boues de chaux. Par la suite, il y a une séparation des boues par centrifugation continue puis une addition de polyélectrolytes pour faire la séparation solides/liquides et récupérer le magnésium.

2.5 AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DU TRAITEMENT DES EAUX USÉES ET POTABLES AVEC DU MAGNÉSIUM

2.5.1 Avantages

L'utilisation de la coagulation au magnésium offre les avantages suivants (Thompson et. *al.*, 1972):

1. Dans les eaux douces de surface, le procédé augmente l'alcalinité de l'eau traitée, ce qui rend l'eau plus facile à stabiliser en vue du contrôle de la corrosion. Au contraire, lorsque l'alun est uti-

lisé comme coagulant sur les eaux douces de surface, l'alcalinité est consommée et l'eau traitée est fréquemment plus difficile à stabiliser.

2. Les eaux avec une haute teneur en dureté carbonatée sont adoucies par l'addition de chaux.
3. Le pH élevé requis pour la précipitation du $Mg(OH)_2$, est une condition qui permet la désinfection et peut éliminer les besoins d'une pré-chloration dans beaucoup d'usines.
4. Le pH élevé permet la quasi-élimination du fer et du manganèse quand ils sont présents dans l'eau brute.
5. Les problèmes de disposition des boues peuvent être réduits d'une façon importante (surtout si la calcination de la chaux est réalisée).
6. Tout les produits chimiques utilisés lors du traitement peuvent être recyclés, ce qui fait que les besoins en produits chimiques soient moindres (la chaux, le bicarbonate de magnésium et le gaz carbonique).
7. L'amélioration de la sédimentation des flocs, augmente la capacité de beaucoup d'usines existantes.
8. La simplicité d'exploitation et de contrôle.
9. Les coûts sont réduits quand le traitement des boues et leur disposition sont considérés.
10. Il y a moins de rejets de polluants dans les cours d'eau que dans le cas de l'utilisation de l'alun.
11. En utilisant le procédé au carbonate de magnésium sur une eau très

dure et avec une grande turbidité, l'argile est le seul matériel qui pourrait être disposé comme engrais agricole.

12. Étant donné que très souvent le magnésium contenu dans les eaux naturelles est présent sous forme non-carbonatée, l'élimination du magnésium sous forme de $Mg(OH)_2$ par l'addition de la chaux ne diminuera pas la dureté totale de l'eau stabilisée; il n'y aura qu'une substitution de la dureté magnésienne par la dureté calcique. Ceci peut être avantageux dans les cas des eaux avec une haute teneur en magnésium où la formation de dépôts de silicates de magnésium dans les bouilloires d'eau chaude sont un problème.
13. Le carbonate de magnésium hydrolysé avec la chaux s'est montré plus efficace que l'alun pour éliminer la couleur organique et la turbidité (AWWA, 1973_a).
14. Les boues produites à partir du procédé au carbonate de magnésium sont plus simples à manipuler (Rush et *al.*, 1976).

2.5.2 Inconvénients

1. L'utilisation des sels de magnésium n'est souvent pas prise en considération pour des raisons économiques. En effet, le chlorure et le sulfate de magnésium coûtent plus par unité de poids que l'alun et leur utilisation, avec la chaux, peut augmenter la dureté non carbonatée de l'eau traitée. (AWWA, 1973_b).
2. Le carbonate de magnésium trihydraté ($MgCO_3$ $3H_2O$) n'est pas facilement disponible parce qu'il n'a pas d'utilité commerciale.

3. Le carbonate basique ($4MgCO_3\ Mg(OH)_2\ 5H_2O$) est facilement disponible, parce qu'il a beaucoup d'utilités commerciales. Il coûte entre 28 et 30 cents/lb (13-14 cents/kg) mais il n'est pas un coagulant à cause de sa faible solubilité et de sa densité volumétrique.
4. Si les ions de magnésium ne sont pas présents dans les cours d'eau, il faut en ajouter et le coût du traitement augmentera.
5. L'hydroxyde de magnésium est gélatineux et difficile à déshydrater. Il pourrait donc compromettre le traitement des boues (Eckenfelder, 1982; Idelovitch et Wachs, 1982).
6. Selon Taylor et *al.*, (1984) le procédé au carbonate de magnésium ne devrait pas être utilisé pour le traitement des eaux potables provenant d'une source d'eau très colorée. En effet, ces chercheurs ont démontré que la coagulation chimique utilisant le $MgCO_3$ comme coagulant, ne pouvait pas éliminer d'une façon efficace la teneur en trihalométhanes contenue dans les eaux qu'ils ont étudiées.

CHAPITRE 3

MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1.1 Échantillonage

Les échantillons d'eau usée furent prélevés au cours de l'été 1988. Ils proviennent de l'effluent du décanteur primaire dans le cas de l'usine de Sainte-Rose (Ville de Laval) et des effluents du dessableur et du décanteur primaire dans le cas de l'usine de Laval-Ouest (Ville de Laval).

La quantité d'eau prélevée était de 20 litres. En tout, il y a eu cinq prélèvements pour chaque cas étudié. Ces échantillons furent conservés au froid (4°C) après avoir été analysés afin de connaître leurs caractéristiques. Ils ont été ramenés à la température ambiante (≈20°C) du laboratoire avant toute autre manipulation.

3.1.2 Eau usée synthétique

Un produit diététique appelé Nutra-Force (Durocher, 1986), a été sélectionné comme substrat synthétique en vue de simuler les eaux usées domestiques. L'eau usée synthétique proposée a une DBO_5 approximative de 110 mg/L et le rapport DBO_5:N:P est de 100:5:1.

Comme il a été mentionné par Durocher (1986) , le Nutra-Force présente une carence d'azote et de phosphore. Il est donc nécessaire,

pour obtenir le rapport DBO_5:N:P souhaité, d'ajouter des composés chimiques. Pour augmenter la quantité d'azote, du chlorure d'ammonium (NH_4Cl) a été utilisé, tandis que pour corriger la carence en phosphore, le phosphate monobasique de potassium (KH_2PO_4) a été choisi.

La quantité requise de chaque produit est calculée à partir des relations développées par Durocher (1986) dans sa recherche. En résumé, l'eau usée synthétique utilisée avait les caractéristiques suivantes:

DBO_5= 110 mg/L avec un rapport DBO_5:N:P de 100:5:1

[Nutra-Force]= 205 mg/L

[NH_4Cl]= 1,2 mg/L

[KH_2PO_4]= 1,6 mg/L

3.1.3 Essais de coagulation-floculation

Les essais en laboratoire ont été réalisés dans un floculateur de laboratoire modifié pour utiliser des cônes d'Imhoff au lieu des béchers d'un litre (Vrale, 1978). Les gradients de vitesse dans les cônes ont été déterminés à partir de la formule proposée par Camp et Stein (1970).

L'addition des coagulants s'est toujours faite sous forme liquide après l'ajustement du pH. Pendant l'agitation rapide de deux minutes, la valeur du gradient de vitesse est approximativement 215 s^{-1} (100TPM). Durant la première des dix minutes que dure l'agitation lente subséquente, un polyélectrolyte est ajouté: le gradient de vitesse est

alors de 35 s^{-1} (30TPM). Finalement, la suspension est décantée pendant 30 minutes et des échantillons sont prélevés à mi-hauteur du cône.

Dans l'eau brute, l'eau usée synthétique et l'eau traitée, les paramètres suivants ont été déterminés: le pH, la turbidité, la DCO, les MES, les MVES, les orthophosphates, la couleur, Mg^{2+}, Ca^{2+}, l'alcalinité et le niveau de l'interface des boues. Le temps d'apparition, la grosseur et les caractéristiques de décantation des flocs ont également été notés.

Nous basant sur la qualité du floc et la facilité avec laquelle il décante ainsi qu'en fonction de l'enlèvement de la turbidité, nous avons choisi le pH et la dose optimale de chaque coagulant étudié.

3.1.4 Réactifs pour la coagulation

Pour l'eau usée synthétique, la chaux hydratée [$Ca(OH)_2$] et la soude caustique (NaOH, 1N) ont été utilisées pour augmenter le pH et précipiter l'hydroxyde du magnésium déjà présent.

Dans le cas des eaux usées provenant des usines d'épuration, trois coagulants ont été utilisés: le sulfate d'aluminium [$Al_2(SO_4)_3$ 18 H_2], le chlorure ferrique ($FeCl_3$ $6H_2O$) et les sels de magnésium naturellement présents. Le polyélectrolyte ajouté au début de l'agitation lente fut le Superfloc 127.

3.1.5 Étude des boues produites lors des essais de floculation

Les déterminations suivantes ont été effectuées sur les boues produites avec la dose optimale de chaque coagulant: les propriétés de décantation des boues dans les cônes d'Imhoff, l'indice de volume des boues (IVB) et la déshydratation par filtration sous vide.

3.1.6 Neutralisation

Puisque les hydroxydes de magnésium se produisent à pH élevé, la neutralisation de l'eau résultant des essais de floculation a été faite par dilution, en utilisant l'eau brute de la rivière de Mille-Iles ou par addition d'acide sulfurique (H_2SO_4, 0,02 N). L'échantillon d'eau de la rivière fut prélevé à la fin de l'été 1988.

3.2 MÉTHODE EXPÉRIMENTALE

Afin de mesurer plus facilement le volume de boues produites après les essais de floculation, une version modifiée du floculateur de laboratoire a été conçu selon les plans de Vrale (1978). Le schéma du floculateur est présenté sur la figure 3.1.

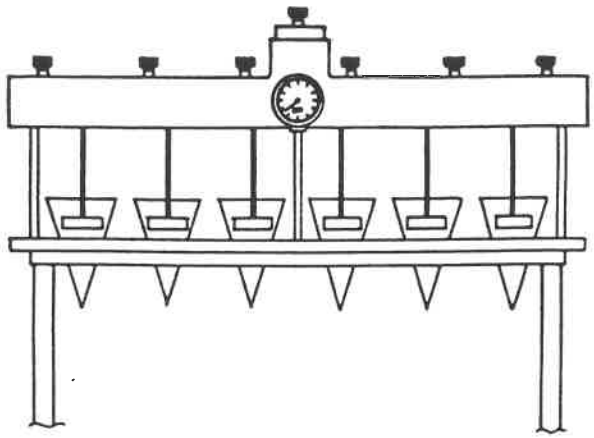

Figure 3.1 - Floculateur de laboratoire.

Pour que les divers essais soient comparables, il faut que les conditions de mélange soient identiques. Ainsi, un échantillon d'un litre est placé dans un cône d'Imhoff et après avoir ajusté son pH (avec HCl ou $Ca(OH)_2$), on suit la procédure de coagulation-floculation décrite au paragraphe 3.1.3. Pour l'échantillon suivant la procédure est la même, sauf qu'elle ne commence qu'après la fin de l'agitation lente dans le cône précédent.

Pour déterminer les conditions optimales d'opération, différentes doses de coagulants et plusieurs pH furent étudiés. Les résultats sont présentés au prochain chapitre.

Les abréviations utilisées pour caractériser la grosseur et la qualité de décantation des flocs sont présentées aux tableaux 3.1 et 3.2 (Boisvert, 1969):

Tableau 3.1 - Notations pour caractériser la grosseur des flocs.

OBSERVATION	DIMENSION DES FLOCS (mm)	NOTATION
très gros	> 6,35	tg
gros	1,2 à 2,4	g
moyen	0,8 à 1,2	m
fin	0,4 à 0,8	f
très fin	< 0,4	tf

Tableau 3.2 - Notations pour caractériser la qualité de sédimentation des flocs.

OBSERVATION	MINUTES POUR 10 CM. DE CHUTE	NOTATION
très bonne	< 2	TB
assez bonne	2 à 4	AB
bonne	4 à 7	B
moyenne	7 à 15	M
nulle	> 15	O

3.2.1 Coagulants et adjuvants de coagulation

Le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique sont ajoutés à chaque cône sous forme de solutions préparées à partir d'une solution mère de 10 g/L; ainsi pour une concentration de 30 mg/L de sulfate d'aluminium, 3,0 ml de solution sont ajoutés au cône d'Imhoff.

En ce qui concerne la chaux hydratée, elle a été additionnée sous forme de lait de chaux préparé avec un petit volume d'eau brute.

Le polyélectrolyte Superfloc 127 fut aussi ajouté sous forme liquide au taux de 1,0 mg/L.

3.2.2 Méthodes d'analyses

Le tableau 3.3 résume les méthodes d'analyses et l'équipement utilisé.

L'alcalinité, la demande chimique en oxygène (DCO), les matières en suspension(MES) et les matières volatiles en suspension (MVES) sont déterminées conformément aux méthodes standards (APHA,AWWA,WPCF,1985). La mesure de la couleur vraie fut effectuée avec un comparimètre Aquatester-Hellige et la procédure suivie est la suivante (Béron et Brière,1986):

Après avoir clarifié l'eau traitée par centrifugation, les deux tubes du comparimètre sont remplis, celui de gauche avec de l'eau distillée et l'autre avec l'échantillon sous observation. Une fois l'appareil allumé, on tourne le disque de couleur jusquâ ce qu'on voie la même couleur à gauche comme à droite dans l'oculaire. Finalement, on

lit le degré de couleur sur le disque et on mesure le pH de l'échantillon à l'aide d'un pH mètre.

