

Université du Québec

Mémoire présenté à
l'Institut National de la Recherche Scientifique
(INRS-Eau)

comme exigence partielle
de la
maîtrise ès Sciences de l'Eau

par

Jean-Mathieu Bingbouré

B. Sc. Environnement

Prétraitement acide pour l'amélioration de la stabilisation
des boues digérées par voie aérobie

février 1997

© Droits réservés de Jean-Mathieu Bingbouré

REMERCIEMENTS

Je remercie mon directeur de mémoire, le professeur R.D. Tyagi, qui a bien voulu accepter de diriger cette étude, pour la qualité de l'encadrement que j'ai eu durant ce projet.

Je remercie sincèrement mon codirecteur, le docteur Jean-François Blais, qui m'a aidé avec beaucoup de compétence et de dévouement dans la réalisation de ce mémoire. Je tiens à lui assurer de ma profonde gratitude pour l'excellence de sa participation, sa disponibilité, ses conseils et l'attention particulière qu'il a portée à ce travail.

Mes remerciements à mes amis québécois, Marie-Hélène April, Lucie Caron, Corinne Chabot, Denis Chabot et mon humble ami Martin Simard dont j'ai apprécié beaucoup leur compagnie. Pour moi, vous n'êtes pas seulement des connaissances, vous êtes des personnes qui ont beaucoup d'importance, et ce mémoire me semble l'endroit approprié pour vous l'exprimer. C'est l'occasion de témoigner ma reconnaissance à mes amis du Burkina-Faso (Jean-Paul Ouédraogo), à mes parents et ma copine Eugénie Sanon pour tous ce qu'ils ont fait pour moi. Le souci constant de les honorer, a été une source de motivation pour moi. J'exprime ma gratitude à mes amis africains, Nestorine Compaoré, Marième Diallo, Tonkondi Drabo, Kanza Lachab, et la famille Garané pour leur soutien moral tout au long de mon séjour au Canada.

Je remercie enfin le Programme Canadien de bourses de la Francophonie qui m'a permis de réaliser ces travaux de maîtrise. Cela a été une expérience très enrichissante pour moi.

RÉSUMÉ

Les stations de traitement des eaux usées domestiques produisent des boues provenant de procédés de séparation solide-liquide et/ou biologique. La quantité et le volume des boues générées augmentent en raison de la mise en service de nouvelles stations imposée par l'urbanisation. Ces boues subissent des traitements visant d'une part, la réduction de la fraction organique ou de la teneur en matières volatiles avant l'évacuation finale et, d'autre part, la stabilisation microbiologique des boues. À l'heure actuelle, la digestion aérobie des boues est le procédé de traitement le plus couramment utilisé.

Le but de la présente étude visait à améliorer le procédé de digestion aérobie conventionnelle par un traitement physico-chimique situé en amont de cette méthode de stabilisation des boues. La technique étudiée consistait en une acidification des boues avec de l'acide sulfurique, suivie d'une neutralisation par l'hydroxyde de sodium, cette méthode étant couplée ou non, à un traitement thermique. Ce type de prétraitement des boues avait pour objectif d'hydrolyser et de mettre en solution une partie de la matière organique des boues, afin de la rendre plus facilement disponible pour la biomasse responsable de la digestion aérobie et ainsi, de hausser la cinétique de biodégradation des boues d'épuration.

Les résultats obtenus montrent que l'acidification des boues à pH 2.0 ne permet pas de hausser significativement la concentration de matière organique en solution (carbone organique dissout) et ainsi, ne contribue pas à hausser la quantité de matières organiques facilement assimilables par la biomasse active lors de la digestion aérobie des boues. Une acidification plus importante des boues permet certes de solubiliser davantage de matière organique, mais cette approche n'est pas justifiable du point de vue économique compte-tenu des apports requis de produits chimiques.

L'application d'un traitement thermique (autoclave à 121 °C) sur des boues ayant été préalablement acidifiées, permet d'augmenter de manière notable la concentration de matière organique dissoute. Les boues ainsi traitées ont été digérées par voie aérobie et les résultats ont montré que cette technique d'hydrolyse améliore légèrement la cinétique de biodégradation des boues.

L'utilisation à l'échelle réelle de ce prétraitement physico-chimique demeure toutefois peu envisageable considérant les coûts inhérents au chauffage des boues.

La mise au point d'un tel pré-traitement hydrolytique et son intégration dans les chaînes actuelles de traitement des boues d'épuration, nécessiterait une optimisation des paramètres opératoires, tels que le pH, la température de cuisson, le catalyseur chimique utilisé, la concentration et la nature des solides. De plus, la réalisation d'une étude technico-économique serait utile afin d'examiner l'intérêt d'employer un tel procédé, compte-tenu des coûts supplémentaires inhérents à une telle pratique.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xiii
INTRODUCTION	1
1. PROBLÉMATIQUE DE LA GESTION DES BOUES	7
1.1 Production et disposition des boues d'épuration	7
1.1.1 Québec	8
1.1.2 Canada	9
1.1.3 États-Unis	9
1.1.4 Europe	13
1.2 Caractéristiques des boues d'épuration	16
1.2.1 Caractéristiques physico-chimiques	16
1.2.2 Propriétés fertilisantes	19
1.2.3 Polluants toxiques	21
1.2.4 Micro-organismes pathogènes	28
2. DIGESTION AÉROBIE	35
2.1 Principe de la stabilisation aérobie	35
2.2 Variantes de la stabilisation aérobie	37
2.2.1 Procédé de digestion conventionnelle	37
2.2.2 Procédé de digestion thermophile autothermique	38
2.2.3 Procédé de digestion mixte	40
2.2.4 Procédé de digestion aérobie-anoxie	41
2.3 Paramètres de contrôle	42
2.3.1 Temps de séjour	42
2.3.2 Température	43
2.3.3 Âge des boues	43
2.4 Cinétique de la digestion aérobie	44
2.4.1 Influence de la température	44
2.4.2 Effet du pH	46
2.4.3 Effet de l'âge des boues	47
2.4.4 Effet de la concentration initiale en solides	47
2.4.5 Effet de la nature des boues	47
2.5 Performance de la digestion aérobie	49
2.5.1 Réduction de la biomasse	49
2.5.2 Azote	50
2.5.3 Phosphore	52
2.5.4 Destruction des micro-organismes pathogènes	52
3. HYDROLYSE DES BOUES	57
3.1 Sonication	57
3.2 Acidification des boues	58
3.3 Acidification avec traitement thermique des boues	61
3.4 Effet du traitement thermique	65
3.5 Conditions d'hydrolyse des macromolécules organiques	68
3.6 Hypothèse de recherche	70

3.7 Objectifs spécifiques de recherche	71
4. MATÉRIELS ET MÉTHODES	75
4.1 Échantillonnage des boues	75
4.2 Prétraitements des boues	76
4.2.1 Traitement acide (Ac)	77
4.2.2 Traitement thermique (Th)	77
4.2.3 Traitement acide et thermique (Ac+Th)	77
4.3 Description des essais	78
4.3.1 Effet du prétraitement acide sur la digestion des boues	78
4.3.2 Effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues	81
4.3.3 Effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues	83
4.4 Mesures analytiques	87
5. RÉSULTATS ET DISCUSSION	91
5.1 Effet du prétraitement acide sur la digestion des boues	91
5.1.1 Étape d'hydrolyse des boues	93
5.1.2 Étape de digestion aérobie des boues	100
5.2 Effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues	107
5.3 Effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues	120
5.3.1 Essais en fioles d'Erlenmeyer agitées	120
5.3.2 Essais en bioréacteur	131
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	149
BIBLIOGRAPHIE	157

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Dénombrement des divers procédés de traitement des boues d'épuration employés aux États-Unis _____	11
Tableau 2 Production de boues et répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales aux États-Unis _____	12
Tableau 3 Population desservie par les stations d'épuration européennes _____	14
Tableau 4 Production de boues et répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales en Europe _____	15
Tableau 5 Caractérisation des boues (extrait et adapté de Bechac et al., 1984) _____	18
Tableau 6 Caractéristiques agronomiques principales (% p/p) des boues provenant de stations d'épuration biologiques d'eaux résiduaires urbaines (extrait et adapté de Dégremont, 1989) _____	19
Tableau 7 Teneurs médianes ($\mu\text{g}/\text{Kg}$ boues sèches) en composés organiques toxiques dans les boues d'épuration américaines _____	23
Tableau 8 Teneurs typiques (mg/Kg boues sèches) en métaux lourds dans les boues d'épuration municipales _____	27
Tableau 9 Période de survie de quelques micro-organismes pathogènes dans le sol et sur les plantes _____	29
Tableau 10 Effets des différents procédés de traitement des boues sur la destruction des pathogènes et la stabilisation des boues _____	31
Tableau 11 Valeurs de K_d en fonction de divers pH _____	47
Tableau 12 Constante cinétique K_d de la digestion aérobie de divers types de boues _____	49
Tableau 13 Conditions expérimentales des travaux de Anderson et al. (1984) _____	59
Tableau 14 Solubilisation de la matière organique des boues par hydrolyse thermique selon Bouthélet et Dean (1970) _____	63
Tableau 15 Variation de la composition de boues d'origine résiduaire urbaine cuite à 180 °C (extrait de AFEE, 1981) _____	66
Tableau 16 Caractéristiques physico-chimiques des boues d'épuration _____	76
Tableau 17 Description des essais d'hydrolyse en réacteur lors de l'étude de l'effet du prétraitement acide sur la digestion des boues _____	79
Tableau 18 Description des essais de digestion en bioréacteur lors de l'étude de l'effet du prétraitement acide sur la digestion des boues _____	80
Tableau 19 Description des essais en fioles agitées lors de l'étude de l'effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues _____	82

Tableau 20 Description des essais d'hydrolyse en fioles agitées lors de l'étude de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues _____	84
Tableau 21 Description des essais de digestion en fioles agitées lors de l'étude de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues _____	85
Tableau 22 Description des essais d'hydrolyse en réacteur lors de l'étude de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues _____	86
Tableau 23 Description des essais de digestion en bioréacteur lors de l'étude de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues _____	86
Tableau 24 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec lors de l'étude du prétraitement acide sur la digestion des boues _____	93
Tableau 25 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie des boues de Valcartier _____	98
Tableau 26 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie des boues de Tembec _____	99
Tableau 27 Constantes cinétiques K_d d'élimination des MVES au cours des différents essais de digestion des boues de Valcartier et de Tembec _____	105
Tableau 28 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Tembec lors de l'étude de l'effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues _____	109
Tableau 29 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Valcartier lors de l'étude de l'effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues _____	110
Tableau 30 Bilan des solides totaux lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec _____	112
Tableau 31 Bilan des solides volatils lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec _____	113
Tableau 32 Bilan des matières en suspension lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec _____	114
Tableau 33 Bilan des matières volatiles en suspension lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec _____	115
Tableau 34 Bilan du carbone organique dissous lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec _____	118
Tableau 35 Rendement de solubilisation des solides (g COD / g MVES initiales) lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec _____	119
Tableau 36 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Valcartier lors de l'étude en fioles agitées de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues _____	121
Tableau 37 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Jonquière lors de l'étude en fioles agitées de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues _____	122

Tableau 38 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie en fioles agitées des boues de Valcartier _____	127
Tableau 39 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie en fioles agitées des boues de Jonquière _____	128
Tableau 40 Rendement de solubilisation des solides (g COD / g MVES initiales) lors de l'hydrolyse en fioles agitées des boues de Valcartier et de Jonquière _____	128
Tableau 41 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Jonquière lors de l'étude en réacteur de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues _____	131
Tableau 42 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie en réacteur des boues de Valcartier _____	133
Tableau 43 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie en réacteur des boues de Jonquière _____	134
Tableau 44 Constantes cinétiques K_d d'élimination des MVES au cours des différents essais de digestion des boues de Valcartier et de Jonquière _____	140
Tableau 45 Réduction de la fraction organique (MVES/MES*100) au cours de la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Jonquière _____	140
Tableau 46 Constantes cinétiques K_d d'élimination du COD au cours des différents essais de digestion des boues de Valcartier et de Jonquière _____	145

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Influence de la température sur la constante cinétique K_d (extrait de Eckenfelder, 1982)	45
Figure 2 Évolution du pH et du POR lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier. (A) pH, (B) POR. Symboles : (○) A1 ; (□) B1 ; (Δ) C1 ; (●) Cont A1 ; (■) Cont B1 ; (▲) Cont C1	102
Figure 3 Évolution des divers solides lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier. (A) ST, (B) SV, (C) MES, (D) MVES. Symboles : (○) A1 ; (□) B1 ; (Δ) C1 ; (●) Cont A1 ; (■) Cont B1 ; (▲) Cont C1	103
Figure 4 Réduction des divers solides lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier. (A) ST, (B) SV, (C) MES, (D) MVES. Symboles : (○) A1 ; (□) B1 ; (Δ) C1 ; (●) Cont A1 ; (■) Cont B1 ; (▲) Cont C1	104
Figure 5 Évolution du COD lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier. (A) Concentration, (B) Rendement d'enlèvement. Symboles : (○) A1 ; (□) B1 ; (Δ) C1 ; (●) Cont A1 ; (■) Cont B1 ; (▲) Cont C1	106
Figure 6 Évolution du pH et du POR lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Jonquière. (A) pH, (B) POR. Symboles : (●) Cont J ; (○) J1-J ; (■) K1-J ; (□) Cont V ; (▲) J1-V ; (Δ) K1-V	137
Figure 7 Évolution des divers solides lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Jonquière. (A) ST, (B) SV, (C) MES, (D) MVES. Symboles : (●) Cont J ; (○) J1-J ; (■) K1-J ; (□) Cont V ; (▲) J1-V ; (Δ) K1-V	141
Figure 8 Réduction des divers solides lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Jonquière. (A) ST, (B) SV, (C) MES, (D) MVES. Symboles : (●) Cont J ; (○) J1-J ; (■) K1-J ; (□) Cont V ; (▲) J1-V ; (Δ) K1-V	142
Figure 9 Évolution du COD lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Jonquière. (A) Concentration, (B) Rendement d'enlèvement. Symboles : (●) Cont J ; (○) J1-J ; (■) K1-J ; (□) Cont V ; (▲) J1-V ; (Δ) K1-V	145

INTRODUCTION

Le grand effort entrepris depuis quelques décennies pour améliorer la qualité des eaux superficielles a conduit à la mise en oeuvre de nombreuses stations d'épuration des eaux usées. Cela a entraîné une production importante de boues résiduelles, dont le traitement et l'élimination présentent des impacts économiques et sanitaires importants.