Tableau 3.3 - Méthodes d'analyse en laboratoire

VARIABLES	MATERIAL	METHODE
pH	pH-mètre Orion Research Co., Modèle 701 A	Par électrodes (Standard méthods, no.423)
Turbidité	Turbidimètre Hach Modèle 2001	Néphélémétrique (Standard méthods, no.214A)
Orthophosphates	Spectrophotomètre Bauch and Lomb	à l'acide ascorbique (Standard méthods, no.424.F)
Ca^{2+} et Mg^{2+}	Spectrophotomètre d'absorption atomique, Perkin-Elmer Modèle 403	Absorption Atomique (Standard méthods, nos.311.A et 318.A)

3.2.3 Étude des boues produites après les essais de floculation

L'étude de décantation des boues a été faite en mesurant le volume de boues décantées toutes les cinq minutes pendant une heure. Après avoir déterminé ces volumes de boues, nous procédions à la récupération des boues pour en mesurer la concentration et en déterminer l'indice de volume des boues (APHA,AWWA,WPCF,1985).

Pour l'étude de la déshydratation sous vide, un volume de 100 ml de boue concentrée fut utilisé. La procédure suivie fut celle proposée par Degrémont (1978).

3.2.4 Neutralisation

Afin d'abaisser le pH de l'eau décantée pour la rendre acceptable dans le milieu récepteur, une dilution avec de l'eau de la rivière des Mille-Iles ou une neutralisation avec l'acide sulfurique (H_2SO_4, 0,02 N) a été effectuée (comme les eaux de rivière du Québec sont plutôt acides qu'alcalines, nous avons voulu estimer le pouvoir neutralisant des eaux de la rivière des Mille-Iles).

La procédure suivie est la suivante: après avoir mesuré le pH d'un volume de 100 ml d'eau traitée, on verse un volume constant d'eau de rivière (50 ml) ou d'acide sulfurique dilué (0,5 ml). Le changement de pH est mesuré en continu jusqu'à l'obtention d'un pH de 9,5.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS

4.1 CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU USÉE SYNTHÉTIQUE ET DES EAUX USÉES RÉELLES

Les caractéristiques de l'eau usée synthétique et des eaux usées brutes analysées au cours de cette recherche sont présentées au tableau 4.1. Les valeurs au tableau représentent les résultats moyens des cinq analyses de chacune des eaux.

Tous les essais de coagulation-floculation, l'étude de décantation, l'étude de déshydratation de la boue et celle de la neutralisation de l'eau traitée ont été faits en duplicata. Les valeurs présentées sont les résultats de leurs moyennes.

Les tableaux 4.2 et 4.3 donnent les résultats des essais de coagulation-floculation avec l'eau usée synthétique. Dans le premier tableau le pH est ajusté avec la chaux hydratée tandis que dans le deuxième la soude caustique est utilisée.

Le tableau 4.4 présente les pourcentages d'enlèvement de la turbidité, de la couleur et des orthophosphates par un traitement de coagulation-floculation des eaux usées provenant de l'usine de Saint-Rose.

TABLEAU 4.1 - Caractéristiques de l'eau usée synthétique et des eaux usées brutes (moyenne de cinq échantillons).

SOURCE	pH	Turbidité UTN	Couleur UCV	DCO mg/L	MES mg/L	MVES mg/L	(5) ---	(6) ---	Mg^{2+} mg/L	Ca^{2+} mg/L	(7) ---
(1)	7,9 ±0,06	40,0 ± 0,0	70,0 ± 0,0	196,9 ±14,0	28,0 ± 3,0	----	1,15 ± 0,0	149,0 ±13,0	8,1 ±0,0	45,0 ±0,0	96,0 ±3,0
(2)	7,02 ±0,12	41,4 ±18,0	20,0 ± 3,5	----	----	-----	0,91 ± 0,4	247,8 ± 6,0	----	----	186,4 ±11,0
(3)	7,27 ±0,03	47,7 ± 5,7	20,0 ± 0,0	172,1 ±14,3	127,0 ± 3,6	102,3 ± 8,1	1,75 ± 0,1	205,0 ±20,2	11,4 ± 0,2	63,3 ± 8,0	157,3 ±12,0
(4)	7,15 ±0,16	13,9 ± 9,0	15,0 ± 2,5	75,5 ±44,0	31,0 ± 8,0	23,2 ± 9,3	0,88 ± 0,8	179,6 ±17,0	11,8 ± 0,9	52,4 ± 6,8	148,0 ±13,0

(1) Eau usée synthétique (Nutra-Force).

(2) Eau usée de Sainte-Rose (effluent du décanteur primaire).

(3) Eau usée de Laval-Ouest (effluent du dessableur).

(4) Eau usée de Laval-Ouest (effluent du décanteur primaire).

(5) Orthophosphates (mg/L de PO_4-P).

(6) Dureté totale (mg/L de $CaCO_3$).

(7) Alcalinité (mg/L de $CaCO_3$).

TABLEAU 4.2 - Essai de floculation-décantation avec l'eau usée synthétique et à pH élevé (pH ajusté avec du $Ca(OH)_2$).

BECHER No.	DOSE CHAUX mg/L	(1)	FLOC	(2)	pH	(3)	(4)	DCO mg/L	MES mg/L	(5)	(6)	(7)	(8)	Mg^{2+} mg/L	Ca^{2+} mg/L
T	---	---	---	---	7,85	40,0	70,0	186,9	30,0	98,0	140,0	92,0	1,15	8,1	45,0
1	25,0	0,3	---	---	9,0	40,0 (0)	70,0 (0)	178,8 (4)	42,0 ----	104,0	168,0	116,0	1,15 (0)	---	---
2	40,0	0,6	f	M	10,0	37,0 (8)	70,0 (0)	170,7 (9)	44,0 ---	134,0	174,0	128,0	1,05 (9)	---	---
3	130,0	0,9	m	B	11,0	37,0 (8)	70,0 (0)	170,7 (9)	48,0 ---	138,0	182,0	138,0	1,05 (9)	---	---
4	610,0	11,0	g	AB	12,0	23,0 (43)	10,0 (86)	113,8 (39)	70,0 ---	546,0	640,0	592,0	0,65 (43)	---	---

T Témoin.
(1) Volume des boues (ml/L).
(2) Sédimentation du floc.
(3) Turbidité (UTN).
(4) Couleur (UCV).
(5) Alcalinité (mg/L de $CaCO_3$).
(6) Dureté totale (mg/L de $CaCO_3$).
(7) Dureté calcique (mg/L de $CaCO_3$).
(8) Orthophosphates (mg/L de PO_4-P).

Agitation rapide: 100 rpm ($G=215\ s^{-1}$) pendant 2 minutes.
Agitation lente : 30 rpm ($G=35 s^{-1}$) pendant 10 minutes.

Temps de décantation: 30 minutes.

GROSSEUR DU FLOC

Observation	Abréviation
très gros	tg
gros	g
moyen	m
fin	f
très fin	tf

SEDIMENTATION DU FLOC

Observation	Abréviation
Très bonne	TB
Assez bonne	AB
Bonne	B
Moyenne	M
Nulle	N

( ) = % de réduction

TABLEAU 4.3 - Essai de floculation-décantation avec l'eau synthétique et à pH élevé (pH ajusté avec du NaOH, IN).

BECHER No.	DOSE NaOH (ml)	(1)	FLOC	(2)	pH	(3)	(4)	DCO mg/L	MES mg/L	(5)	(6)	(7)	(8)	Mg^{2+} mg/L	Ca^{2+} mg/L
T	---	---	---	---	7,94	40,0	70,0	206,9	26,0	94,0	158,0	82,0	1,15	8,1	45,0
1	0,05	---	---	---	9,0	40,0 (0)	70,0 (0)	206,9 (0)	40,0 ---	112,0	148,0	92,0	1,15 (0)	---	---
2	0,25	---	---	---	10,0	40,0 (0)	70,0 (0)	199,2 (4)	34,0 ---	148,0	144,0	90,0	1,15 (0)	---	---
3	0,55	---	---	---	11,0	25,0 (38)	70,0 (0)	203,1 (2)	30,0 ---	212,0	116,0	82,0	1,15	---	---
4	3,0	22,0	m	B	12,0	4,0 (90)	5,0 (93)	153,3 (26)	22,0 (15)	612,0	86,0	66,0	0,40 (65)	---	---

T Témoin.
(1) Volume des boues (ml/L).
(2) Sedimentation du floc.
(3) Turbidité (UTN).
(4) Couleur (UCV).
(5) Alcalinité (mg/L de $CaCO_3$).
(6) Dureté totale (mg/L de $CaCO_3$).
(7) Dureté calcique (mg/L de $CaCO_3$).
(8) Orthophosphates (mg/L de PO_4-P).

Agitation rapide: 100 rpm ($G=215\ s^{-1}$) pendant 2 minutes.
Agitation lente : 30 rpm ($G= 35s^{-1}$) pendant 10 minutes.

Temps de décantation: 30 minutes.

GROSSEUR DU FLOC

Observation	Abréviation
très gros	tg
gros	g
moyen	m
fin	f
très fin	tf

SEDIMENTATION DU FLOC

Observation	Abréviation
Très bonne	TB
Assez bonne	AB
Bonne	B
Moyenne	M
Nulle	N

( ) = % de réduction

TABLEAU 4.4 - Essais de floculation-décantation. Pourcentages d'enlèvement de la turbudité, de la couleur et des orthophosphates à différents pH et avec 30 mg/L de sulfate d'aluminium comme coagulant.

pH	% D'ENLEVEMENT		
	TURBIDITE	COULEUR	ORTHOPHOSPHATES
5,0	85,0	64,0	88,0
6,0	92,0	67,0	95,6
6,5	94,0	72,0	95,2
7,0	92,5	57,0	94,6
8,0	93,0	59,0	94,4
9,0	94,0	43,5	93,3

Origine de l'eau : Effluent du décanteur primaire de l'usine d'épuration de Saint-Rose.

Comme les travaux sur les eaux usées synthétiques et les eaux usées de l'usine de Saint-Rose n'ont pas donné les résultats escomptés, pour les raisons indiquées au chapitre suivant, d'autres essais ont été faits avec les eaux du dessableur et du décanteur primaire de l'usine de Laval-Ouest.

4.2 DOSE DE COAGULANTS ET pH OPTIMAUX

Le tableau 4.5 présente les pH optimaux et les doses optimales de coagulants ainsi que les caractéristiques de décantation et les pourcentages d'enlèvement de la turbidité avec du sulfate d'aluminium, le chlorure ferrique et la chaux hydratée en présence de magnésium.

Plusieurs auteurs (Buzzell et Sawyer, 1967, Mulbarger et *al.*, 1969, et Stamberg et *al.*, 1970) ont établi une corrélation entre l'alcalinité des eaux brutes et la quantité de chaux requise pour élever leur pH à 11,0. La figure 4.1 montre cette corrélation. Pour les eaux usées de l'usine de Laval-Ouest, il faut en moyenne 1,5 fois plus de chaux pour élever le pH des eaux à 11,0 que l'alcalinité présente dans ces eaux brutes, soit 240 mg/L de chaux utilisée pour 157,0 mg/L d'alcalinité $CaCO_3$. Le point moyen montrant cette corrélation est indiqué sur la même figure (P1:x=157,0, y=240,0). La figure 4.2, par contre, présente la relation entre la dose moyenne de chaux ajoutée et le pH résultant.

TABLEAU 4.5 - Essais de floculation-décantation: pH optimal, dose optimale de coagulant et pourcentages d'enlèvement de la turbudité pour le sulfate d'aluminium, le chlorure ferrique et la chaux (pH élevé) en présence de magnésium.

COAGULANT	DOSE OPTIMALE	pH OPTIMAL	FLOC	SEDIMENTATION	POURCENTAGES D'ENLEVEMENT DE LA TURBIDITE
SULFATE D'ALUMINIUM	30,0	6,75	m	M	90,0
CHLORURE FERRIQUE	40,0	7,0	m	B	81,0
CHAUX HYDRATEE	350,0	11,5	g	AB	83,0

Origine de l'eau : Effluent du dessableur (Laval-Ouest).

NOTATION

GROSSEUR DU FLOC

OBSERVATION	ABREVIATION
très gros	tg
gros	g
moyen	m
fin	f
très fin	tf

SEDIMENTATION DU FLOC

OBSERVATION	ABREVIATION
Très bonne	TB
Assez bonne	AB
Bonne	B
Moyenne	M
Nulle	0

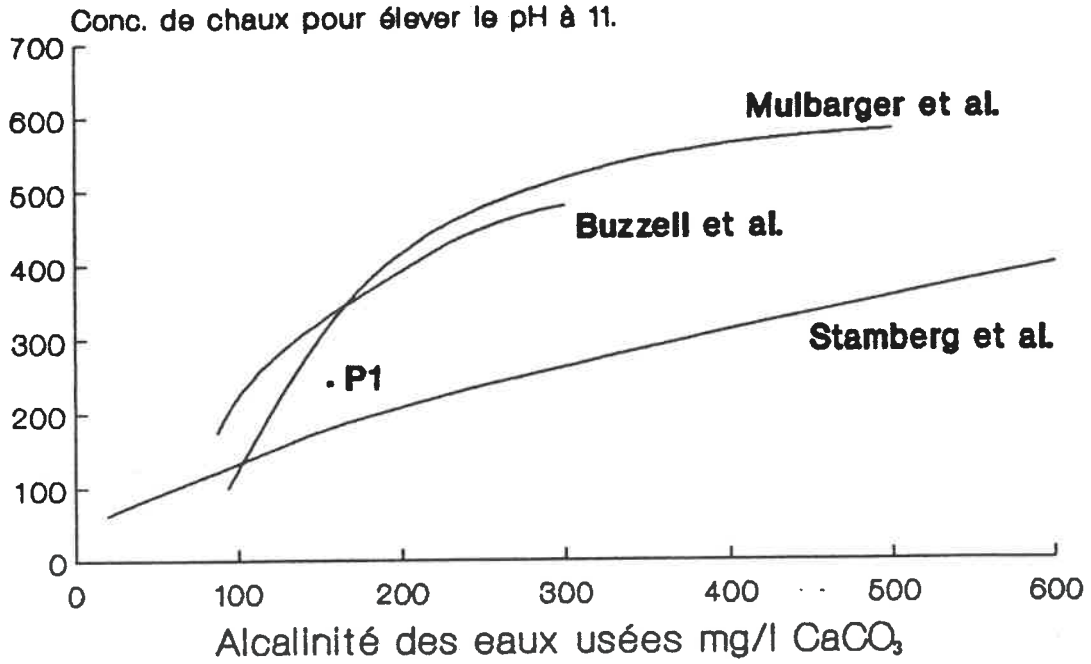

FIGURE 4.1 - Quantité de chaux pour élever le pH à 11,0 en fonction de l'alcalinité des eaux usées (P1:x=157,0, y=240,0) (d'après Brouzes, 1975).

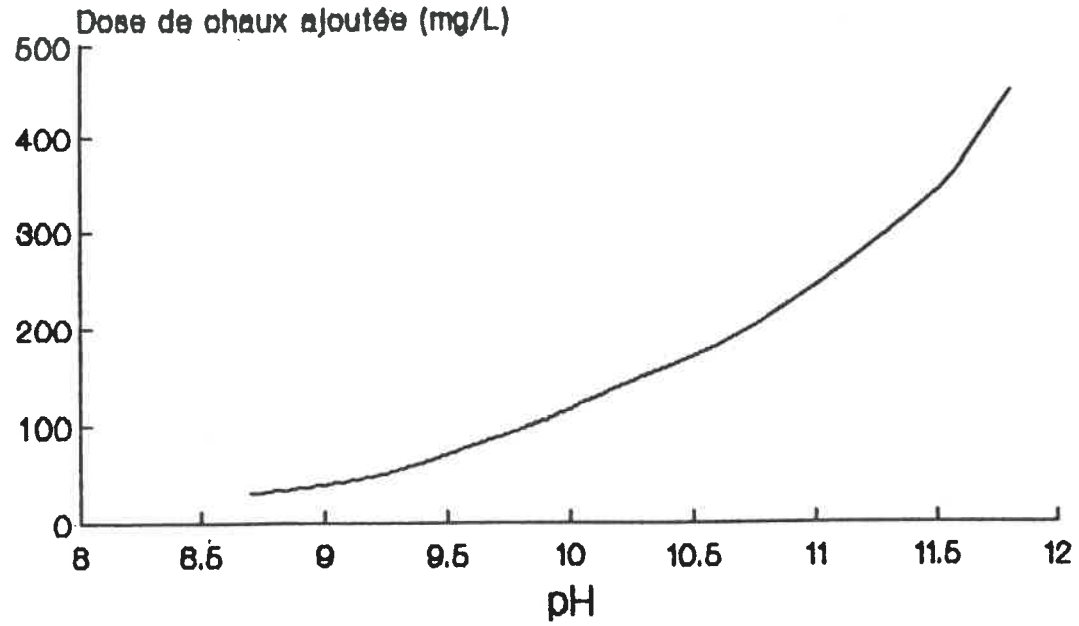

FIGURE 4.2 - Relation entre la dose de chaux ajoutée et le pH résultant pour les eaux usées de Laval-Ouest.

4.3 ESSAIS DE COAGULATION-FLOCULATION

Les figures 4.3, 4.4 et 4.5 sont des représentations graphiques des tableaux 4.6, 4.7 et 4.8 respectivement. Elles montrent les pourcentages d'enlèvement de la turbidité, de la couleur, de la DCO, des MES et des orthophosphates après le traitement par coagulation-floculation. Les figures 4.3 et 4.5 présentent l'efficacité d'enlèvement de ces paramètres aux conditions optimales. Par contre, la figure 4.4 présente les pourcentages d'enlèvement à pH élevé. Ce pH a été ajusté avec la soude caustique (NaOH,1N) dans le but d'étudier la coagulation du magnésium avec un autre alcali qui n'ajoute pas d'ions calcium.

D'autre part, l'alcalinité et la concentration résiduelle de Ca^{2+} et Mg^{2+} dans l'eau traitée ont été déterminées afin d'analyser leur rôle dans le traitement. La figure 4.6 présente les résultats trouvés après le traitement à la chaux à différents pH.

4.4 ÉTUDE DES BOUES

Les propriétés de décantation des boues observées dans le cône d'Imhoff sont représentées graphiquement à la figure 4.7. Ce graphique montre le volume des boues décantées en millilitres par litre d'eaux traitées en fonction du temps de décantation. Ces boues proviennent du fond du cône d'Imhoff après les essais de coagulation-floculation aux conditiones optimales soit: 30,0 mg/L d'alun à pH 6,75, 40,0 mg/L de chlorure ferrique à pH 7,0 et 350 mg/L de $Ca(OH)_2$ (pour obtenir un pH de 11,5) en présence de magnésium.

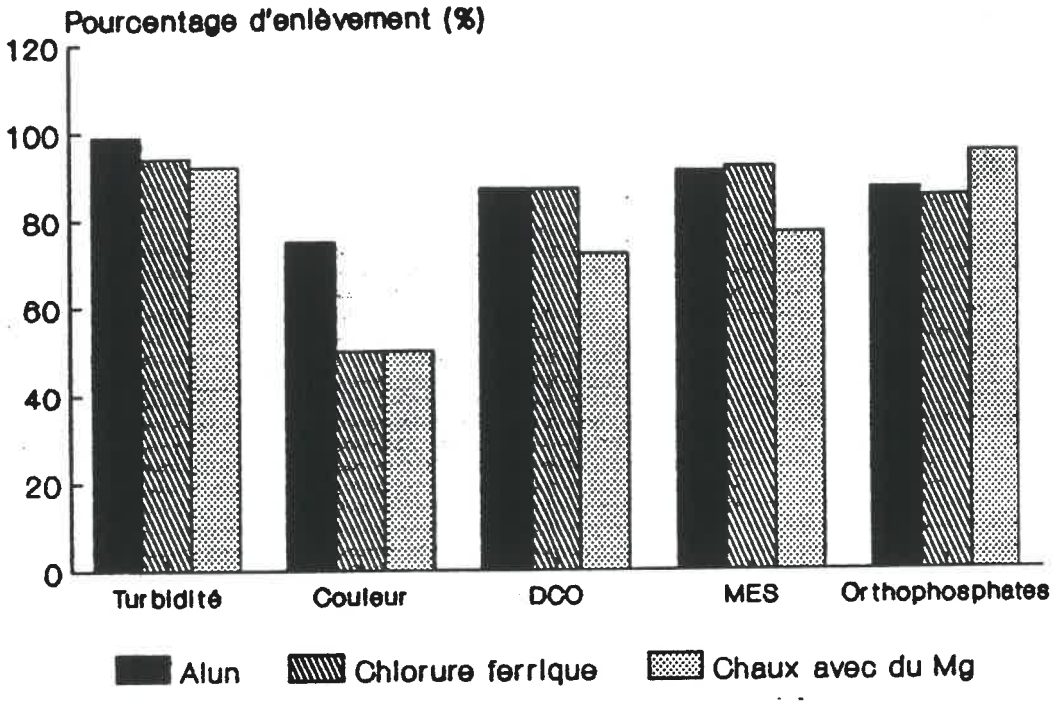

FIGURE 4.3 - Efficacité d'enlèvement par floculation-décantation sur l'effluent du dessableur de Laval-Ouest.

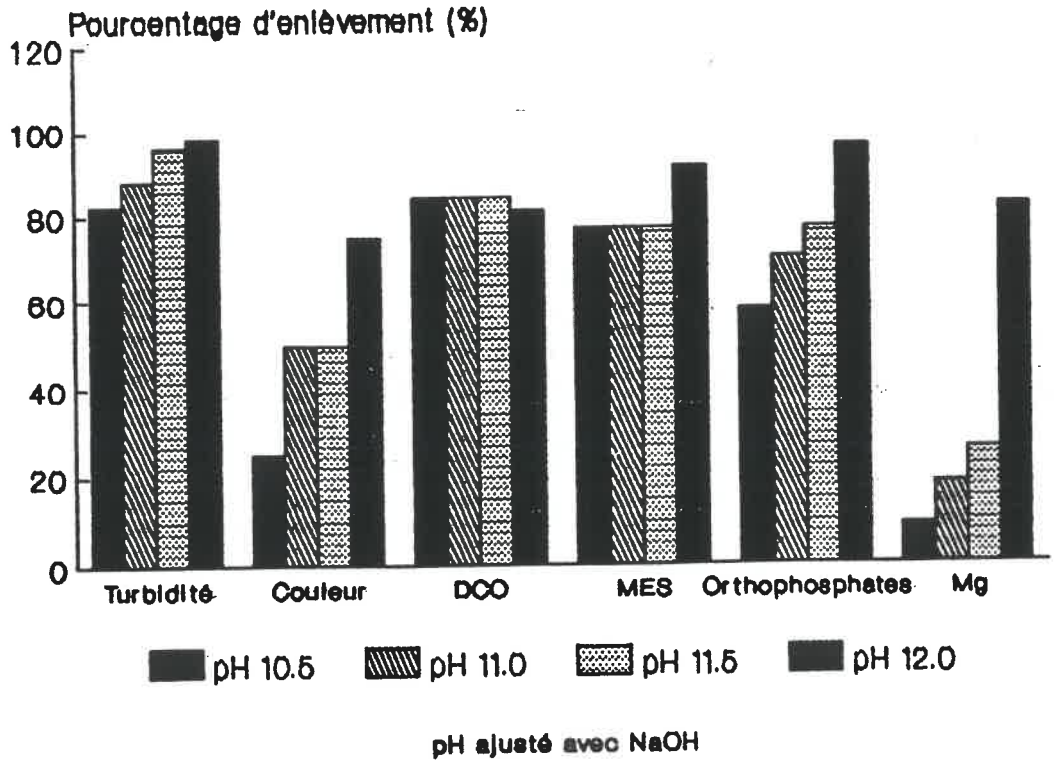

FIGURE 4.4 - Efficacité d'enlèvement par floculation-décantation sur l'effluent du dessableur de Laval-Ouest.