Le traitement des boues est devenu un corollaire inévitable du traitement de l'eau, et il nécessite des moyens techniques et financiers parfois élevés. Le coût d'exploitation des installations de traitement de boues représente entre 25 et 50 % du budget d'opération des stations. La chaîne de traitement des boues comprend habituellement une étape de stabilisation de cette biomasse, suivie par leur conditionnement chimique et leur déshydratation mécanique.

La stabilisation des boues peut se faire par diverses méthodes, telles que les digestions aérobie et anaérobie, le chaulage, les procédés d'hydrolyse chimique, ou encore par séchage thermique après déshydratation. L'utilisation de certains procédés de traitement des eaux, tels que les systèmes de boues activées à aération prolongée, permet également d'obtenir une certaine qualité de stabilisation des boues. La digestion aérobie est, avec la digestion anaérobie, le procédé de stabilisation des boues le plus employé dans les stations d'épuration des eaux. Les avantages de la digestion aérobie peuvent se résumer par sa simplicité d'opération, la stabilité de ses performances et des coûts d'exploitation relativement faibles.

Le traitement des boues par digestion aérobie permet d'éliminer, par biodégradation, les matières fermentescibles générant des odeurs, tout en réduisant les quantités de boues produites. De plus, ce procédé élimine en bonne partie les micro-organismes pathogènes retrouvés dans cette biomasse.

Le taux de réduction des matières organiques (MVES) dépend de la charge massique maintenue dans le bassin d'aération et de la proportion de boues primaires. Celle-ci varie habituellement entre 10 et 45 % (Eckenfelder, 1982).

La proportion des MVES est directement liée à la quantité des micro-organismes présents dans les boues et à l'âge de cette dernière. En effet, le rapport des constituants cellulaires varie avec le stade de croissance de ceux-ci. Ils sont constitués d'approximativement 30 % de protéines, 40 % de carbohydrates et 30 % de lipides (Roques, 1979). Ces différentes substances sont libérées par la lyse bactérienne.

Obayashi et Gaudy, (1973) ont classé les substances libérées par la lyse bactérienne suivant leur provenance. Ils distinguent trois groupes de substances :

- Celles qui proviennent du cytoplasme et qui contiennent surtout des enzymes solubles, des acides nucléiques et des produits de stockage d'énergie comme le glycogène et certaines protéines ;
- Celles qui proviennent des membranes des cellules ;
- Celles qui proviennent des exsudats qui tapissent normalement les parois extérieures des cellules.

Le premier groupe est constitué de substances très facilement biodégradables et qui seront remétabolisées très rapidement. Les deux derniers groupes sont riches en polysaccharides que certains auteurs comme Symons et MacKinney ou Washington et Symons, cités par Roques (1979) considèrent comme non biodégradables. Toutefois, Obayashi *et al.* (1973) ont obtenu la dégradation des polysaccharides d'origine microbienne par des populations mixtes provenant de boues activées.

En effet, l'hydrolyse enzymatique des polysaccharides par les micro-organismes indigènes est très lente, cela explique l'oxydation incomplète de la matière organique des boues au cours de la stabilisation aérobie. En utilisant des moyens chimiques pour briser ces macromolécules en monomères organiques, il est très probablement possible d'améliorer l'efficacité de la digestion aérobie des boues. Ainsi, la minéralisation du substrat organique par les micro-organismes sera élevée et rapide.

L'objet principal de cette recherche est donc d'améliorer l'élimination de la matière organique des boues au cours de la digestion aérobie mésophile, par un prétraitement physico-chimique en amont de celle-ci. Ce prétraitement vise à hydrolyser les macromolécules organiques afin qu'elles soient facilement et rapidement minéralisables par les micro-organismes présents dans le milieu.

Le contenu de ce mémoire se subdivise en cinq chapitres. Le premier chapitre traite essentiellement de la problématique de la gestion de boues d'épuration. La caractérisation et la disposition finale des boues y sont abordées. Le principe de la digestion aérobie des boues, les variantes de cette stabilisation, ainsi que les facteurs susceptibles de l'influencer profondément sont développés dans le deuxième chapitre. Le troisième chapitre porte sur les techniques d'hydrolyse des boues ayant été proposées lors de diverses études. La méthodologie de la présente recherche est décrite au quatrième chapitre, alors que le cinquième chapitre présente et discute les résultats expérimentaux de cette étude. Les conclusions et les recommandations de cette recherche sont ensuite présentées, alors que les références bibliographiques terminent ce document.

CHAPITRE 1

PROBLÉMATIQUE DE LA GESTION DES BOUES

1. PROBLÉMATIQUE DE LA GESTION DES BOUES

Les ouvrages d'assainissement se définissent comme l'ensemble des équipements assurant l'acheminement et l'assainissement des eaux usées. Les ouvrages d'assainissement municipaux sont dénombrés sur la base des systèmes de traitement et comprennent, dans chaque cas, la station d'épuration ainsi que le réseau d'égouts de collecte et d'interception (incluant les postes de pompage, les régulateurs de débit et les ouvrages de surverse). Ces systèmes desservent les occupants d'un territoire donné : la population résidentielle, les commerces, les institutions et certaines industries raccordées au réseau d'égouts.

La station d'assainissement des eaux usées est généralement constituée d'une série d'installations, chacune accomplissant une fonction déterminée dans le procédé. De façon générale, les stations d'épuration comprennent les unités suivantes :

- Prétraitement des eaux usées ;
- Traitement primaire ;
- Traitement secondaire ;
- Traitement tertiaire ;
- Traitement et élimination des boues.

Une description des diverses techniques employées pour le traitement des eaux usées municipales est disponible dans les ouvrages d'assainissement des eaux (Degrémont et Lyonnaise des Eaux, 1989; Eckenfelder, 1982; WPCF, 1985).

1.1 Production et disposition des boues d'épuration

La majorité des procédés utilisés dans le traitement des eaux usées municipales produisent des boues provenant d'un procédé de séparation solide-liquide (décantation, flottation, etc.) ou résultant d'une réaction chimique (coagulation), biochimique ou encore biologique.

Ces matières subissent une série de traitement comprenant l'épaississement, le conditionnement et déshydratation des boues et finalement l'évacuation finale. Les boues organiques peuvent aussi subir des traitements visant la réduction de la fraction organique ou de la teneur en matières volatiles avant leur disposition finale.

En ce qui concerne la disposition finale des boues d'épuration, deux approches principales sont envisageables, soit le recyclage ou encore l'élimination. Pour ce qui est du recyclage, l'utilisation des boues comme engrais agricoles est une pratique largement employée à travers le monde. Les boues peuvent aussi être utilisées comme fertilisants sylvicoles ou horticoles, ou pour la bonification des terres. L'enfouissement sanitaire représente la technique d'élimination des boues municipales la plus courante, mais la diminution du nombre de sites disponibles et la hausse des taxes de disposition, fait en sorte de réduire l'intérêt de cette option. L'incinération des boues est également une pratique courante bien que particulièrement coûteuse. Le rejet en mer est également une technique qui a été largement utilisé, toutefois les problèmes environnementaux associés à cet usage ont contraint les autorités à bannir cet usage.

1.1.1 Québec

Au Québec, l'implantation d'ouvrages d'assainissement est réalisée dans le cadre du Programme d'Assainissement des Eaux du Québec (PAEQ). Au terme du volet municipal du PAEQ, plus de 879 municipalités auront acquis les infrastructures requises pour le traitement de leurs eaux usées. À l'heure actuelle, approximativement 77 % de la population québécoise est reliée à un système d'assainissement des eaux. Environ 450 ouvrages municipaux d'assainissement des eaux sont dénombrés actuellement et comprennent, en autres, les ouvrages de la CUM et de la CUQ (Est et Ouest), qui à eux seuls, représentent presque 65 % de la capacité de traitement installée au Québec (Meunier, 1996).

Pour l'épuration des eaux usées divers types de traitement ont été installés dans les municipalités. Le choix du type de traitement à privilégier est fonction de la taille de la municipalité, le type d'eau à traiter, les contraintes physiques de localisation, les objectifs environnementaux, etc.

À l'heure actuelle, la quantité de boues d'épuration produites dans les stations québécoises d'épuration municipales du Québec peut être estimée à environ 125 000 tonnes de boues sèches par année (tbs/an).

1.1.2 Canada

En 1981, environ 48 % de la population canadienne bénéficiait de stations d'épuration des eaux usées (Webber, 1988). Depuis ce temps, ce pourcentage a été haussé significativement, en raison principalement de la mise en œuvre du programme d'assainissement des eaux du Québec.

Actuellement, en Colombie Britannique, en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba, en Ontario, à l'île-du-Prince-Édouard et au Yukon, toutes les eaux usées transportées par des réseaux d'égouts sont épurées. Ce n'est pas encore le cas au Québec, au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse, à Terre-Neuve et dans les Territoires du Nord-Ouest (Webber, 1988).

En ce qui concerne les modes de disposition des boues, 29 % du volume total de boues d'épuration produites au Canada, en 1981, a été employé à des fins agricoles, alors que 37 % a été disposé par enfouissement (Webber, 1988). Cependant, il existe beaucoup de différences d'une province à l'autre. En Ontario, 32 % des boues municipales ont été épandues sur les terres agricoles en 1981. Enfin, il a été estimé que la production annuelle de boues au Canada à la fin du siècle devrait atteindre le million de tonnes sur une base sèche (Webber, 1986).

1.1.3 États-Unis

Une étude récente indique qu'en 1988 près de 15 600 usines d'épuration étaient recensées sur le territoire américain, pour une population desservie d'environ 176 millions de personnes, soit l'équivalent de 71 % de la population totale (Burton Environmental Engineering *et al.*, 1993). Selon les estimés, dans une vingtaine d'années (vers 2010), il est prévu que près de 87 % de la population américaine (247 millions d'individus) sera desservie par plus de 17 300 ouvrages d'assainissement des eaux usées.

Le Tableau 1 présente un portrait global des divers systèmes de traitement des boues d'épuration en place aux États-Unis (Burton Environmental Engineering et *al.*, 1993). Les procédés de digestion aérobie et anaérobie sont largement employés aux États-Unis, alors qu'au Québec, le traitement des boues s'effectue principalement par digestion aérobie ou stockage aérobie.

La production annuelle de boues d'épuration aux États-Unis a été estimée à 5,4 millions de tonnes de boues sèches, soit environ 21,4 Kg par personne par année (USEPA, 1993). Le Tableau 2 montre la répartition des modes de disposition des boues tel que pratiquée en 1988 aux États-Unis (USEPA, 1993). L'épandage des boues et la disposition en surface constitue le mode de disposition des boues municipales le plus commun, suivi de près par l'enfouissement sanitaire. Le rejet des boues en mer est maintenant interdit aux États-Unis depuis quelques années.

Tableau 1 Dénombrement des divers procédés de traitement des boues d'épuration employés aux États-Unis (Burton Environmental Engineering et al., 1993)

Procédés	Qté de stations en 1988	Qté de stations prévues	Hausse	Hausse (%)
Épaississement gravitaire	1 246	1 556	310	25
Digestion aérobie	3 710	4 800	1 090	29
Digestion anaérobie	3 628	4 072	444	12
Traitement thermique	143	163	20	14
Déshydratation mécanique	1 718	2 123	405	24
Séchage à l'air	6 037	7 241	1 204	20
Compostage	77	126	49	64
Fossés d'oxydation	688	822	134	19
Stabilisation chimique	139	189	50	36
Incinération	341	392	51	15
Récupération des gaz et de la chaleur	246	288	42	17
Autres traitements	574	774	200	35

Tableau 2 Production de boues et répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales aux États-Unis

Modes de disposition	Production (x 1000 tbs/an)	Répartition (%)
Épandage et disposition en surface	2 338	43.6
Enfouissement	1 819	34.0
Incinération	865	16.1
Rejet en mer	335	6.3
Total	5 357	100

1.1.4 Europe

La communauté européenne (CEE) regroupe 12 pays représentant une population de 320 millions d'habitants. La CEE établit des législations et requièrent des pays membres que ceux-ci les utilisent pour créer leurs politiques nationales, leur pratiques et leurs statistiques.

Le Tableau 3 présente le nombre de stations d'épuration en Europe de l'Ouest et la population desservie par ces usines de traitement (Newman *et al.*, 1989; Mathews et Schenkel, 1989). L'amélioration de l'efficacité de l'épuration et le traitement des eaux pluviales vont entraîner en France, d'ici une dizaine d'années, un quasi doublement de la quantité de boues à traiter, passant d'une fourchette de 700 000 à 850 000 tonnes de matières sèches par an à plus de 1 300 000 tonnes (Olivier, 1994). De plus, de 1984 à 1994, on note une augmentation de 33 % de la quantité de boues à gérer pour l'ensemble de la CEE (Newman *et al.*, 1989).

Par ailleurs, le choix des modes de disposition se restreint de plus en plus. Ainsi, le rejet des boues en mer sera aboli en 1998 pour l'ensemble de la CEE (Bradley *et al.*, 1992). En France, la mise en décharge des boues représente 40 % du marché de la disposition suivi par la valorisation agricole (40 %) et l'incinération (20 %). Cependant, en 2002, environ 6 700 décharges vont disparaître et les décharges restantes ne seront plus disponibles que pour accueillir des résidus stabilisés (Olivier, 1994). Le Tableau 4 présente la production et les modes de disposition des boues européennes (Olivier, 1994). Le Luxembourg, le Royaume-Uni et la France sont les pays qui favorisent le plus la valorisation agricole tandis que la Grèce, l'Allemagne et l'Italie favorisent l'enfouissement en décharge. Enfin, six pays utilisent encore la pratique du rejet en mer ce qui représente plus de 540 440 tonnes de boues sèches qui devront être redispesées de façon différente à partir de 1998.