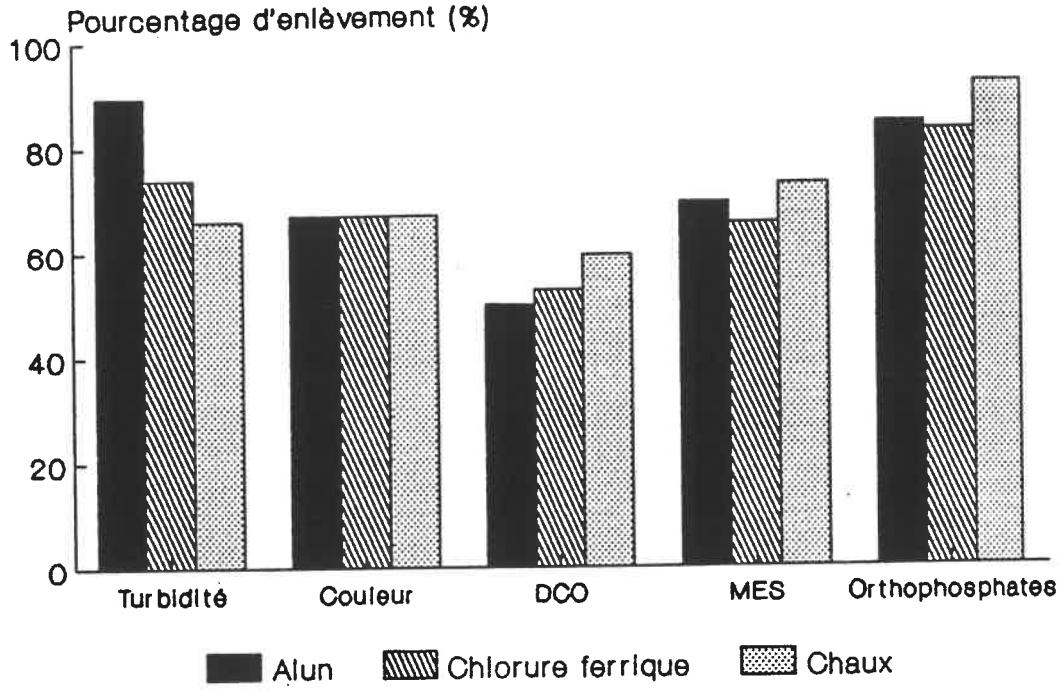

FIGURE 4.5 - Efficacité d'enlèvement par floculation-décantation sur l'effluent du décanteur primaire de Laval-Ouest.

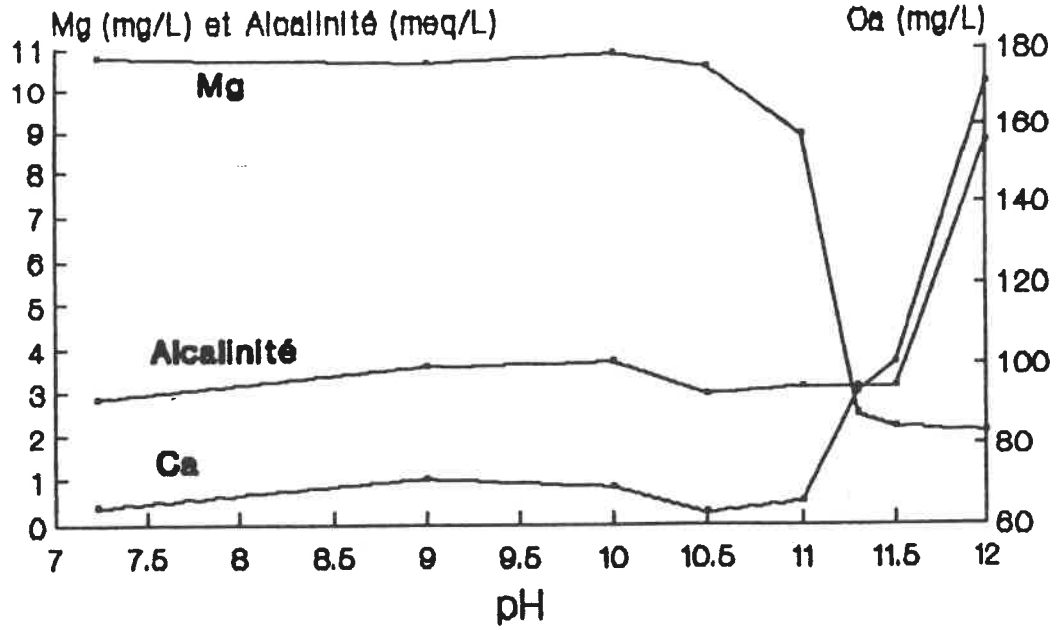

FIGURE 4.6 - Alcalinité et concentration résiduelle de Ca^{2+} et Mg^{2+} à différentes pH après floculation-décantation (avec la chaux).

TABLEAU 4.6 - Essai de floculation-décantation sur l'effluent du dessableur de Laval-Ouest (Ville de Laval).

BECHER No.	DOSE mg/L	(1)	FLOC	(2)	pH	(3)	(4)	DCO mg/L	MES mg/L	(5)	(6)	(7)	(8)	Mg^{2+} mg/L	Ca^{2+} mg/L
T	---	---	---	---	7,29	54,0	20,0	187,8	130,0	146,0	215,9	170,0	1,65	11,2	68,0
1	Alun 30,0	69,0	m	B	6,75	0,6 (99)	5,0 (75)	24,5 (87)	12,0 (91)	104,0	215,9	170,0	0,21 (87)	11,2 (0)	68,0
2	$FeCl_3$ 40,0	69,0	m	B	7,0	3,2 (94)	10,0 (50)	24,5 (87)	10,0 (92)	104,0	215,9	170,0	0,25 (85)	11,2 (0)	68,0
3	CHAUX 350,0	69,0	m	B	11,5	4,2 (92)	5,0 (50)	53,1 (72)	30,0 (77)	160,0	288,2	280,0	0,09 (95)	2,0 (82)	112,0

T Témoin.
(1) Volume des boues (ml/L).
(2) Sédimentation du floc.
(3) Turbidité (UTN).
(4) Couleur (UCV).
(5) Alcalinité (mg/L de $CaCO_3$).
(6) Dureté totale (mg/L de $CaCO_3$).
(7) Dureté calcique (mg/L de $CaCO_3$).
(8) Orthophosphates (mg/L de PO_4-P).

Agitation rapide: 100 rpm ($G=215\ s^{-1}$) pendant 2 minutes.
Agitation lente : 30 rpm ($G= 35s^{-1}$) pendant 10 minutes.

Temps de décantation: 30 minutes.

GROSSEUR DU FLOC

Observation	Abréviation
très gros	tg
gros	g
moyen	m
fin	f
très fin	tf

SEDIMENTATION DU FLOC

Observation	Abréviation
Très bonne	TB
Assez bonne	AB
Bonne	B
Moyenne	M
Nulle	N

( ) = % de réduction

TABLEAU 4.7 - Essai de floculation-décantation sur l'effluent du dessableur de Laval-Ouest (Ville de Laval): pH ajusté avec du NaOH (1 N).

BECHER No.	DOSE NaOH (ml)	(1)	FLOC	(2)	pH	(3)	(4)	DCO mg/L	MES mg/L	(5)	(6)	(7)	(8)	Mg^{2+} mg/L	Ca^{2+} mg/L
T	---	---	---	---	7,28	46,0	20,0	159,8	128,0	170,0	181,7	135,0	1,85	11,4	54,0
1	1,3	17,0	m	B	10,5	8,4 (82)	15,0 (25)	25,9 (84)	30,0 (77)	302,0	165,1	122,5	1,30 (58)	10,4 (9)	49,0
2	4,5	18,0	m	B	11,0	5,4 (88)	10,0 (50)	25,9 (84)	30,0 (77)	316,0	151,0	112,5	0,55 (70)	9,4 (18)	45,0
3	5,5	18,0	m	B	11,5	2,0 (96)	10,0 (50)	25,9 (84)	30,0 (77)	340,0	144,0	110,0	0,43 (77)	8,4 (26)	44,0
4	14,0	50,0	m	B	12,0	0,9 (98)	5,0 (75)	30,2 (81)	12,0 (91)	716,0	118,0	110,0	0,08 (96)	2,0 (82)	44,0

T Témoin.
(1) Volume des boues (ml/L).
(2) Sédimentation du floc.
(3) Turbidité (UTN).
(4) Couleur (UCV).
(5) Alcalinité (mg/L de $CaCO_3$).
(6) Dureté totale (mg/L de $CaCO_3$).
(7) Dureté calcique (mg/L de $CaCO_3$).
(8) Orthophosphates (mg/L de PO_4-P).

Agitation rapide: 100 rpm ($G=215\ s^{-1}$) pendant 2 minutes.
Agitation lente : 30 rpm ($G= 35s^{-1}$) pendant 10 minutes.

Temps de décantation: 30 minutes.

GROSSEUR DU FLOC

Observation	Abréviation
très gros	tg
gros	g
moyen	m
fin	f
très fin	tf

SEDIMENTATION DU FLOC

Observation	Abréviation
Très bonne	TB
Assez bonne	AB
Bonne	B
Moyenne	M
Nulle	N

( ) = % de réduction

TABLEAU 4.8 - Essai de floculation-décantation sur l'effluent du décanteur primaire de Laval-Ouest (Ville de Laval).

BECHER .No.	DOSE mg/L	(1)	FLOC	(2)	pH	(3)	(4)	DCO mg/L	MES mg/L	(5)	(6)	(7)	(8)	Mg^{2+} mg/L	Ca^{2+} mg/L
T	---	---	---	---	7,15	13,9	15,0	75,5	31,0	148,0	179,6	131,1	0,88	10,5	53,0
1	Alun 30,0	---	m	B	6,75	1,46 (89,5)	5,0 (67)	37,8 (50)	9,45 (69,5)	99,0	172,2	130,0	0,14 (84,5)	10,3 (2)	52,0
2	$FeCl_3$ 40,0	---	m	AB	7,0	3,6 (74)	5,0 (67)	35,5 (53)	10,7 (65,5)	113,5	170,8	129,3	0,15 (83)	10,1 (4)	51,7
3	CHAUX 350,0	---	g	AB	11,5	4,7 (66)	5,0 (67)	30,6 (59,5)	8,4 (73)	168,0	241,5	232,5	0,07 (92)	2,2 (79)	93,0

T Témoin.
(1) Volume des boues (ml/L).
(2) Sédimentation du floc.
(3) Turbidité (UTN).
(4) Couleur (UCV).
(5) Alcalinité (mg/L de $CaCO_3$).
(6) Dureté totale (mg/L de $CaCO_3$).
(7) Dureté calcique (mg/L de $CaCO_3$).
(8) Orthophosphates (mg/L de PO_4-P).

Agitation rapide: 100 rpm ($G=215\ s^{-1}$) pendant 2 minutes.
Agitation lente : 30 rpm ($G= 35s^{-1}$) pendant 10 minutes.
Temps de décantation : 30 minutes.
Alun = $Al_2(SO_4)_3\ 18H_2O$.

GROSSEUR DU FLOC

Observation	Abréviation
très gros	tg
gros	g
moyen	m
fin	f
très fin	tf

SEDIMENTATION DU FLOC

Observation	Abréviation
Tres bonne	TB
Assez bonne	AB
Bonne	B
Moyenne	M
Nulle	N

( ) = % de réduction

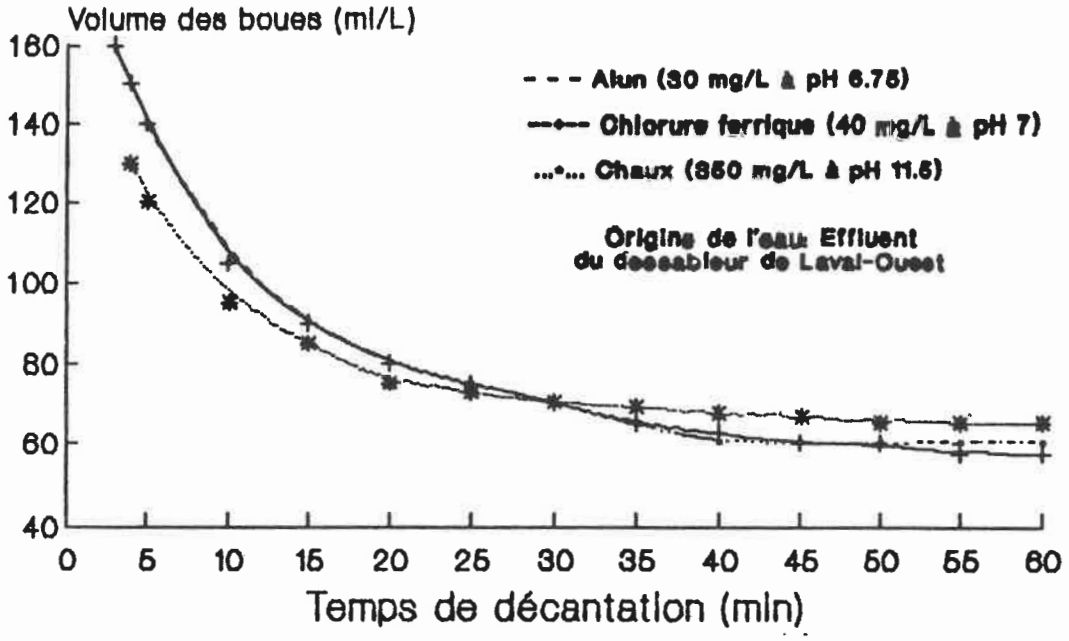

FIGURE 4.7 - Volume des boues (ml/L) en fonction du temps de décantation (min) dans le cône d'Imhoff.

Le tableau 4.9 présente les indices de volume des boues (IVB) et résume les résultats des essais de filtration sous vide avec les boues produites après la coagulation-floculation. Ces résultats ont été calculés selon la méthode recommandée par Eckenfelder (1982) et Metcalf et Eddy (1979).

4.5 NEUTRALISATION

La figure 4.8 présente la variation du pH avec l'addition d'un volume constant d'eau de la rivière de Mille-Iles dont les caractéristiques sont données au tableau 4.10. La figure 4.9 présente la même variation mais avec l'addition d'acide sulfurique 0,02 N.

4.6 ESTIMATION DE LA QUANTITÉ DES BOUES

Le tableau 4.11 présente une estimation de la production des boues, pour 1000 m^3/d d'eau traitée, à partir de la concentration des matières en suspension ainsi que le volume des boues mésuré dans les cônes d'Imhoff.

4.7 COÛT DES PRODUITS CHIMIQUES

Le tableau 4.12 montre le coût annuel de sulfate d'aluminium, de chlorure ferrique et de chaux hydratée pour traiter 1000 m^3/d. Ces coûts sont calculés à partir des quantités optimales trouvées pour chaque coagulant.

TABLEAU 4.9 - Indices de volume des boues et résultats de l'étude de déshydratation par filtration sous vide des boues produites pendant les essais de floculation-décantation.

COAGULANTS	DOSE mg/L	Co	V	IVB	R*	R_f	L	C_g	RENDEMENT (%)
SULFATE D'ALUMINIUM	30,0	5033,0	70,0	13,9	2,1	----	0,48	12583,0	60
CHLORURE FERRIQUE	40,0	5567,0	70,0	13,5	1,1	----	0,70	15464,0	64
CHAUX HYDRATEE	350,0	9300,0	70,0	7,5	0,3	----	1,72	71538,0	87
EAU BRUTE SEULE	----	4433,0	90,0	20,3	0,6	0,41	0,84	34100,0	87

NOTE: Les valeurs du tableau ont été calculées selon la méthode recommandée par Metcalf et Eddy (1979) et Eckenfelder (1982).

Co: Concentration initiale des matières en suspension (mg/L).

V : Volume des boues (ml/L).

IVB: Indice de volume des boues (ml/g).

R*: Résistance spécifique des boues (10^{13} s/kg).

R_f: Résistance du filtre (10^{10} m^{-1}).

L: Rendement du filtre à vide (kg/m^2-h).

C_g: Concentration du gâteau (mg/L).

Sulfate d'aluminium = $Al_2(SO_4)_3$ $18H_2O$.

Chlorure ferrique = $FeCl_3$ $6H_2O$.

Chaux = $Ca(OH)_2$.

TABLEAU 4.10 - Caractérisation de l'eau brute de la rivière de Mille-Iles.

PARAMETRE	pH	TURBIDITE	COULEUR	ALCALINITE	DURETE TOTALE	DURETE CALCIQUE	Mg^{2+}	Ca^{2+}
UNITES	----	UTN	UCV	mg/L $CaCO_3$	mg/L $CaCO_3$	mg/L $CaCO_3$	mg/L	mg/L
VALEUR	7,54	3,0	20,0	33,0	47,7	37,5	2,5	15,0

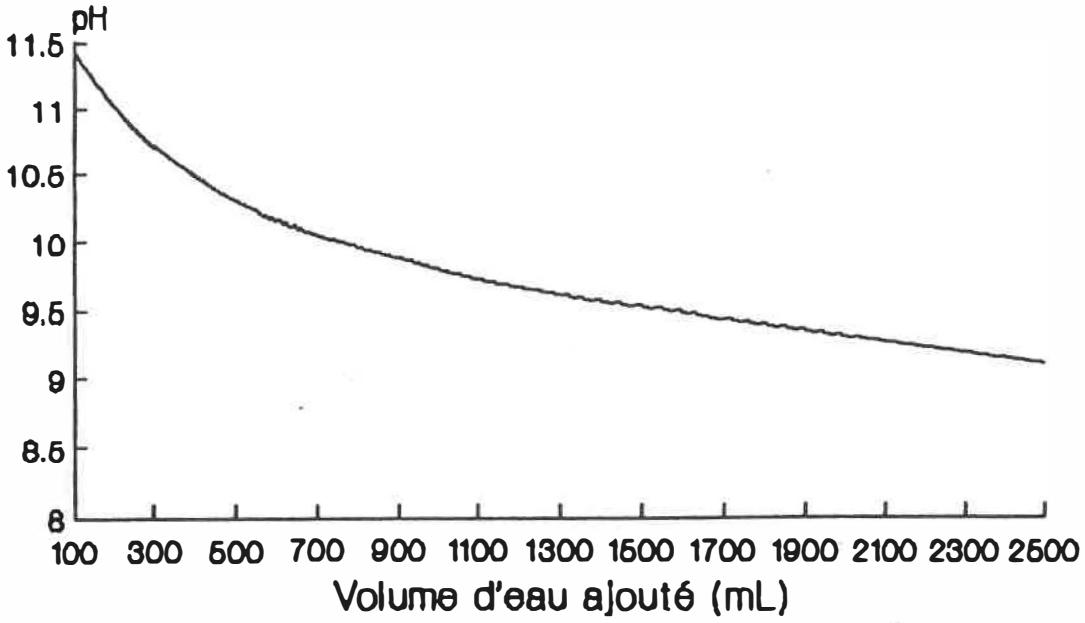

FIGURE 4.8 - Neutralisation de 100 ml. d'eau traitée avec l'eau de la rivière de Mille-Iles.

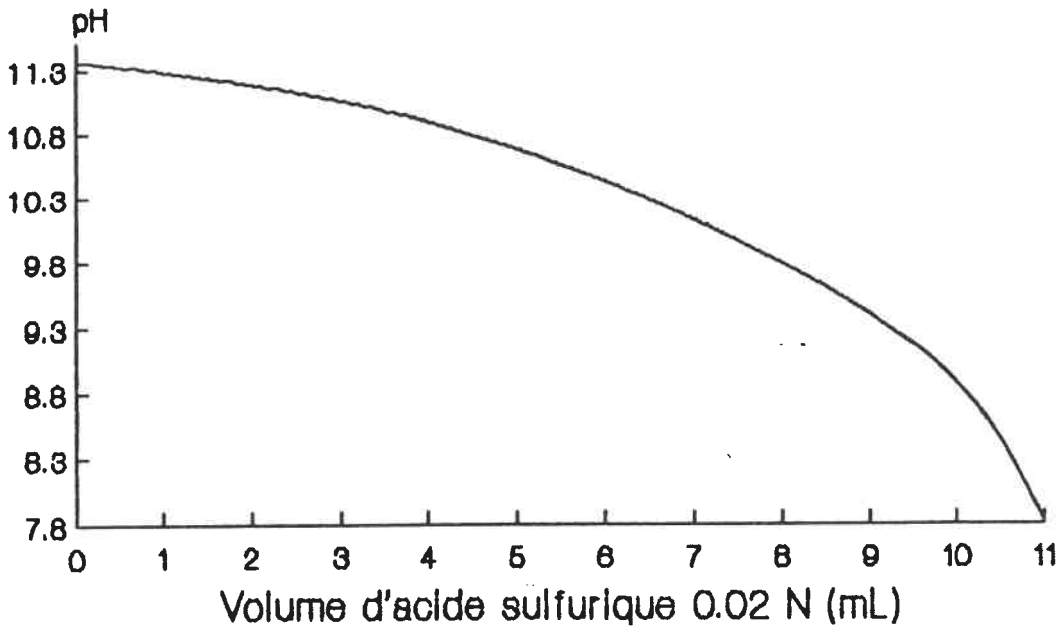

FIGURE 4.9 - Neutralisation de 100 ml. d'eau traitée avec l'acide sulfurique 0,02 N.

TABLEAU 4.11 - Production des solides par floculation-décantation.

COAGULANT	DOSE OPTIMALE mg/L	BOUE PRODUITE		PRODUCTION DES SOLIDES (kg/d)
		MATIERES TOTALES mg/L	VOLUME m^3/d	
SULFATE D'ALUMINIUM	30,0	5033,0	70,0	352,3
CHLORURE FERRIQUE	40,0	5567,0	70,0	389,7
CHAUX HYDRATEE	350,0	9300,0	70,0	651,0
EAU BRUTE SEULE	----	4430,0	90,0	398,7

Débit d'eau traitée : 1000 m^3/d.

Origine de l'eau : effluent du dessableur (Laval-Ouest).

TABLEAU 4.12 - Coût de différents produits chimiques pour traiter 1000 m³ d'eau.

COAGULANT	CONSOMMATION DE COAGULANT (kg)		COUT DU COAGULANT	COUT PAR VOLUME TRAITE	COUT PAR JOUR	COUT PAR ANNEE
	PAR m³	PAR JOUR	($/kg)	($/m³)	($/d)	($/année)
SULFATE D'ALUMINIUM 30,0 mg/L	0,03	30,0	0,87	0,026	26,1	9526,5
CHLORURE FERRIQUE 40,0 mg/L	0,04	40,0	1,60	0,064	64,1	23360,0
CHAUX HYDRATEE 350,0 mg/L	0,35	350,0	1,49	0,522	521,5	190347,5

PRIX: Stanchem, membre du groupe C-I-L, Inc.

Sulfate d'aluminium: $Al_2(SO_4)_3\ 18H_2O$: sac de 25 kg.

Chlorure ferrique: $FeCl_3\ 6H_2O$: sac de 60 kg.

Chaux hydratée: $Ca(OH)_2$: sac de 50 kg.

CHAPITRE 5

DISCUSSIONS

5.1. CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU USÉE SYNTHÉTIQUE ET DES EAUX USÉES BRUTES

5.1.1 Eau usée synthétique

Le tableau 4.1 présente les caractéristiques de l'eau usée synthétique utilisée. À partir de ces données, on constate que seule la DCO et la dureté totale ont varié de façon appréciable, tandis que les autres variables sont restées relativement constantes. Ces variations seraient dues aux erreurs expérimentales des méthodes de mesure utilisées.

L'eau usée synthétique utilisée a des caractéristiques équivalentes à une véritable eau usée d'une faible charge organique comme on en trouve souvent au Québec. Durocher (1986) mentionne que le Nutra-Force s'est révélé un substrat excellent pour assurer la croissance des microorganismes. Cependant, ces eaux usées n'ont pas une turbidité suffisante pour simuler une eau qui doit subir un traitement physico-chimique. Il semble que l'utilisation d'une eau avec une turbidité plus élevée (obtenue par exemple en ajoutant de la bentonite) aurait pu faciliter la formation de flocs plus gros lors des essais de floculation-décantation. Cette méthode a déjà permis de simuler avec succès une eau usée synthétique (Thompson, et *al.*, 1972).

Les tableaux 4.2 et 4.3 présentent les effets de l'addition de la chaux et de la soude caustique pour ajuster le pH de l'eau usée synthétique à 9,0, 10,0, 11,0 et 12,0.

L'analyse du tableau 4.2 montre qu'à pH 12,0 l'enlèvement de la turbidité et des orthophosphates n'a été que de 43%, tandis que l'enlèvement de la DCO a été de 39%. À ce pH, le floc a assez bien décanté, par contre la concentration des matières en suspension a augmenté et le volume des boues produites n'a été que de 11 mL/L.

L'alcalinité et la dureté ont eu tendance à augmenter comme on doit s'y attendre à la suite de l'addition d'hydroxyde de calcium.

Avec la soude caustique, l'essai de floculation-décantation n'a pas été efficace car même si la turbidité et les orthophosphates ont été supérieurs qu'avec la chaux, le floc, léger et volumineux, a décanté très lentement. La réduction de la DCO et de matières en suspension n'a été que de 26% et 15% respectivement.

À partir des résultats obtenus, il est difficile d'énoncer une hypothèse sur le rôle du magnésium lors des essais de floculation-décantation sur les eaux usées synthétiques. Théoriquement, il aurait dû précipiter complètement au delà du pH 11,0 pour former un floc de $Mg(OH)_2$. Il ne s'agit ici que d'une hyphothèse qu'il faudrait confirmer ou infirmer avec des essais supplémentaires comportant une addition d'un sel de magnésium.

5.1.2 Échantillons d'eaux usées de l'usine de Sainte-Rose

Nous avons commencé par analyser des échantillons d'eaux usées provenant de l'effluent du décanteur primaire de l'usine d'épuration de Sainte-Rose (Laval) afin d'établir le pH et la dose optimale d'alun, de chlorure ferrique ou de chaux. Les caractéristiques de ces eaux sont présentées au tableau 4.1.

Après quelques essais de floculation-décantation, on a remarqué qu'avant même l'ajustement du pH il y avait déjà des flocs d'aluminium formés. On a su, par la suite, que les eaux de lavage des filtres du poste de purification de l'usine de Sainte-Rose étaient déversées dans les égouts et acheminées à l'usine d'épuration pour être traitées. Ce fait explique la présence de flocs qui se formaient rapidement pendant les essais de floculation-décantation et les forts pourcentages d'enlèvement qui ont été obtenus pour la turbidité, les orthophosphates et la couleur (tableau 4.4).