Tableau 3 Population desservie par les stations d'épuration européennes

Pays	Population (millions)		Population desservie (%)			Nombre de stations 1985-1986
	1984	1987	1984	1990	1994	
Allemagne (Ouest)	61	61	91	90	92	8 167
Autriche	-	7,6	-	48	-	500
Belgique	9,8	9,8	27	33	-	223
Danemark	5,2	5,2	92	-	92	3 036
Espagne	38	39	91	-	99	600
Finlande	-	4,9	-	67	-	560
France	54	55	-	64	-	7 519
Grèce	10	-	45	-	60	12
Hongrie	-	11	-	40	-	300
Irlande	3,5	-	64	-	69	911
Italie	57	57	78	-	-	3 119
Luxembourg	0,37	0,37	91	92	99	63
Norvège	-	4,2	-	51	-	618
Pays-Bas	15	15	80	90	95	501
Portugal	-	-	-	47	-	340
Royaume-Uni	56	57	95	-	95	8 463
Suède	-	8,4	-	83	-	1 000
Suisse	-	6,6	-	80	-	860
CEE	-	320	86	-	84	32 108

Tableau 4 Production de boues et répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales en Europe

Pays	Décharge (%)	Épandage (%)	Incinération (%)	Rejet en mer (%)	Production (x 1000tbs/an)
Allemagne	65	25	10	-	2 500
Royaume-Uni	19	46	10	30	1 075
Belgique	50	28	22	-	35
Danemark	27	37	28	8	130
Espagne	50	10	10	30	300
France	40	40	20	-	700
Grèce	90	10	-	-	200
Irlande	34	23	-	43	23
Italie	55	34	11	-	800
Luxembourg	18	81	-	-	15
Pays-Bas	37	26	4	33	280
Portugal	28	11	-	61	25
Moyenne	43,5	30,1	13,8	34,2	-

1.2 Caractéristiques des boues d'épuration

Les éléments polluants et leurs produits de transformation retirés de la phase liquide au cours du traitement d'eau, quelque soit leur nature, se trouvent finalement rassemblés dans la très grande majorité des cas dans des suspensions plus ou moins concentrées dénommées boues. La quantité et la composition des boues dépendent à la fois de la nature de la pollution initiale de l'eau et des procédés d'épuration auxquels cette eau a été soumise comme l'indique le Tableau 5. Les stations par boues activées en aération prolongée sont parmi les ouvrages qui produisent un minimum de boues en excès, alors qu'une station biologique travaillant à forte charge produira à la fois des boues biologiques fermentescibles en quantité plus importante mais également des boues séparées de l'eau lors de la décantation primaire (Bechac *et al.*, 1984). Ces boues nécessitent généralement une stabilisation (aérobie ou anaérobie) avant tout traitement mécanique ou thermique de déshydratation.

1.2.1 Caractéristiques physico-chimiques

Le caractère commun à toutes les boues d'épuration des eaux usées est de constituer un déchet liquide (95 à 98 % d'eau). Le pourcentage restant est constitué de matières plus ou moins biodégradables. Degrémont (1989) propose une classification des différentes boues en fonction de leur origine et de leur composition. Il distingue six classes de boues: la classe organique hydrophile, minérale hydrophile, huileuse, minérale hydrophobe, minérale hydrophile-hydrophobe et la classe fibreuses.

La classe organique hydrophile est la plus étendue. Elle regroupe toutes les catégories de boues résultant du traitement biologique d'eaux résiduaires et dont la teneur en matières volatiles peut atteindre jusqu'à 90 % de la totalité des matières sèches. Toutefois, son caractère colloïdal rend délicate leur déshydratation.

La classification la plus courante est celle faite à partir l'étape de production de la boue dans la chaîne de traitement des eaux. Ce sont les boues primaires, lesquelles sont produites dans les décanteurs primaires et sont généralement plus chargées en solides en

suspension d'origine minérale que les boues secondaires, sans que le pourcentage de matières sèches puisse excéder 5 % (Roques, 1979). Les boues de couleur gris noir sont dans la plupart des cas très pauvres en oxygène et répandent une odeur caractéristique des milieux anaérobies.

Les boues d'épuration comprennent également les boues secondaires, lesquelles sont produites dans le bassin d'aération et dans le clarificateur secondaire. Les boues secondaires sont constituées d'un conglomérat de micro-organismes vivants ou morts, de débris de cellules microbiennes lysées, de particules organiques plus ou moins facilement biodégradables, d'absorbants et de colloïdes organiques piégés dans le floc bactérien (Roques, 1979). Selon le même auteur, elles contiennent moins de 1,5 % de solides en suspension, dont 70 à 80 % sont classés comme matières volatiles en suspension (MVES) et correspondent donc à des matières organiques. Les boues mixtes sont un mélange des boues primaires et secondaires.

Les boues primaires, secondaires, ou mixtes constituent ce que l'on appelle les boues fraîches. Si une partie de la matière organique est éliminée des boues fraîches, elles sont dites stabilisées ou digérées suivant le mode de traitement.

Tableau 5 Caractérisation des boues (extrait et adapté de Bechac et *al.*, 1984)

Type de boues	Origine des boues	Couleur	MVES/MES	Humidité (%)	Caractéristiques
Primaires	décanteurs	gris noirâtre	70-80	95-97	graisses, débris de papiers, fragments non dégradés
Secondaires	boues activées biodisques biofiltres	brunâtre	65-85	98-99	légère odeur terreuse
Digérées	fosses Imhoff digesteurs	noire	45-65	93-95	aspect granuleux et odeur d'hydrocarbure
Septiques	fosses septiques	brun-vert	75	95-97	putride et coloration noirâtre au vieillissement
Physico-chimique	décanteurs	brun-rouge laiteux	55-70	96-98	type de boues primaires, granuleuses, putrescibles

1.2.2 Propriétés fertilisantes

Les boues provenant du traitement des eaux usées résiduaires urbaines et de certaines industries peuvent être utilisées pour l'amendement des sols. Elles contiennent certains éléments nutritifs utiles à la croissance des plantes dont l'azote, le phosphore, le potassium et le magnésium. Les quantités varient d'une boue à l'autre selon l'origine et le mode de traitement (AFEE, 1985). La composition moyenne de certaines boues pour quelques éléments principaux dont la matière organique (MO), l'azote, le phosphore, le potassium et le magnésium est indiquée au Tableau 6. Avec des teneurs en azote de l'ordre de 5 à 6 % des matières sèches et au moins 1 % de phosphore, les boues stabilisées et déshydratées constituent une excellente source de fertilisants.

La forme sous laquelle se présentent ces matières nutritives est également importante car la vitesse d'assimilation en dépend. L'azote, par exemple n'est assimilable qu'en partie la première année ; environ 30 à 50 % pour les boues liquides et de 20 à 40 % pour les boues déshydratées. Le taux d'assimilation annuel va ensuite en décroissant (AFEE, 1981). L'intérêt de l'utilisation des boues dépend de la nature des sols, des cultures végétales, des types d'exploitation, ainsi que du mode d'épandage. L'intérêt de l'utilisation des boues réside également dans l'apport de matières humiques et par l'amélioration du pouvoir de rétention d'eau (Dégremont, 1989).

Toutefois, pour que cet apport reste bénéfique, il faut arriver à une élimination correcte des graisses qui risquent en s'accumulant de provoquer un colmatage du sol, et aussi des métaux lourds et des pathogènes en particulier dans le cas d'utilisation en cultures maraîchères (Roques, 1979).

Juste (1979) précise que la présence dans les boues de petites quantités de métaux peut exercer une action bénéfique sur les plantes, dans la mesure où ces éléments peuvent être considérés comme nécessaires à celles-ci et quand les boues sont épandues sur des sols où existent des probabilités de carences. L'intoxication des plantes n'apparaît que lorsque les quantités de métaux appliquées au sol sont très largement supérieures aux besoins.

Tableau 6 Caractéristiques agronomiques principales (% p/p) des boues provenant de stations d'épuration biologiques d'eaux résiduaires urbaines (extrait et adapté de Dégremont, 1989)

Paramètres	Boues primaires		Boues mixtes		Boues secondaires*
	Fraîches	Digérées	Fraîches	Digérées	
Matière organique	55-65	40-55	60-80	40-65	55-70
N	2.5-3	2-2.5	3.5-4.5	2-2.5	1-1.5
P	1-1.5	0.5-1	2-2.5	1-1.5	2-2.5
K	0.2-0.3	0.2-0.3	0.2-0.3	0.2-0.3	0.2-0.3
Ca	5-15	5-15	5-15	5-15	5-15

* Boues secondaires provenant d'un système d'aération prolongée

1.2.3 Polluants toxiques

L'agence de protection environnementale américaine tient à jour une liste des polluants toxiques, présents en différentes concentrations dans les eaux usées et les boues, et présentant un risque certain pour la santé humaine (U.S. Code of Federal Regulations, 1986). Cette liste de polluants toxiques comprend 127 composés inorganiques et organiques pouvant être regroupés en cinq catégories :

- Métaux et cyanure (14) ;
- Composés organiques volatils (28) ;
- Composés organiques semi-volatils (58) ;
- Pesticides et PCB (25) ;
- Autres (2).

Les composés organiques semi-volatils peuvent aussi être subdivisés en produits extractibles en milieu acide et en milieu neutre ou basique. Les deux composés autres sont l'amiante (asbestos) et le 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD).

1.2.3.1 Composés organiques

La présence des polluants organiques dans les boues n'a pas été aussi bien caractérisée que pour les métaux lourds. L'organisation mondiale de la santé (OMS) a déclaré que plus de 1 000 composés organiques peuvent se retrouver dans les eaux usées, ce qui rend leur étude particulièrement difficile et coûteuse. Le Tableau 7 illustre toutefois les teneurs médianes obtenues pour certains composés organiques toxiques présents dans des échantillons de boues américaines prélevées de 40 stations d'épuration lors de l'étude « *40-City Survey* » (U.S. EPA, 1982) et de 58 stations lors de l'étude de « *Association of Municipal Sewerage Agencies (AMSA)* » (AMSA, 1987). L'article préparé par Webber et Lesage (1989) compare le contenu en contaminants organiques de 15 boues canadiennes avec des boues américaines et du royaume-Uni.

Ces chercheurs ont conclu que la présence des composés organiques toxiques ne représente pas de risque important suite à l'application des boues canadiennes sur les terres agricoles.

Des informations supplémentaires concernant les polluants organiques toxiques dans les boues sont disponibles dans la synthèse préparée par Gschwind *et al.* (1992), dans la recherche du U.S. EPA (1990), ainsi que dans les études de Jacobs et Zabik (1984), Lue-Hing *et al.* (1986), McIntyre et Lester (1982, 1984) et McIntyre *et al.* (1981).

Tableau 7 Teneurs médianes ($\mu\text{g}/\text{Kg}$ boues sèches) en composés organiques toxiques dans les boues d'épuration américaines

Polluants toxiques	40-City	AMSA
Benzidene	281	1 770
Benzo(a)pyrene	1	500
Bis(2-ethyl) phthalate	105 000	5 400
Dimethylnitrosamine	281	1 160
Hexachlorobenzene	155	400
Hexechlorobutadiene	23	370
Benzene	336	100
Carbon tetrachloride	0.006	100
Chloroform	26	100
Tetrachloroethylene	150	-
Trichloroethylene	529	100
Vinyl chloride	0.076	90
PCB	34	410

1.2.3.2 Métaux toxiques

La présence de concentrations élevées en métaux toxiques dans les boues constitue un obstacle restreignant de manière importante l'utilisation des boues en agriculture (Alloway et Jackson, 1991; Bruce et Davis, 1989; Korentajer, 1991; U.S. EPA, 1993). Les procédés conventionnels de traitement des boues, tels la stabilisation aérobie ou anaérobie, sont inopérants pour l'enlèvement des métaux toxiques. Au contraire, le processus de digestion des boues, lequel cause une réduction des solides dans les boues, résulte en une concentration des métaux lourds potentiellement toxiques.

Nriagu et Pacyna (1988) ont évalué la production mondiale de boues d'épuration à 30 millions de tbs/an, à raison de 30 g par capita par jour. En Amérique du Nord et en Europe, environ 50 % des boues produites par les usines d'épuration municipales contiennent des concentrations en métaux lourds qui excèdent les normes recommandées pour l'épandage agricole (Blais *et al.*, 1992; Dirkzwager et L'Hermite, 1989; U.S. EPA, 1990; Wozniak et Huang, 1982). Par exemple, Lester *et al.* (1983) ont signalé que 82 à 85 % des boues d'épuration produites au Royaume-Uni excèdent les normes prescrites en métaux pour une application sur les terres agricoles. L'étude de Tjell (1986) fait état que 60 % des boues municipales de l'ancienne république fédérale d'Allemagne ne respectent pas les normes portant sur les métaux. En Afrique du Sud, une recherche réalisée par Smith et Vasiloudis (1989) a permis de mesurer que 36 % des boues analysées ne rencontrent pas les limites minimales en métaux recommandées. Wong et Henry (1984) ont estimé que plus de 50 % des boues ontariennes sont inaptées à l'épandage agricole. Une caractérisation chimique de boues d'épuration provenant de 34 stations d'épuration québécoises a indiqué que 52 % de celles-ci sont impropres à la valorisation agricole (St-Yves et Beaulieu, 1988). Une étude récente préparée par Desjardins et Brière (1994) fait état qu'environ 47 % des stations d'étangs aérés facultatifs du Québec, génèrent des boues excédant, pour au moins un métal (principalement le cuivre), les limites prescrites pour l'épandage agricole.

Le Tableau 8 présente les concentrations en métaux lourds mesurées dans des boues d'épuration lors de diverses études. Les études « *National Sewage Sludge Survey* » et « 40

City Survey» ont été menées respectivement auprès de 200 et 45 stations d'épuration américaines en 1979 et 1989 (U.S. EPA, 1990). Mininni et Santori (1987) ont recensé les teneurs en métaux lourds mesurées dans des boues d'épuration lors de 28 études effectuées à travers le monde entre 1972 et 1984.

Pour leur part, Smith et Vasiloudis (1991) ont répertorié les teneurs en métaux dans les boues de 77 stations d'épuration municipales d'Afrique du Sud. L'on retrouve également les teneurs moyennes en métaux toxiques déterminées dans les boues générées dans 34 stations d'épuration québécoises (St-Yves et Beaulieu, 1989), ainsi que dans des boues de 32 étangs aérés facultatifs du Québec (Desjardins et Brière, 1994). Finalement, les limites québécoises recommandées et obligatoires en métaux lourds pour une utilisation des boues d'épuration en agriculture sont présentées (Gouvernement du Québec, 1991).

L'accumulation des métaux dans la chaîne alimentaire peut également être problématique lorsque les boues respectent les normes prescrites par les autorités gouvernementales. Par exemple, Chang *et al.* (1984) ont mesuré la teneur en métaux des sols après épandage des boues de Los Angeles. Ces boues respectaient l'ancienne loi américaine concernant la charge cumulative en métaux. Malgré cela, la concentration des différents métaux dans le sol a augmenté par des facteurs de cinq à neuf, selon les différents métaux. Dans une autre étude avec la milorganite, Levine *et al.* (1989) ont rapporté une augmentation par un facteur de deux de la concentration des métaux dans le sol avec des boues épandues selon les anciennes normes de la U.S. E.P.A. Adamu *et al.* (1989) ont également rapporté une rapide accumulation des métaux dans le sol sur une période de 10 ans avec une charge cumulative de métaux représentant 50 % de ce qui était permis. Des problèmes similaires ont aussi été constatés en Angleterre (McGrath et Lane, 1989).