Comme les eaux usées de l'usine d'épuration de Sainte-Rose ne pouvaient pas donner de résultats représentatifs du pH optimal et de la dose optimale de coagulants, il a été décidé de changer de source d'eau usée. On a ainsi choisi l'usine d'épuration de Laval-Ouest. Les caractéristiques de ces eaux sont aussi données au tableau 4.1 et elles sont représentatives des eaux usées domestiques de faible charge organique que l'on trouve au Québec.

5.2 DOSE DE COAGULANT OPTIMALE ET pH OPTIMAL POUR LES EAUX USÉES DE L'USINE DE LAVAL-OUEST

Dans cette étude nous avons déterminé que les doses optimales d'alun, de chlorure ferrique et de chaux pour la coagulation chimique ont été de 30, 40 et de 350 mg/L respectivement. La dose optimale de coagulants a été considérée principalement en fonction de l'enlèvement de la turbidité. Dans certains cas, la dose optimale de coagulant n'a pas été choisie en fonction de cet enlèvement mais plutôt par rapport à la qualité du floc formée et en particulier de ses propriétés de décantation. Ce choix n'a pas été fait seulement sur des résultats idéalisés: l'aspect pratique a été pris en considération car, parfois, l'addition de coagulant, au-delà d'une certaine dose, provoque une augmentation de la turbidité dans l'effluent.

Le pH optimal de chaque coagulant est donné au tableau 4.5. Ce pH est le paramètre le plus important à considérer lors de la coagulation. Pour chaque eau, il y a une zone de pH à l'intérieur de laquelle la coagulation s'effectue rapidement. La largeur de la zone de pH est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau traitée. Selon Desjardins (1988), pour les sels d'aluminium et de fer, la zone du pH s'étend de 5,5 à 7,8. Dans des conditions optimales de pH, les produits solubles d'aluminium ou de fer sont pratiquement inexistants.

Avec la dose optimale de coagulant ainsi que le pH optimal, on a obtenu des enlèvements de turbidité de 90% avec l'alun, de 81% avec le chlorure ferrique et de 83% avec la chaux. La décantation du floc

pour les trois cas, a été très bonne et s'est toujours faite rapidement. La plupart des flocs décantaient en cinq minutes et l'eau surnageante était claire et limpide.

La chaux a été ajoutée de façon à provoquer la précipitation du carbonate de calcium et de l'hydroxyde de magnésium. L'agglomération de ces derniers est responsable de la clarification des eaux usées à pH élevé. Avec la chaux le contrôle de la coagulation chimique s'effectue par le pH (Minton et Carlson, 1973).

On rapporte dans la littérature (Boisvert, 1969, Buzzell et Sawyer, 1967; Leentvaar et *al.*, 1978, Minton et Carlson, 1973, Mulbarger et *al.*, 1969, Schmid et McKinney, 1969 et Stamberg et *al.*, 1970), que la dose de chaux requise pour obtenir un pH de 11,0 est fonction de l'alcalinité (de 2 à 2,5 fois l'alcalinité). La figure 4.1 montre cette corrélation. Comme il a été mentionné au chapitre précédent, dans les cas des eaux usées de Laval-Ouest, pour élever le pH des eaux à 11,0, il faut en moyenne 1,5 fois plus de chaux que d'alcalinité présente dans ces eaux. Ceci est en accord avec les résultats de Boisvert (1969). Ce dernier a trouvé la même valeur pour les eaux usées de la ville de Montréal.

Il est intéressant de remarquer qu'il faut moins de chaux pour élever le pH des eaux usées de Laval-Ouest à 11,0 qu'il n'en a fallu à d'autres chercheurs (Brouzes, 1975,Buzzell et Sawyer, 1967 et Labonté et Daboval, 1974). Les résultats obtenus par ces derniers sont sûrement dus à une quantité inférieure de dureté magnésienne. En effet, les eaux usées de Laval-Ouest contenaient environ 46,6 mg/L de dureté

$CaCO_3$, tandis que la concentration trouvée par Labonté et Daboval (1974) était en moyenne de 60 mg/L en $CaCO_3$.

À l'aide de la figure 4.2, on peut voir approximativement le pH obtenu quand une dose de chaux est ajoutée aux eaux usées de Laval-Ouest. Cette figure est semblable à celles montrées dans la littérature (Black et Lewandowski, 1969, Brouzes, 1975 et Leentvaar et *al.*, 1978).

5.3 ESSAIS DE FLOCULATION-DÉCANTATION

5.3.1 Effluent du dessableur de Laval-Ouest

D'après le tableau 4.6 les meilleurs pourcentages d'enlèvement de la turbidité, de la couleur, de la DCO et des MES ont été obtenus avec l'alun. Cependant, les donnés du même tableau et de la figure 4.3 confirment l'efficacité bien connue du traitement à la chaux pour éliminer les orthophosphates. Une réduction comparable est rarement obtenue dans les systèmes biologiques même avec l'addition de sels ferriques.

Par ailleurs, aux conditions optimales de coagulation pour chaque coagulant, l'ajout de 5 mg/L de $MgCl_2$ n'a pas donné de meilleurs pourcentages d'enlèvement de la turbidité, de la couleur, de la DCO, des MES et des orthophosphates.

Il faut se souvenir que les traitements chimiques avec la chaux, l'alun ou les sels de fer ont été plus souvent utilisés pour l'enlèvement du phosphore que pour l'enlèvement de matières en suspension. La chaux a été moins utilisée que les sels d'alun ou de fer pour plusieurs raisons dont le coût, la grande production de boues,

l'enlèvement d'une quantité inférieure de matières en suspension et les coûts élevés de produits chimiques nécessaires pour ajuster le pH après le traitement.

Le volume moyen des boues produites avec les doses optimales pour chaque coagulant a été dans les trois cas de 69 ml/L. En général, la formation d'un floc moyen se produisait rapidement durant l'agitation rapide. La décantation du floc était bonne et on a constaté qu'après seulement cinq minutes de décantation l'eau surnageante était claire comparativement à l'essai de floculation sans coagulant. Ceci implique que le floc était dense et qu'il précipitait les matières en suspension et colloïdales.

Il est intéressant de remarquer qu'à pH 11,5, 82% du magnésium qui était présent avait précipité entraînant avec lui les matières en suspension et colloïdales. D'un autre côté, l'alcalinité et la dureté totale avaient augmenté suite à l'addition d'hydroxyde de calcium.

Pour mieux comprendre le rôle du magnésium, les pH ont aussi été ajustés avec la soude caustique (NaOH, 1N). D'après la figure 4.4 et le tableau 4.7, pour les quatre pH étudiés, les pourcentages d'enlèvement de la turbidité, de la DCO et des MES ont été élevés. Par contre, un pH de 12,0 était nécessaire pour obtenir un bon pourcentage d'enlèvement de la couleur et des orthophosphates et pour provoquer la précipitation du magnésium.

Même si un pH de 12,0 a donné les meilleurs résultats, un pH entre 11,2 et 11,5 est suffissant dans les cas d'un procédé de floculation-décantation à pH élevé (Brouzes, 1975 Leentvaar et *al.*, 1978 et

Vrale,1978). Par exemple, des études en laboratoire effectuées par la société Domtar (Brouzes, 1975) ont montré qu'avec l'addition d'une quantité suffissante de chaux pour élever le pH à 11,5, l'efficacité de la décantation et de la désinfection étaient de loin supérieure à celle obtenue au traitement primaire. En particulier, la teneur en phosphates atteint un niveau très bas, la turbidité est réduite de façon sensible tandis que la DBO_5 et la DCO sont réduites d'environ 75%. Stamberg et *al.*, (1970) sont arrivés à des conclusions semblables. Ces derniers mentionnent que pour les eaux usées de Washington, D.C., une clarification efficace et un bon enlèvement du phosphore peuvent être obtenus à pH 11,5 quand l'ion magnésium précipite sous forme d'hydroxyde de magnésium.

D'après la figure 4.6, à un pH supérieur à 10,0 l'hydroxyde de magnésium commence à se former. Théoriquement, la concentration du magnésium est inférieure à 5,5 mg/L au pH de 10,45 (Leentvaar et *al.*, 1978). Dans cette étude, le procédé de floculation-décantation est optimal à un pH supérieur à 11,3.

5.3.2 Effluent du décanteur primaire de Laval-Ouest

Comme on pouvait s'y attendre, la charge organique de cet effluent est plus faible que dans le cas précédant. D'après la figure 4.5 et le tableau 4.8, on remarque qu'avec 350 mg/L de chaux et au pH de 11,5 les pourcentages d'enlèvement de la DCO, des matières en suspension et des orthophosphates ont été supérieurs à ceux obtenus avec l'alun et le chlorure ferrique. Pour l'enlèvement de la turbidité,

cependant, le pourcentage n'a été que de 66,5% alors qu'avec l'alun il a été d'environ 90%.

Les pourcentages d'enlèvement des MES et des orthophosphates obtenus avec la chaux dans la présente étude correspondent bien à ceux trouvés antérieurement par Black et Lewandowski, (1969) et Schmid et McKinney (1969). Ces chercheurs ont trouvé que l'addition de chaux aux eaux usées d'un effluent d'un clarificateur primaire entraînait un enlèvement des MES supérieur à 65% tandis que, pour les orthophosphates, l'enlèvement était de 92%. En ce qui concerne l'enlèvement de la DCO avec la chaux, les résultats de la présente étude ont été semblables à ceux obtenus par Narkis et Rebhun (1975) et Schmid et McKinney (1969).

Il est ici approprié de rappeler que la coagulation par la chaux conduit principalement à une précipitation tandis que le mécanisme qui s'établit avec les sels de fer ou d'aluminium semble être une adsorption des particules sur les flocs d'oxydes hydratés.

5.4 ÉTUDE DES BOUES

Les propriétés de décantation des boues mesurées avec le cône d'Imhoff sont présentées à la figure 4.7. La décantation pour tous les essais a été très bonne et s'est toujours faite rapidement. La plupart des flocs décantaient entre les 5 et 10 premières minutes. Après 25 minutes de décantation, les boues formées étaient bien compactées. On remarque, sur la même figure, que les flocs de chaux décantent un peu plus vite que les flocs d'alun et de chlorure ferrique. Gray (1981) a

classé les vitesses de sédimentation comme suit, en fonction du réactif utilisé: chaux > Fe^{3+} > Al^{3+}. Les résultats obtenus dans cette étude sont en accord avec cette classification.

À la dose optimale de chaux, d'alun et de chlorure ferrique déterminée par la réduction de la turbidité, la quantité de boues formée a été de 70 ml/L après 30 minutes de décantation (voir tableau 4.9).

Buzzell et Sawyer (1967) et Eckenfelder (1982) ont trouvé que, pour un effluent secondaire, le volume de boues décantées par précipitation chimique à la chaux était approximativement d'un pourcent du volume des eaux traitées. D'un autre côté, Eliassen et Tchobanoglous, (1968), Rand et Nemerow, 1965, et Slechta et Culp, (1967) mentionnent que pour les boues de chaux 87%, de la chaux peut être récupérée puis réutilisée dans le traitement: c'est un atout économique.

Il faut noter que le choix du réactif de coagulation repose sur l'incidence qu'il a au niveau du traitement des boues: quantité produite, facilité d'épaississement et de déshydratation, coût du traitement, etc.

Les boues qui contiennent de la chaux à pH élevé sont très stables, facilement déshydratées, exemptes de bactéries pathogènes, de virus, d'odeurs et de parasites et peuvent être répandues sur les terres agricoles avec un minimum de risques pour la santé (Brouzes, 1975).

D'ailleurs, les flocs formés avec la chaux sont gros et lourds et ils décantent rapidement, rendant possible une augmentation importante du rendement de beaucoup d'usines de traitement.

Pour la coagulation le choix entre la chaux, le chlorure ferrique ou l'alun, depend aussi du coût et de la facilité de manipulation des boues produites. Les besoins en chaux sont beaucoup plus grands que les quantités requises de sels de fer ou d'alun. Les quantités relatives dépendent de la qualité de l'eau à être traitée.

Pour chaque coagulant utilisé, l'auteur a procédé à l'étude des boues obtenues avec la dose optimale de coagulants. Avec 30 mg/L d'alun, il a obtenu 5033 mg/L de MES et un indice de volume des boues (IVB) de 13,9 ml/L, comparativement à 5567 mg/L et un IVB de 13,5 ml/L obtenus avec 40 mg/L de chlorure ferrique. Avec la chaux, la concentration de MES était de 9300 mg/L tandis que l'indice de volume des boues était de 7,5 ml/L. Selon Vesilind (1979), puisque les boues de tous les essais ont un IVB inférieur à 100, elles ont de très bonnes caractéristiques de décantation. L'indice optimal de volume des boues est celui obtenu avec un dosage de 30 mg/L d'alun. En pratique, ces boues ne devraient pas causer de difficultées pour leur décantation en bassin.