Le cuivre, le nickel et le zinc sont phytotoxiques et leurs concentrations élevées dans le sol peuvent affecter fortement le rendement des récoltes (Davis et Carlton-Smith, 1984; Lester *et al.*, 1983; Mench *et al.*, 1992; Sommers et Nelson, 1981; Webber, 1986). L'accumulation des métaux dans les plantes à la suite de l'épandage de boues d'épuration a été démontrée pour l'antimoine, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le mercure, le molybdène, le nickel, le plomb et le sélénium et le zinc (Adamu *et al.*, 1989;

Cappon, 1991; Davis et Carlton-Smith, 1980; Granato *et al.*, 1991; Hernandez *et al.*, 1991; Jackson et Alloway, 1991; Jing et Logan, 1992; Levine *et al.*, 1989; Obbard *et al.*, 1993; Roca et Pomares, 1991; Tadesse *et al.*, 1991). Les métaux peuvent également se retrouver dans la chaîne alimentaire par une adhésion à la surface des végétaux résultant de l'application de boues d'épuration sur les terres (Klessa et Desira-Buttigieg, 1992).

La présence des métaux lourds dans la partie comestible des végétaux peut s'avérer un risque pour la santé humaine et animale. Par exemple, le cadmium est un élément particulièrement redouté puisque les symptômes de sa phytotoxicité apparaît à des concentrations près de 10 fois supérieures à celles où apparaissent les symptômes de sa zootoxicité (Coker et Matthews, 1983). Chez l'homme et les animaux, l'absorption excessive de cadmium favorise son accumulation dans les reins et le foie, engendrant ainsi des dommages histologiques et fonctionnels. Les effets biologiques du cadmium incluent aussi des interférences avec des systèmes enzymatiques fondamentaux, tel la phosphorylase oxydative, par blocage des groupements thiols, ainsi que des interférences avec la synthèse des acides nucléiques (Doyle *et al.*, 1978). Le cadmium présenterait aussi certaines propriétés cardiotoxiques (Carmignani *et al.*, 1983; NAS, 1979).

Le plomb est aussi un élément qui présente un potentiel de zootoxicité plus élevé que celui de phytotoxicité. Bien que le potentiel d'accumulation de cet élément dans la chaîne alimentaire soit faible (Coker et Matthews, 1983), des effets toxiques ont été rapportés chez des bovins ayant mangé de la terre amendée avec des boues fortement polluées par le plomb (Webber, 1986). L'exposition environnementale à de faibles teneurs en plomb est associée à divers désordres métaboliques et déficiences neuropsychologiques chez l'Homme (NAS, 1980; U.S. EPA, 1986): effets nuisibles au niveau du métabolisme des cellules rouges du sang; perturbations de l'homéostasie du calcium dans les hépatocytes, les cellules osseuses et les cellules du cerveau; dommages neurologiques. Diverses études ont également mis en évidence l'effet nuisible du plomb dans l'hypertension artérielle humaine (Nriagu, 1988).

De manière générale, les métaux toxiques tels que Al, As, Sb, Be, Bi, Cd, Hg, Cr, Co, Mn, Ni, Pb, Ti, V, Se et Zn pourraient nuire à la reproduction humaine ou être initiateur ou

promoteur de certains cancers, en agissant comme inhibiteur dans la biosynthèse de l'ADN ou de l'ARN, ou encore comme agent mutagène (Babich *et al.*, 1985; Jennette, 1981; Martell, 1981). De nombreux ouvrages synthèses ont été proposés au cours des dernières années concernant les risques associés à l'application de boues chargées en métaux lourds sur les terres agricoles (Coker et Matthews, 1983; Mininni et Santori, 1987; Sterritt et Lester, 1980).

Tableau 8 Teneurs typiques (mg/Kg boues sèches) en métaux lourds dans les boues d'épuration municipales

Études	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
NSSS	9,9	-	6,9	-	119	741	5,2	-	9,2	42,7	134	5,2	1202
40-City	6,7	-	69,0	-	429	602	2,8	-	17,7	135	369	7,3	1594
Miminni et Santori	11,0	44,1	16,2	12,4	309	634	5,4	382	9,7	77,3	417	-	2126
Smith et Vasiloudis	7,0	31,0	12,0	-	551	654	5,0	-	6,0	154	452	4,0	2054
St-Yves et Beaulieu	2,7	71,0	3,2	17,3	44,5	699	1,6	1113	11,3	20,8	98	0,6	595
Desjardins et Brière	4,7	43,0	4,9	14,3	92	963	2,2	342	10,5	58,0	167	2,8	692
<i>Limit, souhaitables</i>	<i>15</i>	<i>100</i>	<i>10</i>	<i>50</i>	<i>500</i>	<i>600</i>	<i>5</i>	<i>1500</i>	<i>20</i>	<i>100</i>	<i>300</i>	<i>14</i>	<i>1750</i>
<i>Limit, obligatoires</i>	<i>30</i>	<i>200</i>	<i>15</i>	<i>100</i>	<i>1000</i>	<i>1000</i>	<i>10</i>	<i>3000</i>	<i>25</i>	<i>180</i>	<i>500</i>	<i>25</i>	<i>2000</i>

1.2.4 Micro-organismes pathogènes

Les eaux usées et les boues d'épuration contiennent une très grande variété de micro-organismes, dont une petite partie est pathogénique pour l'humain. Les teneurs en micro-organismes pathogènes dans les boues varient selon l'état de santé de la population desservie et aussi en fonction des procédés de stabilisation et de traitement employés. Les micro-organismes pathogènes peuvent être classés en quatre catégories, soit les bactéries, les champignons, les virus et les parasites.

La transmission des maladies peut se faire par contact direct avec les boues et par la consommation d'aliments ayant été contaminés par contact avec les boues. Un autre vecteur de transmission des maladies est la contamination des nappes souterraines et des eaux de surface servant de réservoir d'eau potable. La durée de survie dans les sols des pathogènes varie énormément; Certains organismes pathogènes ne survivent que quelques jours, alors que d'autres peuvent vivre plusieurs années. Le Tableau 9 expose le temps moyen de survie de quelques micro-organismes pathogènes dans le sol et sur les plantes (Parsons *et al.*, 1975; Polan et Jones, 1992).

Les organismes présentant le plus grand risque pour la santé humaine et animale suite à l'épandage agricole des boues sont les *Salmonella*, en raison de leur prévalence et de leur caractère pathogène, les parasites *Ascaris*, à cause de l'extrême résistance de leurs oeufs, les *Taenia*, en raison de l'exposition du bétail, ainsi que les virus qui résistent à la désactivation et qui sont difficiles à contrôler (Environnement Canada, 1985).

Tableau 9 Période de survie de quelques micro-organismes pathogènes dans le sol et sur les plantes

Organismes	Milieu	Période de survie (jours)
Coliformes	sol	38
	légumes	35
	gazon et trèfle	6 - 34
Streptocoques fécaux	sol	26 - 27
<i>Salmonella</i> spp.	surface du sol	15 - >280
	légumes et fruits	3 - 49
<i>Salmonella typhi</i>	sol	1 - 120
	légumes et fruits	<1 - 68
<i>Shigella</i> spp.	gazon	42
	légumes	2 - 10
<i>E. histolytica</i>	sol	6 - 8
	légumes	<1 - 3
	eau	8 - 40
Entérovirus	sol	8
	légumes	4 - 6
Oeufs d' <i>Ascaris</i>	sol	7 ans
	légumes et fruits	27 - 35

L'efficacité de destruction des organismes pathogènes par différents procédés de traitement des boues d'épuration tirée de Farrell et Stern (1975) est indiquée au Tableau 10. Les traitements comme la pasteurisation, la radiation ionique et les traitements thermiques permettent une élimination complète des germes pathogènes mais ont relativement peu d'effet sur la putrescibilité des boues et la production d'odeurs. Les traitements à la chaux et la chlorination sont deux bonnes méthodes de destruction des pathogènes mais la stabilisation des boues n'est que partielle. Les digestions aérobie et anaérobie stabilisent les boues mais ne détruisent pas complètement les micro-organismes pathogènes. Les variantes thermophiles de ces procédés de digestion sont nettement plus performantes pour l'élimination des pathogènes présents dans les boues.

Au Québec, pour pouvoir être valorisées en agriculture, les boues doivent être stabilisées par digestion aérobie, par digestion anaérobie ou à la chaux. Les boues âgées de plus de 20 jours provenant de systèmes de traitement d'eaux usées peuvent également être épandues.

La problématique des micro-organismes pathogènes dans les boues a été revue par plusieurs auteurs (Dudley *et al.*, 1980; Polan et Jones, 1992; U.S. EPA, 1979). La microbiologie générale des boues d'épuration a été décrite adéquatement par Bertucci et Sedita (1992).

Tableau 10 Effets des différents procédés de traitement des boues sur la destruction des pathogènes et la stabilisation des boues

Traitements	Réduction des pathogènes	Pouvoir de putréfaction	Contrôle des odeurs
Digestion anaérobie	moyen	faible	bon
Digestion aérobie	moyen	faible	bon
Chlorination	bon	moyen	bon
Traitement à la chaux	bon	moyen	bon
Pasteurisation	excellent	fort	faible
Radiation ionique	excellent	fort	moyen
Traitement à la chaleur	excellent	fort	faible
Compostage	bon	faible	bon

CHAPITRE 2
DIGESTION AÉROBIE

2. DIGESTION AÉROBIE

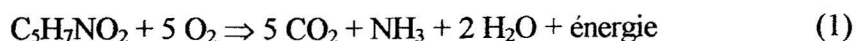
La composition des boues et la présence de divers micro-organismes favorisent les transformations biochimiques au sein de celles-ci, suivant des processus très variables selon la proportion de matière organique, la nature de la microflore et les conditions extérieures. Une fois disposées dans l'environnement, les boues sont susceptibles de générer des odeurs désagréables et ce, d'autant plus rapidement que la fraction volatile est prédominante. Pour s'affranchir de cet inconvénient, il est nécessaire d'avoir recours à des techniques particulières appelées traitements de stabilisation. La stabilisation des boues qui, peut être aérobie ou anaérobie, a pour but de réduire les matières organiques des boues à une valeur critique correspondant à un seuil en deçà duquel les boues ne causeront pas ou peu de nuisances. Le présent chapitre est consacré à la stabilisation ou digestion aérobie des boues.

2.1 Principe de la stabilisation aérobie

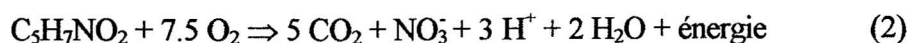
La digestion aérobie de boues est une fermentation généralement continue, sans recyclage de la biomasse. La matière biodégradable est constituée, soit de la DBO particulaire absorbée ou simplement piégée dans le floc, soit des réserves stockées dans les cellules, soit des constituants cellulaires pouvant servir de substrats secondaires après autolyse (Roques, 1979). Les micro-organismes consomment leur propre protoplasme pour obtenir l'énergie pour la maintenance de leurs cellules. L'utilisation de leur réserve pour leur fonction vitale est appelée respiration endogène, elle correspond à l'activité catabolique du métabolisme microbien. Le résultat est la décomposition de la portion carbonée des boues en CO_2 et en H_2O et la partie azotée en NH_4^+ et NO_3^- .

En d'autres termes, la stabilisation aérobie a pour objectif premier de réduire la fraction organique volatile de la biomasse représentée par le paramètre MVES (matière volatile en suspension) par oxydation en présence d'oxygène pur ou d'air. Elle emploie le métabolisme endogène des micro-organismes présents dans le milieu.

La stabilisation aérobie des boues est particulièrement facilitée quand la pollution carbonée est sous forme soluble et facilement assimilable (sucres, acides organiques à faible poids moléculaire). En supposant comme constituant moyen des boues la formule $C_5H_7NO_2$, la première étape de la minéralisation de la matière organique est la suivante :



Le temps de rétention des boues relativement élevé (15 à 20 jours) est suffisant pour permettre le développement de bactéries chimiolithotrophes nitrifiantes qui convertissent l'azote inorganique en nitrate. Cette nitrification sera évoquée plus loin. L'équation simplifiée de la stabilisation aérobie des boues est alors :



On remarque que le processus est exothermique d'une part et d'autre part conduit à une acidification du milieu due à la nitrification. La chaleur produite est utilisée pour maintenir le processus dans une plage de température méso ou thermophile, et pour désinfecter les boues. La production de H^+ cause une baisse du pH dans le réacteur où se déroule la digestion, et peut affecter l'efficacité du traitement en particulier si la capacité tampon est faible (Desjardins *et al.*, 1992a).

Au total, l'oxydation complète de la matière organique des boues requiert 160 g d'oxygène pour oxyder 113 g de matière organique et 64 g d'oxygène pour oxyder 17 g de NH_3 . Dans ces conditions, la stabilisation complète de 1 g de MVES demande l'utilisation de 2 g d'oxygène (Bechac *et al.*, 1984). Toutefois, l'oxydation totale de la matière organique n'est pas effective au cours de la stabilisation aérobie, celle qui subsiste dans la digestion aérobie est en grande partie sous forme de déchets d'enveloppes bactériennes, riches en polysaccharides et difficilement biodégradables (Roques, 1979).

La stabilisation aérobie s'effectue dans des bassins aérés par des diffuseurs submergés ou des aérateurs mécaniques de surface (Edeline, 1981). Ce procédé est habituellement opéré à température ambiante.

Cette technique est envisageable dans des stations de traitement de moyenne importance (capacités inférieures à 38 000 m³/j) qui n'utilisent pas comme principe de traitement biologique l'aération prolongée (Bechac *et al.*, 1984).

La minéralisation des boues primaires et secondaires conduit à une minéralisation du milieu liquide pauvre en substrat organique, ainsi qu'à une importante oxydation de la matière cellulaire.

2.2 Variantes de la stabilisation aérobie

La digestion aérobie est applicable pour les boues biologiques, ou pour un mélange de boues primaires et secondaires (appelé boues mixtes). Pour les boues fraîches, la biomasse se nourrit du substrat exogène contenu dans les boues primaires après quoi la phase endogène commence.