Hawkins et *al.*, (1974) mentionnent que les boues provenant d'un traitement d'adoucissement par la chaux sont plus facilement déshydratées que les boues d'alun et que généralement elles ont une concentration de solides plus grande. La filtration sous vide est une méthode courante de déshydratation des boues des eaux résiduaires. La filtration sous vide déshydrate une suspension par application du vide

à travers un milieu poreux qui retient les matières solides mais permet au liquide de le traverser (Eckenfelder, 1982).

La résistance spécifique de la boue a été choisie dans cette étude comme paramètre de référence pour mesurer les différences de filtrabilité des boues produites lors des essais de floculation. La résistance spécifique est définie comme la différence de pression nécessaire par unité de débit de filtrat dont la viscosité est 1 à travers une unité de poids sec de gâteau (Eckenfelder, 1982).

Les résistances spécifiques obtenus dans cette étude ont été de 2,1 X 10^{13} m/kg pour l'alun, de 1,1 X 10^{13} m/kg pour le chlorure ferrique et de 0,3 X 10^{13} m/kg pour la chaux. Dans le cas de l'alun, la valeur obtenue est inférieure à celle obtenue par Vesilind (1979). Celui-ci mentionne que la résistance spécifique des boues d'alun est comprise entre 10 et 40 X 10^{12} m/kg. Ces valeurs sont aussi semblables à celles obtenues avec des boues activées (Vesilind, 1979).

Contrairement à la théorie de Carman (1934), Glenn (1973) a montré que la résistance spécifique des boues d'alun décroît avec l'augmentation de la concentration de matières en suspension dans l'eau à traiter.

Hawkins et *al.* (1974) mentionnent que les concentrations d'alun qui produisent la plus petite résistance spécifique correspondent approximativement à la concentration optimale déterminée par les essais de floculation-décantation. Ils mentionnent aussi qu'une augmentation de la dose d'alun au-delà de la valeur optimale diminue l'efficacité d'enlèvement de la turbidité et produit une boue qui ne

décante pas très bien. Donc, une augmentation de la dose d'alun ne semble pas être idéale pour produire une boue plus facile à filtrer.

Vesilind (1979) mentionne pour sa part qu'à un pH supérieur à 11,0, les propriétés de décantation et de déshydratation des boues de chaux dépendent d'une manière importante de la concentration du magnésium. La filtrabilité des boues devient très difficile si la résistance spécifique est supérieure à environ 10^{12} m/kg. Ainsi, une concentration de magnésium plus grande que 25 mg/L pourrait rendre la filtration de la boue de chaux difficile.

Même lorsque la résistance spécifique des boues de chaux était supérieure à la valeur mentionnée par Vesilind (1979), l'efficacité d'enlèvement de l'eau par filtration sous vide était supérieure (87%) à celles obtenues avec l'alun (60%) et le chlorure ferrique (64%).

Au tableau 4.9 nous remarquons que, pour les boues produites lors du traitement à la chaux, l'efficacité d'enlèvement de l'eau par filtration sous vide est la même que celle obtenue avec l'eau brute seule. Il faut cependant noter que la résistance spécifique des boues de chaux est supérieure à celle de l'aluminium et du fer.

5.5 NEUTRALISATION

Comme il a été mentionné au chapitre 3, le pH élevé, résultat de l'addition de chaux, doit être abaissé afin d'éviter l'altération des conditions existantes dans les cours d'eaux qui vont recevoir les rejets des usines de traitement. Il faut éviter également la précipitation du calcium et l'entartrage des conduites.

La méthode la plus souvent utilisée pour abaisser le pH est le traitement avec le dioxyde de carbone (produit durant la récuperation de la chaux) mais on utilise aussi l'acide sulfurique et la dilution dans les eaux des cours d'eau récepteurs.

Dans cette étude, l'abaissement du pH a été effectué en ajoutant de l'acide sulfurique ou en diluant avec de l'eau de la rivière de Mille-Iles. Les résultats des dilutions sont présentés aux figures 4.8 et 4.9.

À Laval-Ouest pour réduire à 9,0 le pH de l'eau traitée, il a fallu diluer l'effluent de 24 à 25 fois avec l'eau de la rivière de Mille-Iles (figure 4.8). Avec l'acide sulfurique (0,02 N), il a fallu ajouter un volume d'environ 0,96 litre d'acide pour chaque litre d'eau traitée ou utiliser de 96 mg/L d'acide sulfurique (figure 4.9). La dilution par l'eau de la rivière pourrait se faire à l'aide d'un diffuseur adéquat.

Labonté et Daboval, (1974) ont trouvé que pour diluer leurs eaux traitées avec les eaux de la rivière des Prairies, il était nécessaire de diluer l'effluent de 250 à 300 fois pour réduire le pH de 10,8 à 8,3. Ferguson et Vrale (1984) ont trouvé de leur côté que, pour réduire le pH de leur effluent à 9,0 , il fallait le diluer de 15 à 20 fois avec une eau de mer d'une salinité de 34%.

Labonté et Daboval, (1974) mentionnent qu'il serait intéressant d'envisager un autre moyen que la dilution car il est connu qu'un effluent rejeté à la rivière ne se mélange pas bien aux eaux de celle-ci, à moins de mettre en place un dispositif spécial très

coûteux. Ferguson et Vrale (1984) mentionnent aussi qu'il n'est pas économique d'utiliser un produit chimique pour réduire le pH de l'effluent avant de le rejeter à la rivière ou à la mer.

5.6 ESTIMATION DE LA QUANTITÉ DE BOUES

Dans le choix d'un traitement physico-chimique pour une eau résiduaire urbaine, on devra tenir compte de la quantité de boues produites, ainsi que de sa facilité à la déshydratation (Kriessel et Westrick, 1973). La quantité de boues produites avec la chaux est nettement supérieure (environ le double) à celle produite avec des sels d'aluminium ou de fer (voir tableau 4.11). Cependant elles s'épaississent et se déshydratent beaucoup plus facilement (Eckenfelder, 1982). Ainsi, une analyse globale du traitement des boues s'impose afin de pouvoir déterminer la méthode de traitement la plus économiquement avantageuse. Pour l'évacuation finale, on a normalement le choix entre l'épandage, l'enfouissement, l'incinération ou une combinaison de ces méthodes.

Lorsque la chaux est ajoutée à l'eau usée, elle modifie la quantité, la composition et la qualité (c.-à-d. la facilité de manipulation) de la boue et des solides dans le bassin de clarification. Suite à l'addition de la chaux, à l'enlèvement des solides en suspension et à la formation de phosphate de calcium, de carbonate de calcium et d'hydroxyde de magnésium, la quantité de solides produite dans le clarificateur augmentera.

Boisvert (1969) ainsi que Labonté et Daboval, (1974) ont trouvé que la quantité de boues produites par la dose optimale de chaux représente en moyenne 2,2% du volume des eaux traitées. Buzzell et Sawyer (1967) et Eckenfelder (1982) mentionnent pour leur part que la boue produite représente environ 1% du volume de l'eau résiduaire traitée. Metcalf et Eddy mentionnent quant à eux que ce volume est de 0,5%.

5.7 COÛT DES PRODUITS CHIMIQUES

Le tableau 4.12 permet de constater que pour les eaux usées de Laval-Ouest, le coût des produits chimiques nécessaires à la floculation-décantation est plus élevé dans les cas de la chaux que dans ceux de l'alun et du chlorure ferrique. Comme il a été mentionné plus haut, le procédé de floculation-décantation avec l'alun a donné les meilleurs pourcentages d'enlèvement pour les paramètres étudiés. Cependant, il faudrait effectuer une analyse supplémentaire incluant une étude sur modèle pilote avant de prendre la décision finale quant au coagulant à utiliser. Il ne faut pas non plus oublier qu'avec la chaux, les boues étaient plus faciles à déshydrater. Tous ces éléments doivent être pris en considération lors de l'analyse économique définitive.

CHAPITRE 6

CONCLUSION

À la suite des essais de floculation-décantation effectués sur des eaux usées synthétiques et réelles, nous sommes en mesure de formuler les les conclusions suivantes:

1. L'eau usée synthétique utilisée (Durocher, 1986) simule une véritable eau usée de faible charge organique. Cependant, les résultats obtenus lors des essais de floculation-décantation ont été décevants. Dans le cas de la chaux le pH a dû être augmenté jusqu'à 12,0 afin d'obtenir un enlèvement important de la DCO, des orthophosphates et de la turbidité. L'addition de chaux a provoqué l'augmentation de la concentration de matières en suspension dans l'effluent. Avec la soude caustique, il y a eu un enlèvement supérieur de la turbidité et des orthophosphates. Par contre, l'enlèvement de la DCO n'a été que de 26% comparativement à 39% dans le cas de la chaux.
2. Il a été nécessaire de changer de source d'eau usée lorsqu'on a remarqué que les eaux usées provenant de l'usine de Sainte-Rose contenaient des concentrations élevées de flocs d'alun. Les eaux de l'usine de Laval-Ouest ont donc été utilisées par la suite.

3. La dose optimale d'alun a été de 30 mg/L et le pH optimal de 6,75. Dans le cas du chlorure ferrique, la dose optimale a été de 40 mg/L tandis que le pH optimal a été de 7,0. Lorsque la chaux était utilisée, une concentration de 350 mg/L et un pH de 11,5 ont été nécessaires pour que la clarification soit optimale. Dans ces conditions, il a été possible d'obtenir une diminution de la turbidité de 90% avec l'alun, de 81% avec le chlorure ferrique et de 83% avec la chaux.
4. Pour les eaux usées de l'effluent du dessableur de Laval-Ouest, les résultats des essais de floculation-décantation aux conditiones optimales ont été en général plus satisfaissants lorsque l'alun était utilisé que lorsque le chlorure ferrique ou la chaux étaient employés. Lors de ces essais, la formation d'un floc moyen se produisait très vite durant l'agitation rapide. La décantation de ce floc était bonne et on a constaté qu'après seulement 5 minutes, l'eau était claire comparativement aux essais de floculation sans coagulant.
5. La concentration d'ions magnésium dans les eaux usées de Laval-Ouest ne semble pas être suffisante pour que le traitement à la chaux permette d'obtenir un traitement supérieur à celui obtenu quand l'alun a été utilisé.
6. Dans le cas de l'effluent du décanteur primaire de Laval-Ouest, le traitement à la chaux a donné des pourcentages d'enlèvements plus élevés pour la DCO, les MES et les orthophosphates que lorsque l'alun ou le chlorure ferrique étaient utilisés. Par contre, c'est

en utilisant l'alun que l'enlèvement maximal de turbidité a été obtenu.

7. La décantation et l'épaississement du floc de chaux ont été plus rapides que ceux du floc d'alun et ceux du floc de chlorure ferrique. Les flocs de chaux étaient gros, lourds et ils ont décanté rapidement.

8. Les indices de volume des boues ont respectivement été de 13,9, 13,5 et 7,5 ml/g pour l'alun, le chlorure ferrique et la chaux. Ces valeurs sont très inférieures à la valeur de 100 ml/g mentionnée par Vesilind (1979). Cette dernière étant la valeur limite supérieure pour que les boues aient de bonnes propriétés de décantation.

9. Les pourcentages d'enlèvement d'eau obtenus par filtration sous vide ont été supérieur avec les boues de chaux (87%) qu'avec les boues d'alun (60%) et les boues de chlorure ferrique (64%).

10. Pour effectuer la neutralisation de l'eau traitée avec l'eau de la rivière de Mille-Iles, il a fallu diluer l'effluent de 24 à 25 fois pour que le pH soit réduit de 11,5 à 9,0. En utilisant l'acide sulfurique 0,02 N, il a fallu ajouter un volume d'environ 0,96 litre d'acide par litre d'eau traitée soit une concentration de 96 mg/L d'acide sulfurique (0,02 N).

11. La quantité de boues produite lors des essais de floculation-décantation avec la chaux a été 2 fois plus grande que lorsque l'alun et le chlorure ferrique étaient employés.

12. Le coût des produits chimiques pour traiter les eaux usées de Laval-Ouest est 20 fois moins élevé avec l'alun qu'avec la chaux. Quand le chlorure ferrique est utilisé le coût est 8 fois moindre qu'avec la chaux.

RECOMMANDATIONS.

1. Il serait intéressant d'effectuer des essais de floculation-décantation avec l'eau usée proposée par Durocher (1986) mais cette fois-ci, en augmentant la turbidité par l'addition, par exemple, de bentonite.
2. Pour mieux évaluer l'effet du magnésium lors des essais de floculation-décantation, il faudrait augmenter la concentration de magnésium afin de trouver une combinaison optimale de magnésium et de chaux.
3. Il serait bon de poursuivre ce travail afin d'observer l'enlèvement des différents composés phosphorés ainsi que l'enlèvement de l'azote.
4. Un des principaux avantages du procédé au magnésium est qu'un traitement supérieur peut être obtenu sur une eau usée ayant une forte charge organique. Donc, il faudra faire des expériences avec ce type d'eau plutôt qu'avec des eaux de faible charge comme celles utilisées lors de la présente étude.
5. Puisque la précipitation chimique est aussi utilisée pour l'élimination des métaux lourds, il serait bon d'étudier leur élimination en utilisant la chaux et le magnésium comme coagulants.
6. La récupération des produits chimiques est réalisable lorsque la chaux est utilisée. Il serait souhaitable de faire des études afin de connaître plus précisement la quantité de boues produite et la

possibilité de récupérer et de réutiliser la chaux, le gaz carbonique et le magnésium.