Les coûts élevés associés à l'aération et le désir d'améliorer l'efficacité de la digestion aérobie en termes de réduction de MVES et de pathogènes ont favorisé le développement de variantes plus avantageuses de ce procédé, comme la digestion autothermique thermophile, la digestion mixte et la digestion anoxie-aérobie.

2.2.1 Procédé de digestion conventionnelle

Dans sa forme conventionnelle, la digestion aérobie est similaire au procédé de boues activées, à l'exception du temps de séjour des boues qui est nettement plus long. Le procédé conventionnel s'opère à température ambiante, soit habituellement, à des températures de boues comprises entre 8 et 22 °C. La stabilisation aérobie s'effectue dans des bassins aérés par des diffuseurs submergés ou des aérateurs mécaniques de surface. La digestion aérobie conventionnelle présente plusieurs avantages sur la digestion anaérobie classique (Desjardins et Lessard, 1992a) :

- L'opération des digesteurs aérobies est plus simple que celle des digesteurs anaérobies, de même, moins de problèmes d'instabilité sont constatés ;

- De plus, une plus grande partie de la valeur fertilisante des boues est conservée lors du traitement par voie aérobie en comparaison au traitement anaérobie ;
- La digestion aérobie requiert une moins grande concentration de boues pour opérer, ceci permettant d'éviter la nécessité d'une étape d'épaississement ;
- Finalement, les coûts en capitaux pour la construction des digesteurs aérobies sont moins élevés que pour les digesteurs anaérobies.

Il faut toutefois considérer que la digestion aérobie classique présente quelques désavantages par rapport à la digestion anaérobie :

- Les coûts d'opération des digesteurs aérobies sont forts élevés, en raison de la grande demande énergétique occasionnée par l'aération des bassins ;
- Aucune récupération énergétique ne résulte du procédé de digestion aérobie, alors que le méthane produit lors de la digestion anaérobie est utilisé, permettant ainsi de diminuer les coûts d'opération ;
- La performance de la digestion aérobie est très dépendante de la température, donc des conditions climatiques.

Ils existent plusieurs documents de synthèse faisant état de l'opération et du contrôle du procédé de digestion aérobie conventionnel (Degremont, 1989; Desjardins et Lessard, 1992a; Rich, 1987; U.S. EPA, 1979).

2.2.2 Procédé de digestion thermophile autothermique

La température affectant appréciablement la cinétique de digestion des boues, des temps de rétention très longs deviennent nécessaires pour stabiliser complètement les boues en saison hivernale. Par exemple, un temps de rétention de 60 jours est requis pour la digestion

suffisante des boues à 10 °C, et de 80 jours à 5 °C (Koers et Mavinic, 1977). L'isolation thermique des digesteurs peut permettre de contrer cet inconvénient en rendant la température des boues indépendante de celle du milieu environnant. Cette isolation peut aussi permettre de conserver la chaleur produite par les réactions d'oxydation de la matière organique et ainsi, augmenter la température des boues jusqu'aux températures thermophiles (45 à 65 °C) (Jewell et Kabrick, 1980; Kambhu et Andrews, 1969; Matsch et Drnevich, 1977).

La digestion des boues dans ces conditions thermophiles de température s'effectue de façon plus rapide que dans les conditions mésophiles, ce qui résulte en une réduction significative du temps de séjour des boues dans les digesteurs. La faisabilité des procédés thermophiles sans source exogène de chaleur a été démontrée lors de diverses études (Kambhu et Andrews, 1969; Popel et Ohnmacht, 1972; Smith *et al.*, 1975; Surucu *et al.*, 1976). Les avantages de la digestion aérobie autothermique sur la digestion aérobie mésophiles peuvent se résumer ainsi :

- La hausse des cinétiques de digestion permet de diminuer le temps de digestion des boues (< 7 jours) (Gould et Drnevich, 1978; Grulois *et al.*, 1991; Jewell et Kabrick, 1980; Kelly *et al.*, 1993; Matsch et Drnevich, 1977; Tyagi *et al.*, 1990; Wolinski, 1985) ;
- Les températures élevées entraînent une destruction très performante des micro-organismes pathogènes (Martin *et al.*, 1990; Matsch et Drnevich, 1977; Surucu *et al.*, 1976) ;
- La nitrification n'a habituellement pas lieu en conditions thermophiles, permettant ainsi de diminuer la demande en oxygène du système (Surucu *et al.*, 1976) ;
- Les micro-organismes thermophiles nécessitent une énergie de maintenance accrue, ce qui résulte en une production réduite de biomasse (Sonnleitner et Fiechter, 1983; Surucu *et al.*, 1976).

Il faut cependant prendre note que le procédé de digestion aérobie autothermique nécessite une teneur en solides initiales plus élevée que la digestion aérobie mésophile, et ce, afin d'atteindre les températures thermophiles.

L'opération des digesteurs thermophiles (ATAD) peut se faire avec des systèmes d'aération à l'oxygène pur (Gould et Drnevich, 1978; Matsch et Drnevich, 1977; Smith *et al.*, 1975), ou encore avec l'aération conventionnelle (Jewell et Kabrick, 1980; Kelly, 1991; Wolinski, 1985). La technologie de digestion aérobie thermophile autothermique (ATAD) est fort populaire en Allemagne. Deeny *et al.* (1991) ont présenté une étude détaillée décrivant les conditions opératoires et l'économie de plus de 35 systèmes ATAD en fonction dans ce pays.

2.2.3 Procédé de digestion mixte

Au cours des dernières années, de nouvelles approches de digestion biologique des boues ont été développées. Par exemple, la digestion aérobie autothermique peut être associée avec une étape de digestion anaérobie mésophile pour former un procédé mixte.

Deux variantes de ce type de combinaison de procédés de digestion ont été utilisées, soit la pré-digestion aérobie thermophile suivie de la digestion anaérobie mésophile, et la digestion anaérobie mésophile suivie de la digestion aérobie thermophile (Desjardins et Lessard, 1992a).

Dans le premier cas, les boues sont pré-digérées (temps de séjour d'environ 1 jour) dans un digesteur thermophile autothermique, puis elles sont acheminées dans un réacteur anaérobie mésophile, où la digestion peut alors être complétée dans une période de traitement s'étalant entre 8 et 10 jours (Appleton et Venosa, 1986). L'implantation de ce procédé est suggérée dans les stations d'épuration dont la capacité des digesteurs anaérobies est excédée (Fuggle et Spensley, 1985; Loll, 1989).

Il faut noter que la chaleur des boues produite lors de l'étape thermophile est transférée dans le digesteur anaérobie, ce qui permet de maintenir celui-ci dans les conditions de températures optimales, sans apport exogène de chaleur.

Le méthane produit lors de la digestion anaérobie est donc pleinement utilisable pour d'autres fins énergétiques dans la station d'épuration (Appleton et Venosa, 1986; Fuggle et Spensely, 1985; Loll, 1989). Ce procédé permet d'obtenir une désinfection très performante des boues et favorise l'équilibre des conditions opératoires dans le digesteur anaérobie (Appleton et Venosa, 1986; Fuggle et Spensely, 1985).

L'autre variante possible de la digestion mixte consiste à réaliser le procédé de digestion anaérobie en amont d'une étape de digestion aérobie autothermique. Dans ce cas, l'opération de la digestion anaérobie est sous sa forme conventionnelle (temps de séjour de 15 à 30 jours), toutefois, une plus grande réduction de la matière organique est atteinte, de même qu'une meilleure désinfection des boues. L'ajout d'un échangeur de chaleur associant les boues digérées dans le digesteur thermophile et les boues affluentes du digesteur anaérobie permet de récupérer une partie de la chaleur produite.

2.2.4 Procédé de digestion aérobie-anoxie

Les coûts énergétiques importants inhérents à l'aération des digesteurs aérobies ont orienté la recherche de procédé de digestion à aération intermittente. Le principe de base associé à cette approche est l'utilisation, par les micro-organismes à métabolisme respiratoire, du nitrate comme accepteur final d'électrons, lorsque la disponibilité de l'oxygène est limitée, donc en conditions anoxiques (Desjardins et Lessard, 1992a).

Le procédé de digestion anoxie-aérobie consiste à traiter les boues par une alternance de conditions d'aération et de non-aération. Lors de la phase aérobie, les activités biologiques de minéralisation de la matière organique causent une oxydation de l'azote ammoniacal en nitrate, lequel devient disponible pour la respiration lorsque l'aération est arrêtée (phase anoxie). Les diverses études portant sur ce procédé témoignent d'une stabilisation des boues équivalente au procédé conventionnel de digestion aérobie (Jenkins et Mavinic, 1989a; Matsuda *et al.*, 1988; Peddie et Mavinic, 1990; Warner *et al.*, 1986). De plus, cette nouvelle variante technologique présente des avantages intéressants par rapport à la digestion aérobie de base (Desjardins et Lessard, 1992a):

- Les coûts énergétiques associés à l'aération sont nettement moindres (jusqu'à 42 % de moins) (Jenkins et Mavinic, 1989a) ;
- L'alcalinité produite en conditions anoxies favorise le maintien du pH près de la neutralité (Peddie et Mavinic, 1990) ;
- À la suite de la dénitrification, un enlèvement appréciable (entre 20 et 32 %) de l'azote total est constaté dans les boues (Hao et Kim, 1990; Jenkins et Mavinic, 1989a; Matsuda *et al.*, 1988).

La dénitrification prévalant dans les boues lors du procédé de digestion anoxie-aérobie permet d'obtenir un effluent de meilleure qualité que pour le procédé conventionnel (Hashimoto *et al.*, 1982; Jenkins et Mavinic, 1989b; Peddie et Mavinic, 1990). Toutefois, les travaux de Kim et Hao (1990) ont révélé que la déshydratabilité des boues digérées par cette nouvelle technique est relativement faible.

L'implantation du procédé de digestion anoxie-aérobie dans une station se fait aisément, en incorporant des périodes d'arrêt d'aération dans les digesteurs (Dold *et al.*, 1985; Matsuda *et al.*, 1988; Warner *et al.*, 1986). Une autre possibilité est d'effectuer une pré-digestion dans un bassin anoxie séparé (non-aéré), suivie d'une digestion dans un bassin aéré (Hao et Kim, 1990; Hashimoto *et al.*, 1982). La recirculation d'une partie de l'effluent du bassin aéré vers le bassin anoxie est requise pour satisfaire aux besoins en nitrate de la respiration.

2.3 Paramètres de contrôle

Plusieurs facteurs contrôlent la stabilisation aérobie des boues. En effet, certains auteurs en dénombrent une dizaine, ce qui traduit la complexité du phénomène biologique (Eckenfelder, 1982). De plus, il faut noter que ces différents facteurs ont des interactions synergiques et/ou antagonistes. Toutefois, de manière simplifiée, le taux de minéralisation des boues dépend principalement du temps de séjour, de la température ainsi que de l'âge des boues introduites.

2.3.1 Temps de séjour

Le temps de séjour est très dépendant de la température, de la nature des boues et de l'âge de celles-ci. Il faut habituellement 10 à 15 jours pour stabiliser convenablement des boues secondaires à 20 °C, tandis que 15 à 20 jours sont nécessaires pour des boues primaires.

Il va sans dire que des boues contenant une faible biomasse active nécessitera un temps de traitement plus élevé. La digestion aérobie des boues, dans l'intervalle de température mésophile, requiert des temps plus longs (10 à 20 jours) que lors de la digestion thermophile (< 5 jours).

Malgré ce temps de séjour élevé, la présence de boues non-stabilisées est régulièrement constatée dans l'effluent des digesteurs à une seule étape. Pour ce faire, l'utilisation de stabilisateurs à plusieurs étapes (habituellement deux étapes) permet normalement d'atteindre un taux de stabilisation plus élevé et plus homogène.

2.3.2 Température

Tel que discuté précédemment, la température détermine le temps de séjour et le niveau de désinfection des boues. Dans le cas du procédé conventionnel, il est bien connu que le taux de dégradation des boues augmente avec la température jusqu'aux environs de 35 °C, après quoi, le changement dans les populations bactériennes provoque une baisse d'activité jusqu'à l'adaptation aux températures thermophiles.

La température affecte les phénomènes biologiques à deux niveaux selon Eikum *et al.* (1974). Dans un premier temps, elle influence les réactions enzymatiques qui sont responsables de la réduction des MVES, puis la diffusion des substrats dans les bactéries.

2.3.3 Âge des boues

Pour les boues provenant d'un procédé biologique, il est logique de penser que plus le temps de rétention des solides de ce procédé est long, plus leur fraction non biodégradable devient importante. En fait, la proportion de débris cellulaires, en particulier d'enveloppes bactériennes plus ou moins riches en polysaccharides augmente quand l'âge des boues

augmente. En ce qui concerne l'effet de l'âge des boues sur la constante de vitesse de dégradation, Goodman et Englande (1974) proposent que cette constante diminue avec l'âge des boues.

Le pH des boues, l'aération (oxygène dissout), les nutriments, la concentration de solides, ainsi que la nature des boues sont au nombre des facteurs très souvent cités dans la littérature qui contrôlent la minéralisation des boues.

2.4 Cinétique de la digestion aérobie

En mode cuvée, la cinétique d'élimination des matières organique dégradables suit une loi d'ordre un (Eckenfelder, 1982; Matsh *et al.*, 1977) :

$$dX/dt = K_d \times X \quad (3)$$

où

K_d = constante cinétique de dégradation en jour⁻¹ ;

X = concentration des MVES.

Les facteurs agissant positivement ou négativement sur la digestion aérobie auront le même effet sur la constante cinétique « K_d ». La température, le pH, l'âge des boues, la concentration initiale des MES ou MVES et le type de boues affectent de façon significative la constante K_d .

2.4.1 Influence de la température

La température affecte la constante cinétique K_d suivant la loi d'Arrhenius (Matsh *et al.*, 1977; Randall *et al.*, 1975; Rajagopal *et al.*, 1989) :

$$K_d(t) = K_d(20) \times \theta^{(t-20)} \quad (4)$$

où

$K_d(t)$ = constante cinétique à une température t ;

$K_d(20)$ = constante cinétique à une température 20 °C ;

θ = constante comprise entre 1,02 et 1,07.

L'expression mathématique (4) est valable en régime mésophile et thermophile (Randall *et al.*, 1975, Matsh *et al.*, 1977). La Figure 1 rassemble les résultats obtenus en régime mésophile et thermophile par Match *et al.* (1977) (extrait du livre de Eckenfelder, 1982).