7. Il faudrait compléter ce traitement de floculation-décantation par une filtration suivie d'un dégazage et finalement de la récarbonatation, ceci afin que les eaux traitées puissent être rejetées à la rivière sans effets désastreux.

8. Enfin une étude économique d'un tel traitement est indispensable.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALBERTSON, O.E., SHERWOOD, R.J. (1969). Phosphate Extraction Process. Journal of Water Pollution Control Federation, vol. 41, p. 1476-1490.

ALBRETCH, A.E. (1972). Disposal of Alum Sludges. Journal of American Water Work Association, vol.64, no. 1, p.46-52.

APHA, AWWA, WPCF (1985). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16e éd., 1268 p.

AWWA (1969). Disposal of Waste from Water Treatment Plants, pt. 2. Journal of American Water Work Association, vol. 61, no. 11, p.621-638.

AWWA (1973_a). AWWA SEMINAR PROCEEDINGS: Magnesium Carbonate Recycling, Présenté à la conférence de l'AWWA, Las Vegas, Nevada, 16 p.

AWWA (1973_b). AWWA SEMINAR PROCEEDINGS: Demonstration of the Magnesium Coagulation System at Mongomery, Alabama, Présenté à la conférence de l'AWWA, Las Vegas, Nevada, 45 p.

BERG, E.L., WILLIAMS, R.T. (1970). Single Stage Lime Clarification of Secondary Effluent. Water and Waste Engineering, Vol.7, No.3, p. 42-54.

BERON, P., BRIERE, F. (1986). Manuel d'analyse physico-chimique de l'eau. Editions de l'Ecole Polytechnique, No. 1337, 92 p.

BISHOP, D.F., O'FARREL, T.P., STAMBERG, J.B. (1972). Physical Chemical Treatment of Municipal Wastewater.Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 44, p. 361-371.

BLACK, A.P., CHRISTMAN, R.F. (1961). Electrophoretic Studies of Sludge Particles Produced in Lime-Soda Softening. Journal of American Water Work Association, vol. 53, p. 737-747.

BLACK, S.A., LEWANDOWSKI, W. (1969). Phosphorus Removal by Lime Addition to a Conventional Activated Sludge Plant. Ontario Water Resources Commission, publication 36, 30 p.

BLACK, A.P., SHUEY, B.B. et FLEMING, P.J. (1971). Recovery of Calcium and Magnesium Values from Lime-Soda Softening Sludges. Journal of American Water Work Association, 63 (10), p. 616-622.

BLACK, A.P., THOMPSON, C.G. (1975). Plant-Scale Studies of the Magnesium Carbonate Water Treatment Process. National Environmental Research Center, Projet no. 12120 HMZ, 95 p.

BOISVERT, A. (1969). Traitement chimique à la chaux des eaux usées de la Ville de Montréal pour l'enlèvement des composés phosphorés et azotés. Mémoire de maîtrise, Ecole Polytechnique, Université de Montréal, 223 p.

BROUZES, R.J.P. (1975). The Use of Lime in the Treatment of Municipal Wastewater. Research Report No. 21, Canada-Ontario Agreement, 127 p.

BUZZELL, J.C., SAWYER, C.N. (1967). Removal of Algal Nutrients from Raw Sewage with Lime. Présenté lors du Missouri Water Pollution Con-

trol Annual Meeting, Jefferson City, Mo. Journal of Water Pollution Control Federation, no. 39, p R16-R23.

CAMP, T.R., STEIN, P.C. (1970). Velocity Gradients and Internal Work in Fluid Motion. Journal of Boston Society of Civil Engineering, no. 30, p. 219-237.

CARMAN, P.C. (1934). A Study of the Mechanisme of Filtration, Part II. Journal Society of Chemical Industry, Vol. 53, p. 159T-162T.

DEGREMONT, (1978). Mémento technique de l'eau. éd., Technique et Documentation, huitième édition, 1200 p.

DESJARDINS, R. (1988). Le traitement des eaux. éditions de l'Ecole Polytechnique de Montréal, 359 p.

DUBOSE, A.T. 111. (1973_a). The Effet of Magnesium Coagulation on Municipal Wastes. Thèse, Université de Floride, 139 p.

DUBOSE, A.T. 111. (1973_b). Sludge Disposal and the A.P. BLack Process. Water Treatment Plant Design for the Practicing Engineer, éd., Ann Arbor Science Publishers, Inc., p. 83-103.

DUROCHER, A. (1986). Effet de la dilution de la masse biologique sur le procédé de boues activées soumis à de faibles charges. Mémoire de maîtrise, Ecole Polytechnique, Université de Montréal, 109 p.

ECKENFELDER, W.W. (1982). Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Caractérisation- Techniques d'épuration-Aspects économiques. Technique et documentation Lavoisier, 497 p.

ELIASSEN, R., TCHOBANOGLOUS, G. (1968). Chemical Processing of Wastewater for Nutrient Removal. Journal Water Pollution Control Federation, 39, no. 5, p. R171-R181.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1971). Phosohorus Removal by Ferrous Iron and Lime.Process Design Manual for Phosphorus Removal Office of Water Programs, Project No 11010EGO, 40 p..

FERGUSON, J.F., VRALE, L. (1984). Chemical Aspects of the Lime Seawater Process. Journal of Water Pollution Control Federation, vol. 56, p. 355-363.

FLENTJE, M.E. (1927). Calcium and Magnesium Hydrates. Journal of American Water Work Association, vol. 17, p. 253-260.

FOLKMAN, Y., WACHS, A.M. (1973). Removal of Algae from Stabilisation Ponds Effluent by Lime Treatment. Water Research, vol. 14, p. 135-140.

FULTON, G.P. (1969). Disposal of Wastewater from Water Filtration Plants. Journal of American Water Work Association, vol. 61, no. 7, p. 322-326.

GRAY, A.G. (1981). Phosphorus Reduction Studies. Water Pollution Research and Control, p. 333-340.

GLENN, R.W. (1973). Aluminium Sulfate Coagulant Sludge Filtration Studies. Thèse, Master of Science, Auburn University, Mich., 76 p.

HAWKINS, F.C., JUDKINS, J.F., MORGAN, J.M. (1974). Water-Treatment Sludge Filtration Studies. Journal of American Water Work Association, vol. 66, p. 653-658.

IDELOVITCH, E., ROTH, T., MICHAIL, M., COHEN, A., FRIEDMAN, R. (1980). Dan Region Project in Israel. From Laboratory Experiments to Full-Scale Wasterwater Reuse. Proceeding Water Reuse Symposium, AWWA Research Fondation, Washington, D.C., 52 p.

IDELOVITCH, E., WACHS, A.M. (1982). A New Configuration of the High-Lime Process with Sludge Recirculation for Magnesium Recicling. Water Science and Technology, vol.14, p. 655-673.

JUDKINS, J.F., HORNSBY, J.S. (1978). Color Removal from Textile Dye Waste Using Magnesium Carbonate. Journal of Water Pollution Control Federation, vol. 49, p. 2446-2456.

KRIESSEL, J.F., WESTRICK, J.J. (1973). Municipal Waste Treatment by Physico-Chemical Methods. Applications of New Concepts of Physico-Chemical Waste-Water Treatment. W.W. Eckenfelder, Jr., et al. Eds. Oxford, England, Pergamon Press 26 p.

LABONTE, R., DAVOBAL, B. (1974). Traitement à la chaux des eaux d'égouts brutes en laboratoire et en usine-pilote. Sciences et Techniques de l'Eau, vol.7, nos. 2 et 3, p. 13-19 et p. 29-30.

LECOMPTE, A.R. (1966). Water Reclamation by Excess Lime Treatment of Effluent. TAPPI, vol. 49, p. 121-124.

LEENTVAAR, J., BUNING, W.W.G., KOPPERS, H.M. (1978). Physico-Chemical Treatment of Municipal Wastewater. Coagulation-Floculation. Water-Research, vol. 12, p. 35-40.

LEENTVAAR, J. REBHUN, M. (1982). Effet of Magnesium and Calcium Precipitation on Coagulation-floculation with Lime. Water Research, vol. 16, p. 655-662.

METCALF AND EDDY, INC. (1979). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse. Ed. Mc. Graw-Hill, Inc., 920 p.

MINTON, G.R., CARLSON, D.A. (1973). Primary Sludges Produced by the Addition of Lime to Raw Waste Water. Water Research, vol. 7, p. 1821-1847.

MORGAN, J.M. (1980). Magnesium Coagulation of Oxidation Pond Effluent. Auburn University, Alabama, 44 p.

MULBARGER, M.C., GROSSMAN, E., DEAN, R.B., GRANT, O.L. (1969). Lime Clarification, Recovery, Reuse and Sludge Dewatering Characteristics. Journal of Water Pollution Control Federation, no. 41, p. 2070-2085.

NARKIS, N., REBHUN, M. (1975). Ferric Chloride or Lime for Chemical Treatment. Water and Sewage Works, Janvier, p. 43-45.

O'FARREL, T.P., BISHOP, D.F., BENNETT, S.M. (1969). Advanced Waste Treatment at Washington, D.C. Chemical Engineering Progress Symposium Series, vol. 65, p. 97-251.

PANSWAD, T., WONGCHAISUWAN, S.(1986). Mechanisms of Dye Wastewater Coleur Removal by Magnesium Carbonate-Hydrated Basic. Water Science and Technology, vol. 18, no. 3, p. 139-144.

RAND, M.C., NEMEROW, N.L. (1965). Removal of Algal Nutrients from Domestic Wastewater. Part II. Laboratory Studies New York State Departement of Health, 42 p.

ROTH, T. (1977). Effets of pH and Magnesium Ion in Lime Treatment of Secondary Effluent. Progress in Water Technology, vol. 8, no. 6, p. 317-322.

RUSH, R.J., OLDHAM, W.K., STEPKO, W.E. (1976). Decolorization of Kraft Mill Effluents by Magnesium Coagulation. Présenté au 11th. Canadian Simposium.Water Pollution Research Canada, p. 75-92.

SCHMID, L.A., McKINNEY, R.E. (1969). Phosphate Removal by a Lime-Biological Scheme. Journal of Water Pollution Control Federation. vol. 41, p. 1259-1276.

SEIDEN, L., PATEL, K. (1969). Mathematical Model of Tertiary Treatment by Lime Addition Department of the Interior, Federal Water Quality Administration, Repport, TWRC-14, 15 p.

SLECHTA, A.F., CULP, G.L. (1967). Water Reclamation at South Tahoe Public Utility District. Journal Water Pollution Control Federation, 39, no. 5, p. 787-814.

STAMBERG, J.B., BISHOP, D.F., WARNER, H.P., GRIGGS, S.H. (1970). Lime Precipitation in Municipal Wastewater. Chemical Engineering Progress Symposium Series, vol. 67, no. 107, p. 310-320.

SULLIVAN, D.P., RAPSON, B. (1975). The NSRF Seawater Lime Clarification Process for Kraft Mill Effluents. Projet 3041, N.S. Research Foundation, april, 45 p.

TAYLOR, J.S., SNYDER, B.R., CILIAX, B., FERRARO, C., FISHER, A., HERR, J., MULLER, P., THOMPSON.,D. (1984). Trihalomethane Precursor Removal by the Magnesium Carbonate Process. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/2-84-090, 278 p.

THOMPSON, C.G., SINGLEY, J.E., BLACK, A.P. (1972). Magnesium Carbonate-A Recycled Coagulant. Journal of American Water Work Association, no. 64, [1], p. 93-99.

VESILIND, P.A. (1979). Treatment and Disposal of Wastewater Sludge. Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science Publishers. 323 p.

VINCENT, D.L. (1974). Color Removal from Biologically Treated Pulp and Paper Mill Effluents. CPAR proj. No. 210, Final Report,april, 55 p.

VRALE, L. (1978). Chemical Precipitation of Wastewater with Lime and Seawater. Progress in Water Technologie, vol. 10, nos. 5/6, p. 645-656.

VAN VUUREN, L.R., STANDER, G.J., HENZEN, M.R. (1967). Advanced Purification of Sewage Works Effluent Using a Combined System of Lime Softening and Flotation. Water Research, vol. 1, p. 463-474.

WUHRMANN, K. (1968). Objectifs, Technology and Resultats of Nitrogen and Phosphorus Removal Process. In " Advances in Water Quality Improvement, E.F. Gloyna and W.W. Eckenfelder, Jr. [Ed.], University of Texas Press, Austin, 21 p.

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL
3 9334 00241688 9

CA
UP
19
C8