Dans l'intervalle de température mésophile la constante K_d augmente avec la température (Devendra *et al.*, 1986; Kim *et al.*, 1990; Rajagopal *et al.*, 1989). La valeur maximale observée est $0,477 \text{ j}^{-1}$ à 35 °C (pour un temps de demi-réaction de 1,55 jours). Cette constante décroît avec l'accroissement de la température entre 35 et 40 °C et reste stable jusqu'à 60 °C (Devendra *et al.*, 1986).

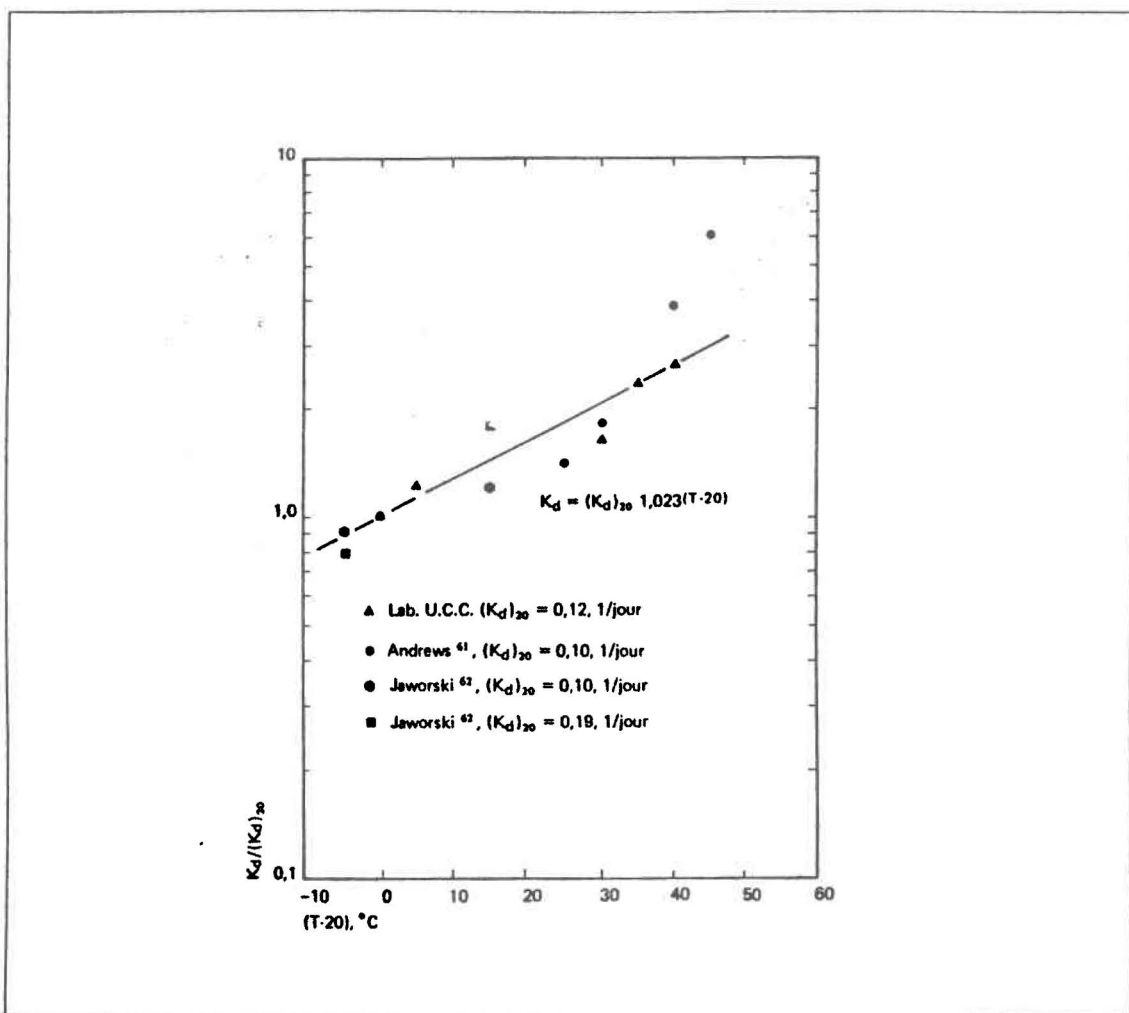


Figure 1 Influence de la température sur la constante cinétique K_d (extrait de Eckenfelder, 1982)

2.4.2 Effet du pH

L'effet du pH sur la cinétique de la digestion des boues est en liaison avec son impact sur la biomasse vivante dans le milieu. Les travaux de Devendra *et al.* (1986) ont montré qu'à pH constant, dans l'intervalle de pH 4,5 et 10,4, la constante cinétique varie de 0,084 à 0,20 j^{-1} avec un maximum au voisinage de pH 8. Rajagopal *et al.* (1989) concluent à des valeurs de K_d supérieures à 0,2 j^{-1} pour les pH $\geq 6,5$. Le Tableau 11 donne quelques valeurs de K_d en fonction du pH pour des conditions mésophiles.

Tableau 11 Valeurs de K_d en fonction de divers pH

pH	Solides initiaux (g/L)	K_d (j ⁻¹)	Auteurs
≥ 6,5	SV : 4,7-4,8	0,484	Rajagopal <i>et al.</i> (1989)
≥ 6,5	SV : 2,8-2,9	0,731	Rajagopal <i>et al.</i> (1989)
Variable	SV : 4,7-4,8	0,234	Rajagopal <i>et al.</i> (1989)
Variable	SV : 2,8-2,9	0,343	Rajagopal <i>et al.</i> (1989)
4,5 ≤ pH ≤ 10,4	MES : 12	0,084 à 0.20	Devendra <i>et al.</i> (1986)

2.4.3 Effet de l'âge des boues

La constante cinétique K_d diminue lorsque l'âge des boues augmente (Rajagopal, 1989). Cela semble normal puisque plusieurs auteurs s'accordent à dire que la difficulté de stabilisation augmente lorsque les boues sont âgées. Les boues âgées ont généralement une forte teneur en matière organique difficilement biodégradable.

2.4.4 Effet de la concentration initiale en solides

L'effet de la concentration initiale en solides a été largement étudié sur la stabilisation aérobie des boues. La constante de dégradation de ces dernières décroît lorsque la teneur en solides augmente. Cet effet serait attribuable au faible transfert d'oxygène lorsque les concentrations en solides des boues sont élevées (Ganczarczyk *et al.*, 1980).

2.4.5 Effet de la nature des boues

La performance de la digestion aérobie des boues varie selon la nature de celles-ci. La teneur en matière organique des boues est un paramètre important car il conditionne, pour une température donnée, le temps de séjour pour assurer une bonne stabilisation.

Plus le rapport MVES/MES est important donc plus la fraction organique est grande, plus le temps de séjour sera élevé pour atteindre une stabilisation adéquate.

En supposant que les boues ont le même âge, la cinétique de stabilisation des boues primaires est inférieure à celles des boues mixtes, elle-même inférieure à la digestion des boues secondaires (Tableau 12). Ce phénomène est confirmé par les travaux de Rajagopal *et al.* (1989). Ces chercheurs ont constaté que la constante K_d des boues primaires est inférieure à celle des boues mixtes, qui est aussi plus petite que la constante K_d des boues secondaires.

Il existe beaucoup des travaux sur la cinétique de la digestion aérobie des boues municipales. La constante K_d mesurée est différente d'une étude à l'autre, mais reste toujours inférieure à 0,5. Cependant, tous les auteurs s'accordent à dire que le coefficient K_d d'élimination du substrat exprimé par les MVES, dépend de la structure des boues, des conditions environnementales et varie avec la température suivant la loi empirique d'Arrhenius.

En fait, dans la pratique la gestion d'une stabilisation n'est jamais conduite suivant le principe d'un traitement en mode cuvée mais se rapproche d'une alimentation et d'un soutirage en continu des boues fraîches et traitées. Dans ce cas, la loi du rendement d'élimination des MVES est représentée par un modèle homographique résultant de l'intégration des lois de dilution et d'élimination du substrat en mode cuvée.

Selon Bechac *et al.* (1984), la formule suivante est alors obtenue :

$$X_F / X_O = 1 / (1 + K_d \times T) \quad (5)$$

où

X_F = concentration de boues fraîches ;

X_O = concentration dans le réacteur ;

K_d = constante d'élimination des solides ;

T = temps de séjour dans le réacteur.

Tableau 12 Constante cinétique K_d de la digestion aérobie de divers types de boues

Types de boues	Température (°C)	K_d (j^{-1})	Auteurs
Boues secondaires	20	0,048	Kim <i>et al.</i> (1990)
	mésophile	0,33	Bishop <i>et al.</i> (1978)
	mésophile	0,12	Reece <i>et al.</i> (1979)
	mésophile	0,084 - 0,2	Devendra <i>et al.</i> (1988)
	mésophile	0,016 - 0,426	Rajagopal <i>et al.</i> (1989)
Boues primaires	7	0,0228	Eikum <i>et al.</i> (1974)
	12	0,0324	Eikum <i>et al.</i> (1974)
	18	0,0668	Eikum <i>et al.</i> (1974)
	25	0,1086	Eikum <i>et al.</i> (1974)
	mésophile	0,028 - 0,056	Rajagopal <i>et al.</i> (1989)
Boues mixtes	mésophile	0,089 - 0,151	Rajagopal <i>et al.</i> (1989)

2.5 Performance de la digestion aérobie

La performance de la digestion aérobie dépend de plusieurs facteurs, mais aussi de l'exploitation des installations. Il faut pour ce faire contrôler le maximum de ces paramètres pour obtenir une stabilisation satisfaisante. La performance de la digestion aérobie est dans bien de cas exprimée en terme de réduction des matières volatiles en suspension (MVES), mais également en termes de minéralisation des éléments nutritifs et de destruction des germes pathogènes.

2.5.1 Réduction de la biomasse

L'objectif premier de la digestion aérobie est de réduire la matière organique biodégradable représentée par les MVES. Son efficacité dépend de plusieurs facteurs tels que la

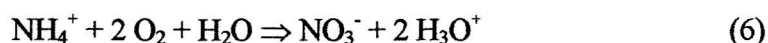
température, le type de boues, le mode d'alimentation du bioréacteur et la présence ou non de contrôle du pH du milieu. L'efficacité exprimée en termes de réduction de la biomasse peut varier de 10 à 40 %. Le temps de rétention généralement appliqué en digestion aérobie est d'environ 10 à 15 jours.

Il est difficile de pouvoir fixer à priori le niveau d'enlèvement des MVES à enlever pour obtenir une stabilisation correcte et ce, en raison de l'extrême variabilité de la composition des boues. Des réductions de MVES de l'ordre de 50 % sont généralement considérées comme satisfaisantes. Le critère de stabilisation des boues a été fixé à 37 % d'enlèvement des MVES par le U.S. EPA (1979). Brouzes (1971) a proposé de considérer comme stabilisées des boues dont la masse varie de moins de 10 % après cinq jours de stabilisation aérobie à 20 °C.

2.5.2 Azote

L'azote est un des constituants essentiels de la matière vivante puisque présent dans les acides aminés, il sert à l'édification de toutes protéines. L'élimination de l'azote implique à la fois la nitrification et la dénitrification. Elle est étroitement liée au degré de nitrification atteint. Au cours de la digestion aérobie des boues, les transformations intéressantes de l'azote sont: l'ammonification et la nitrification, la dénitrification se déroulant en condition anaérobie. L'ammonification conduit à la libération de l'ammoniac (équation 1). Elle s'accompagne d'une augmentation de l'alcalinité du milieu.

La nitrification est relative à l'oxydation de l'ammoniac en nitrate par l'intermédiaire des bactéries nitrifiantes. Elle intervient après la dégradation complète des matières carbonées (Martin, 1979). Elle s'opère en deux phases : la nitritation et la nitratisation. Les nitrites généralement observables constituent un intermédiaire non-stable. L'équation globale de la nitrification s'écrit:



La nitritation et la nitratisation sont l'oeuvre respective des *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*. Ces deux genres bactériens utilisent le CO₂ et l'ion bicarbonate comme source de carbone,

et l'énergie libérée par l'oxydation des composés azotés pour satisfaire les besoins de leur croissance.

La nitrification consomme de l'oxygène mais produit peu de boues: 0,17 mg de bactéries nitrifiantes/mg d'azote ammoniacal (Martin, 1979). Elle s'accompagne d'une diminution sensible du pH et du TAC (titre alcalimétrique) qui peuvent affecter la performance de la digestion. Cela explique le fait que l'on est souvent recours à un contrôle du pH du milieu par addition de chaux ou de diverses autres bases.

Tous les facteurs susceptibles de nuire au développement des bactéries nitrifiantes peuvent inhiber la nitrification. Parmi les facteurs physico-chimiques trois se distinguent par l'importance de leur effet :

- La température : la vitesse de nitrification est très ralentie en-dessous de 10 °C et voire même inexistante au cours de la digestion aérobie thermophile ;
- Le pH : les bactéries nitrifiantes sont inhibées à des pH inférieurs à 4,5 et leur croissance diminue avec l'acidification des boues ;
- L'oxygène dissous : la teneur en oxygène critique pour la phase de nitrification est de l'ordre de 0,7 à 0,8 mg/L.

Un certain nombre de substances sont des inhibiteurs de la nitrification. Martin (1979) indique que de fortes concentrations en ion nitrite ou en ammoniacque inhibent la nitrification. Pour les composés organiques, il semble que les composés organiques soufrés sont très toxiques pour les bactéries nitrifiantes, et dans une moindre mesure, les composés phénolés.

La nitrification ne change pas notablement la quantité d'azote rejetée, mais elle présente un grand intérêt en raison de la moindre toxicité de la forme nitrique par rapport aux formes ammoniacales et nitreuses. Lors de la digestion aérobie mésophile des boues, l'ammoniacque et le nitrate sont les produits azotés solubles les plus dominants.

Les bactéries nitrifiantes ont une faible vitesse de croissance, par conséquent les rendements de la nitrification sont faibles et ils sont très sensibles aux conditions environnementales.

2.5.3 Phosphore

Plusieurs auteurs ont étudié le devenir du phosphore durant la stabilisation aérobie. Ils signalent des possibilités de relargage du phosphore durant la digestion aérobie. Pour des boues activées très riches en phosphore (7 % de poids sec), Wells (1970) constate un relargage dans le surnageant faisant passer la concentration en orthophosphates de 1 à 50 mg/L. Par contre, pour des concentrations normales (1 à 2 % de phosphore), Ingeris (1965) ne constatent aucune modification de la concentration en phosphore dans le surnageant. Il ressort de la littérature que le phosphore est libéré (ou relargué) au cours de la respiration endogène dans le surnageant. Le phosphore devient alors disponible pour les autres cellules.

2.5.4 Destruction des micro-organismes pathogènes

Les boues surtout celles provenant du traitement des eaux usées domestiques contiennent un nombre très élevé de germes banaux, mais ces dernières sont concentrées de micro-organismes d'origine fécale donc à priori dangereux pour l'homme et pour les animaux. La manipulation des boues et la consommation sans cuisson des cultures sur boues urbaines (légumes et fruits) sont des facteurs de transmission de maladies virales et bactériennes.

Les traitements aérobies des boues ont une efficacité variable sur l'élimination des micro-organismes. La littérature rapporte des abattements des germes témoins de contamination fécale compris entre 1 et 5 unités logarithmiques (Surampalli *et al.*, 1993). Le taux de réduction des indicateurs de pollution fécale et de pathogènes sont différents. Avec la digestion seule, le pourcentage de destruction des coliformes est élevé puisqu'il se situe entre 90 et 99 %. Les *Salmonella* lorsqu'elles sont présentes n'en sont pas pour autant éliminées; elles persistent trois fois sur quatre (Leclerc, 1971). Généralement, les taux d'élimination suivent l'ordre suivant: coliformes fécaux > streptocoques fécaux > *Salmonella* (Surampalli *et al.*, 1993).

La cinétique de l'élimination des pathogènes est fonction d'une combinaison de la température qui prévaut dans le réacteur et du temps de séjour des boues. Les fortes réductions sont enregistrées lorsque la digestion est opérée dans l'intervalle de température thermophile. En condition mésophile, il faut 60 jours à 15 °C, 40 jours à 20 °C pour obtenir un niveau de désinfection satisfaisant contre moins de 20 jours entre 55 et 60 °C. De ce fait, la digestion aérobie autothermique thermophile est intéressante car celle-ci opère à 60 °C.

Selon Benefield *et al.* (1983) la vitesse de réduction de germes indicateurs a tendance à augmenter lorsque la température croît. Ils constatent par ailleurs que les concentrations de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux diminuent avec le temps. Leur étude indique que la réduction des coliformes fécaux est d'une unité logarithmique après 15 jours à 20 °C, ou au bout de 8 jours à 30 °C.

De façon générale, les traitements d'épuration biologique sont peu efficaces en ce qui concerne la destruction de micro-organismes potentiellement dangereux pour l'humain. La plupart des traitements que subissent les boues provoquent simplement une chute des populations pathogènes mais très rarement leur disparition complète (Juste, 1979). Afin de promouvoir une utilisation non restrictive des boues on envisage souvent leur désinfection. Celle-ci peut être assurée par divers procédés malheureusement coûteux (Alexandre, 1979).

Le procédé thermique qui consiste à la pasteurisation thermique pendant une durée d'au moins 30 minutes à une température de 60 à 70 °C. Ce procédé est coûteux car consommateur d'énergie. D'autre part, s'il est efficace vis à vis la plupart des entérobactéries et des virus, il ne détruit pas les germes sporulés ni les oeufs de parasites. En outre, le compostage des boues avec d'autres matières organiques serait beaucoup plus efficace puisqu'il permet sur de longues périodes d'atteindre des températures de 60 à 80 °C.

Le chaulage des boues est relativement efficace dans l'élimination des pathogènes dans les boues. Seuls les oeufs de parasites sont, dans certaines conditions, susceptibles de conserver leur pouvoir végétatif. Cette pratique est cependant peu compatible avec l'utilisation agricole des boues, en plus de hausser la quantité de boues produites suite à

l'addition de chaux.

L'irradiation est un procédé onéreux qui présente l'avantage de ne pas modifier les propriétés agronomiques des boues et d'être efficace vis à vis de la totalité des micro-organismes considérés, pour autant que la dose appliquée soit suffisante.

CHAPITRE 3
HYDROLYSE DES BOUES

3. HYDROLYSE DES BOUES

La digestion aérobie conventionnelle produit des boues relativement bien stabilisées. Au cours de ce processus, l'hydrolyse enzymatique des macromolécules organiques par les bactéries est très lente. Afin d'accélérer cette stabilisation plusieurs travaux ont été réalisés en procédant à une hydrolyse physico-chimique des boues. La sonication, l'acidification, le traitement thermique, l'acidification avec un traitement thermique sont les moyens souvent utilisés à cet effet. Très peu de ces travaux ont été suivis d'une digestion de boues pré-traitées. La plupart des auteurs suggèrent une réinjection des liqueurs en tête du bassin d'aération de la station de traitement des eaux usées où les boues ont été produites.

L'hydrolyse est un clivage des composés organiques s'accompagnant d'une hydratation des molécules :



AB = substrat organique ;

AH et BOH sont les produits de l'hydrolyse.

L'hydrolyse peut ainsi conduire à la formation de sucres simples et d'acides aminés.

3.1 Sonication

Elle consiste à exposer les cellules bactériennes à des ondes sonores de haute fréquence (ultrasons). Les ultrasons détruisent les cellules par la formation de zones localisées de faible pression à l'intérieur ou près de la cellule (Stainer *et al.*, 1966).

La sonication est un procédé physique employé pour briser la membrane cytoplasmique des cellules au moyen d'ultrasons. Son emploi vise à libérer les substances contenues dans le cytoplasme pour qu'elles servent de source de carbone pour d'autres micro-organismes.

Il existe très peu de travaux sur l'utilisation de la sonication dans le traitement des boues. Les travaux de Gaudy *et al.* (1971) dans ce domaine avaient pour but de mesurer le métabolisme des éléments solubles des boues après sonication de celles-ci. Après sonication, ils ont constaté que l'hydrolyse de la DCO est variable. Dépendamment des conditions d'opération, le pourcentage de solubilisation de la DCO des cellules atteint 75 %. Quelques études ont déterminé les proportions de protéines et de carbohydrates dans la liqueur de boues traitées aux ultrasons. Ces recherches ont montré que 5 à 15 % de la DCO provient des carbohydrates, alors que les protéines représentent 40 à 65 % de la DCO totale. Singh *et al.* (1974) après cinq heures de sonication de boues secondaires ont obtenu un rendement de 0.3 g de DCO soluble par gramme de MVES initiales.

Le pourcentage de cellules brisées suite à la sonication semble être très variable, 10 à 90 % selon Hancock *et al.* (1988). Les produits solubles de la sonication des boues sont facilement biodégradables. La dégradation de la DCO par un inoculum atteint 50 % après 15 minutes de digestion aérobie (Gaudy *et al.*, 1971).

3.2 Acidification des boues

Cette section regroupe quelques travaux réalisés sur la digestion aérobie des boues opérée à pH contrôlé ou non (tout en restant inférieur à pH 7) en comparaison avec le procédé conventionnel de stabilisation aérobie. Dans les travaux où le pH est contrôlé, l'acide sulfurique dilué sert à l'ajustement du pH lors de la phase d'ammonification conduisant à la hausse du pH. La chaux hydratée, l'hydroxyde de potassium ou du bicarbonate de sodium sont employés pour compenser la diminution du pH dans les digesteurs, laquelle survient suite à la phase de nitrification des boues.

Moore (1970) a étudié l'effet direct du pH sur la digestion aérobie des boues secondaires. Pour ce faire, il a testé la digestion en conditions mésophiles à différents pH (3,5; 5; 7, 9) en comparaison avec une stabilisation conventionnelle. Il a utilisé deux réacteurs aérés durant 23 jours à 20 °C. Les résultats de sa recherche montrent que le gain d'efficacité en termes de réduction des solides est relativement imperceptible, mais reste tout de même supérieur aux performances du procédé conventionnel.

Anderson *et al.* (1987, 1984) ont étudié l'effet du pH sur la stabilisation aérobie de boues excédentaires activées. Des boues d'origines excédentaires provenant de deux sources ont été stabilisées par voie aérobie à différentes températures et pH. Les boues ont été soumises à une digestion mésophile en mode semi-continue. Le Tableau 13 résume les conditions expérimentales employées lors de leurs travaux.

Tableau 13 Conditions expérimentales des travaux de Anderson *et al.* (1984)

Température (°C)	pH expérimenté	Témoin	Temps de séjour (jours)
20	5, 6, 7, 8	pH	15
12	6, 7	non	10
5	6, 7	contrôlé	5

La performance des digesteurs a été évaluée sur la base de la réduction totale des MVES. Les boues en aération prolongée sont celles qui ont démontré la plus importante amélioration au niveau de la performance du traitement et ceci, dans toutes les conditions de contrôle du pH. Une amélioration de l'efficacité pouvant aller jusqu'à 80 % a été constatée par rapport aux réacteurs aux pH non contrôlés. Toutefois, la performance de digestion diminue avec la baisse de température. En effet, les températures de 12 et 5 °C sont éloignées de l'intervalle de température correspondant à la plage de développement optimale des bactéries.

Ces travaux ont démontré également que l'utilisation de la chaux pour contrôler le pH au cours de la digestion donne de meilleurs résultats que le bicarbonate de sodium, sans augmenter de façon significative la production de matières solides (en raison de la faible quantité de produit chimique ajouté) (Anderson *et al.*, 1993).

Meunier *et al.* (1996) ont étudié le phénomène de digestion aérobie des boues en milieu acide ($\text{pH} \leq 3$) et exploré dans quelle mesure, ce processus pourrait être employé dans un nouveau procédé de stabilisation ou digestion des boues d'épuration, ou encore être intégré dans les procédés conventionnels, afin de hausser les performances de stabilisation de la biomasse.

L'étude a porté sur l'effet du pH et du type de boues sur la digestion en milieu acide. Les boues dans chaque cas ont été initialement ajustées à différents pH (1,5, 2, 2,5, 3) avec de l'acide sulfurique dilué 10N. Les résultats de cette étude ont montré que l'acidification initiale des boues entraîne une diminution rapide des solides dans les boues. Les pourcentages de réduction des ST et SV mesurés après deux heures d'acidification augmentent avec la baisse du pH. Ainsi, la réduction des ST dans les premières heures d'incubation varie de 9,6 % (pH 3,0) à 28,4 % (pH 1,5), alors que la diminution des SV, qui est légèrement supérieure, se situe entre 14,1 % (pH 3,0) à 39 % (pH 1,5). L'agent chimique responsable de cette réduction est l'acide sulfurique 10N. Il semble que l'hydrolyse et la minéralisation de la matière organique sont responsables de cette diminution importante des ST et SV.

Pour les conditions d'acidité testées sur 24 heures, les pourcentages finaux de réduction des ST et SV sont importants à pH 2,0 (18,9 % ST et 26,5 % SV) pour des boues contenant au départ une teneur en solides de l'ordre de 30 g/L.

Les bilans d'élimination des ST et des SV démontrent que le pH affecte peu la cinétique de digestion chimique des boues pour l'intervalle de pH compris entre 3,0 et 5,0. Une hausse notable de rendement d'enlèvement est toutefois remarquée pour les boues acidifiées à pH 2,0 en comparaison aux autres conditions d'acidités testées.

En ce qui concerne les divers types de boues acidifiées, une réduction moins importante de solides a été calculée pour les boues municipales secondaires en comparaison aux boues primaires municipales et aux boues secondaires industrielles.

La digestion des boues en milieu acide a été examinée sur les boues mixtes de la station d'épuration de Valcartier d'une part, et d'autre part, sur les mêmes boues préalablement

autoclavées.

Après une période d'incubation aérobie mésophile de 30 jours, réalisée dans des fioles d'Erlenmeyer, Meunier *et al.* (1996) ont observé, selon le pH testé, une réduction des solides volatils variant entre 48 et 54 % sur les boues non-stériles et entre 45 et 53 % avec les boues stériles. Considérant ces résultats qui mettent en évidence un phénomène de digestion partielle très rapide des boues d'épuration à la suite d'une acidification modérée de cette biomasse, Meunier *et al.* (1994) exposent quatre scénarios différents d'intégration de cette technologie dans les chaînes de gestion des boues d'épuration.

Il faut remarquer que la présente recherche porte sur l'un des scénarios envisagés et qui consiste à insérer le traitement acide (physico-chimique) en amont de la digestion aérobie conventionnelle.

Lors des travaux sur le développement du procédé de biolixiviation des métaux utilisant le soufre élémentaire, Tyagi *et al.* (1993) ont constaté que la stabilisation des boues se poursuivait lors de l'acidification progressive des boues jusqu'à pH 2.0. En effet, l'opération du procédé de biolixiviation et digestion simultanée des boues se déroule en bonne partie en conditions acides suite à l'oxydation du soufre en acide sulfurique qui produit l'acidité nécessaire à la solubilisation des métaux d'une part et d'autre part, conduit à l'hydrolyse et à la minéralisation partielle des boues. Le pH de boues baisse de 7 à 2 au bout d'une dizaine de jours. Les différents travaux de biolixiviation et stabilisation mentionnent des réductions des MES et des MVES des boues lixiviées comparables à celles obtenues dans les essais contrôles de digestion aérobie (Benmoussa *et al.*, 1992, 1994; Tyagi *et al.*, 1993).

3.3 Acidification avec traitement thermique des boues

Une grande partie des réactions d'oxydo-réduction est catalysée par la température et/ou par la présence d'agent chimique (acide fort, base forte, oxydants). La température et l'acidité combiné ayant un pouvoir oxydant élevé, cette approche a fait l'objet de plusieurs travaux.

Singh et Patterson (1974) en procédant à un prétraitement des boues par hydrolyse à pH 1 et à 120 °C sous pression (15 psi) durant 5 heures, ont solubilisé 60 à 70 % des solides initialement présents, les 30 à 40% restant étant sous forme de solides insolubles. Les boues ainsi solubilisées ont été soumises à une digestion aérobie mésophile. Pour des charges massiques variant de 0,15 à 1,05 Kg de DCO/ Kg de MVES des pourcentages de réduction des MVES compris entre 40 et 60 % ont été obtenus après 4 jours. Dans les réacteurs contrôlés alimentés en boues non-hydrolysées, des rendements de 15 à 20 % ont été mesurés. L'élimination de la DCO soluble dans les réacteurs alimentés en boues pré-traitées atteindrait 85 %. Au terme de 20 jours de digestion, la qualité de la liqueur est meilleure que celle du procédé conventionnel, la concentration de l'azote total varie de 25 à 35 mg/L, avec 50 à 60 % sous forme nitrate.

Cette recherche fait suite à des travaux préliminaires d'hydrolyse et de solubilisation des boues au cours desquels Singh *et al.* (1974) ont essayé diverses techniques :

- La sonication pendant 1, 3, 5 heures ;
- L'acidification (pH 1,1, 2,5, 7) avec cuisson à l'autoclave à 120 °C (pression 15 psi) durant 1, 3 et 5 heures ;
- Le traitement thermique prolongé.

L'efficacité du prétraitement est évaluée en gramme de DCO soluble par gramme de MVES initiale (DCO soluble/MVES initiale). Les résultats montrent que les boues à pH 1.1 ont les meilleurs rendements, soit 0,65 après 5 heures d'autoclavage. La sonication et l'hydrolyse à pH 2,5 avec chauffage ont donné un rendement de 0,3 après 5 heures de traitement. Pour les temps de chauffage élevés (supérieurs à 16 heures), la hausse du rendement est faible.

Gaudy *et al.* (1971) proposent que la disponibilité du substrat endogène au cours de la phase d'autodigestion constitue le principal obstacle à la minéralisation totale des boues. Ils ont donc proposé un prétraitement identique à celui de Singh *et al.* (1974) soit : l'acidification à pH 1,0, avec autoclavage à 121 °C pendant 5 heures et neutralisation à

pH 7. En comparant la DCO de quatre différentes boues avant et après prétraitement, ils ont constaté une réduction de 16 et 23 % chez deux d'entre elles; une DCO constante chez les deux autres. Selon Gaudy *et al.* (1971), ce prétraitement ne brise pas les protéines cellulaires en petites molécules d'acides aminés. En effet, la DCO soluble obtenue est constituée de 50 à 60 % de protéines et approximativement de 8 à 15 % de carbohydrates.

Les études de Gaudy *et al.* révèlent une amélioration de la disponibilité du substrat pour les micro-organismes. Ce substrat provenant de la lyse microbienne est devenu facilement assimilable par ces bactéries suite aux traitements chimiques appliqués. Ils ont proposé un scénario, qui semble-t-il pourrait améliorer la stabilisation des boues qui seront produites en faibles quantités. Ce scénario est une amélioration du procédé à aération prolongée qui utilise le même fonctionnement que le procédé conventionnel de boues activées. Les boues sont acidifiées, autoclavées à 121 °C pendant 5 heures et neutralisées avant d'être réintroduites dans la chambre de mélange située en tête du bassin d'aération.

Bouthelet et Dean (1970) ont étudié l'hydrolyse acide des boues activées chauffées à 140 °C pendant une heure. Ils ont déposé des boues séchées dans une solution d'eau acidifiée par addition de SO₂. Chaque échantillon contenait 6 % de boues sèches. Ces chercheurs ont constaté que plus de 50 % des solides se dissolvaient, alors que le simple traitement thermique solubilisait une faible partie. De plus, ils ont évalué l'effet des traitements sur les solides en solution contenus dans les boues. Pour ce faire, ils ont comparé le traitement thermique et celui des boues acidifiées avec des boues non pré-traitées. Le Tableau 14 montre d'ailleurs le niveau de solubilisation des solides des boues suite à ces traitements hydrolytiques. Au vu de ces résultats, Bouthelet et Dean ont conclu que le traitement thermique seul augmente le pourcentage de solides dissous de près de 90 % et que l'acidification améliore davantage la solubilisation des solides.

Tableau 14 Solubilisation de la matière organique des boues par hydrolyse thermique selon Bouthelet et Dean (1970)

Échantillons	Traitement	Solides en solution (%)
A	Non traité	4,82
B	Autoclave 140 °C, 1 heure	7,34
C	Autoclavage + 0,5 % SO ₂	8,82

Everett (1974a), en étudiant l'effet du pH sur le traitement thermique des boues d'épuration, ont constaté entre autres une hydrolyse substantielle des boues. Les deux traitements subis sont : 1) une acidification des boues (pH 2, 4 et 6) et 2) un autoclavage à 170-180 °C pendant 30 minutes. Everett a observé que la solubilisation de la matière organique augmente lorsque le pH décroît et que le pourcentage de matière dissoute à 180 °C est supérieur à celui mesuré à 170 °C. L'acidification à pH 2 suivie d'un traitement thermique à 180 °C conduit à la solubilisation de 50 % de la matière organique.

En faisant varier le pH de 2,0 à 9,8 par addition d'acide sulfurique, d'acide sulfureux ou d'hydroxyde de potassium, Everett (1974a) a remarqué une augmentation très marquée du pourcentage de matière organique solubilisée soit : 38,1 % (pH 7,5), 69 % (pH 2,2), 31,1 % (pH 8,1) et 39,6 % (pH 9,8).

L'analyse globale des différents travaux d'hydrolyse et de solubilisation des boues conduit aux conclusions suivantes :

- Le traitement thermique joue un rôle important dans la solubilisation de la matière organique. L'acide sulfurique peut être considéré comme un catalyseur de cette hydrolyse ;
- Une augmentation de la DCO soluble dans le filtrat des boues est notée

suite à un traitement d'hydrolyse ;

- La cuisson des boues préalablement acidifiées solubilise de façon significative les MES. Cette dissolution dépend du pH des boues, de la température et du temps de chauffage ;
- Une amélioration de la déshydratation des boues est obtenue suite au changement irréversible de la structure de boues.

3.4 Effet du traitement thermique

Le but premier du traitement des boues biologiques par la chaleur est d'améliorer la déshydratation de celles-ci. Ce conditionnement thermique consiste en une élévation de la température des boues généralement entre 175 et 210 °C sous pression équilibrante correspondante et durant un temps convenable pouvant varier entre 30 et 90 minutes (procédé Proteous) et avec introduction éventuelle d'air comme oxydant (procédé Zimpro) (Dégremont, 1989).

Pour rester en phase liquide et éviter la vaporisation de l'eau, une contre pression supérieure à la tension de vapeur d'eau à la température de travail est appliquée, soit de l'ordre de 15 à 18 bars. La cuisson provoque ou accélère des phénomènes physiques et chimiques tels l'hydrolyse et le « cracking » qui ont pour effet de rompre les complexes colloïdaux et de rendre plus denses les éléments constitutifs des boues (Vaillant, 1974).

Durant la cuisson les gels colloïdaux sont détruits et on assiste également à deux phénomènes simultanés soit : la solubilisation d'une partie des MES (AFEE, 1981; Degrémont, 1989) et la précipitation, selon le pH, de quelques matières en solution. Les graisses demeurent relativement stables, alors que la cellulose est peu dégradée.

Le Tableau 15 donne la variation de la composition d'une même boue d'origine urbaine cuite uniquement à 180 °C, pendant des périodes de temps différentes. Ce tableau permet de voir l'influence de la cuisson sur la transformation des principales composantes. La différence ne semble pas être très importante entre les deux temps de cuisson.

Selon le type de boues, la cuisson solubilise de 20 à 40 % des matières organiques (Dégremont, 1989) et conduit à la production de BDO₅ en solution de l'ordre de 3,0 à 6,0 g/L. Les valeurs les plus élevées sont obtenues lors de la cuisson de boues fraîches.

L'azote est présent dans la phase liquide à des taux relativement élevés (0,5 à 1,5 g/L), mais le phosphore, ainsi que les métaux restent précipités dans les boues (Dégremont, 1989). Dans le cas des métaux, il semble évident que pour les boues préalablement acidifiées la chaleur permettra une solubilisation des sels de métaux qui aura pour conséquence d'augmenter leur teneur dans le filtrat. Par ailleurs, on observe une précipitation des métaux au cours du traitement de boues fraîches.

La solubilisation croît avec la température et avec le temps de cuisson. La montée à une température suffisante des boues, conduit à une transformation irréversible de sa structure physique, surtout lorsqu'elle contient une forte proportion de matière organique et colloïdale.

Tableau 15 Variation de la composition de boues d'origine résiduaire urbaine cuite à 180 °C (extrait de AFEE, 1981)

Durée (min)	Composition (% des matières volatiles)			
	Lipides	Glucides	Protéines	Autres
10	51,2	44,0	3,35	1,45
75	47,4	47,6	3,70	1,30

Everett (1972) a étudié le traitement du surnageant par les boues activées, pour des charges volumiques variant de 1,0 à 5,4 Kg de DCO/m³.j. Il a obtenu des rendements de purification sur la DCO comprise entre 0,82 et 0,89, avec un traitement à 27 °C et des temps de séjour moyen situés entre 2 et 20 jours.

Le chauffage sous pression des boues permet de coaguler les matières, briser les structures gélatineuses et de réduire l'hydrophilie des matières. Ce traitement permet une déshydratation rapide sans utiliser des réactifs additionnels. Le liquide décanté ainsi que le filtrat sont riches en DBO et nécessitent un traitement biologique.

Les principaux avantages du traitement thermique sont (Degremont, 1989 ; Eckenfelder, 1982) :

- La stérilisation des boues ;
- La réduction significative des odeurs des boues ;
- L'amélioration de la filtrabilité des boues ;
- L'universalité d'application sur toutes les boues à prédominance organique.

les résultats des études portant sur la possibilité d'augmenter la vitesse de digestion aérobie et le taux de transformation des solides en CO₂ en procédant à un prétraitement des boues par hydrolyse à pH acide et à chaud sont encourageants. La matière organique produite est ainsi facilement éliminée.

Le prétraitement des boues par hydrolyse à pH acide et à température élevée (120 à 180°C) est satisfaisant, mais les procédés semblent inabordable du point de vue économique. Le traitement conduit à une augmentation très importante de la facture énergétique.

Il en est de même pour la digestion aérobie chimique des boues. En effet, elle peut s'avérer non rentable si tout le processus de stabilisation se déroule hors de la zone de neutralité. Les canalisations et les bioréacteurs doivent être en matériaux non corrosifs à cause de l'agressivité du milieu (acide surtout). Dans ce cas, il serait intéressant que le pH des boues soit ajusté près de la neutralité après le traitement chimique. De ce fait, on résout l'inhibition des micro-organismes et la corrosion des canalisations occasionnées par l'acidité.

Ces résultats mettent en évidence l'action synergique du traitement chimique et biologique dans la stabilisation des boues. Le traitement chimique fournit la matière organique facilement biodégradable, que le processus de dégradation biologique élimine très vite et de façon économique. En plus, on remarque une minéralisation de la matière organique au cours de l'acidification (16 à 30 % de la DCO (Gaudy et al, 1971)).

De plus, la quantité de matière organique solubilisée au cours de l'opération d'hydrolyse dépend de la nature des boues, de la température et du temps de séjour. Le pH auquel le traitement a été pratiqué a une influence considérable sur les résultats obtenus, aussi bien en ce qui concerne la quantité de matières volatiles passées en solution, qu'en ce qui concerne la résistance spécifique à la filtration. D'une façon générale, plus le pH est bas plus la résistance spécifique est basse et plus le pourcentage de matière organique passée en solution est grand. En pratique, la gamme de pH utilisable est très restreinte à cause des problèmes de corrosion, de la nécessité de re-neutraliser après traitement le surnageant et du coût des réactifs.

3.5 Conditions d'hydrolyse des macromolécules organiques

L'hydrolyse des macromolécules organiques contenues dans les boues semble être difficile à réaliser avec l'acide sulfurique à faible concentration dans la solution. Pour ce faire, il est nécessaire de connaître les conditions minimales où l'hydrolyse est possible. Au sens large du mot, l'hydrolyse est une réaction de toute substance avec l'eau. Nous traitons ici plus particulièrement de l'hydrolyse acide. Cette dégradation est catalysée par la présence d'un ion hydrogène; elle implique la rupture d'un lien glycosidique du polymère et la fixation d'une molécule d'eau. Dans bien des cas, cette hydrolyse se fait à chaud. De façon générale, l'hydrolyse acide des macromolécules se fait dans une solution concentrée d'acide chlorhydrique à 100 °C pendant au moins une heure.

Bailey (1965), dans son livre *Oligosaccharides*, donne les conditions thermiques et chimiques pour obtenir des oligosaccharides à partir des polysaccharides. Il faut pour beaucoup de polymères d'hydrate de carbone une solution acide de 0,01 à 2 N chauffée entre 80 et 100°C pendant au moins deux heures.

Par exemple, il faut chauffer pendant 3 heures à 100°C dans une solution d'acide sulfurique 2 N, le polysaccharide de la capsule de *aerobacter aerogenes* pour obtenir des disaccharides.

Des conditions drastiques d'acide concentré et de temps de chauffage prolongé sont parfois nécessaires pour l'hydrolyse totale des polysaccharides.

Une publication récente (Handcock, 1988) fait état que pour la plupart des polymères de carbohydrates, leur hydrolyse peut s'effectuer sous vide dans une solution d'HCl 2 M à 100°C pendant 2 à 3 heures. La concentration du polymère dans la solution est de 1 à 2 mg/mL. En présence d'un polysaccharide hétérogène et complexe, l'hydrolyse nécessite une concentration élevée d'acide (4 à 6 M de HCl) et un temps de chauffage plus long (> 16 heures).

L'hydrolyse des macromolécules étant catalysée entre autres par l'ion H^+ , nous pouvons ramener les conditions d'hydrolyse précédentes en normalité pour que l'on puisse utiliser H_2SO_4 . On aura dans ce cas une solution 2 N et pour les polysaccharides complexes une solution concentrée de 4 à 6 N.

La cellulose est présente dans les boues d'épuration municipales; elle provient des déchets de papier. Ce matériel est un polysaccharide stable qui s'hydrolyse facilement dans l'acide sulfurique concentré. Toutefois, lorsque la solution d'acide est diluée, il faut du temps et de la chaleur pour l'hydrolyser. Les conditions qui favorisent sa dégradation se présentent au cours de la cuisson des copeaux au bisulfite. Le pH initial de la cuisson est probablement le paramètre le plus important en ce qui a trait à la vitesse de la réaction. Toute augmentation de pH doit s'accompagner d'une hausse de température de la réaction; pour que la délignification du bois s'effectue sans allongement du temps de cuisson (Lapointe, 1989).

Par exemple, une cuisson d'une durée de 3 heures à pH 1,5 exige une température de 130°C, à pH 4,0, une température de 160°C et à un pH de 6,0, une température de 180°C. Au cours de la cuisson du bois, la dégradation de la cellulose est inévitable.

Les macromolécules sont dénaturées par le traitement chimique. Les protéines sont facilement dénaturées entre 50 et 90°C. Soumise à une chaleur modérée, la cellulose résiste assez bien à son action pourvu que la durée d'exposition ne soit pas indûment prolongée. Généralement, une température inférieure à 140°C endommage peu la cellulose à condition que la durée du traitement n'excède pas 4 heures.

En résumé, l'hydrolyse des macromolécules organiques dépend de trois facteurs, soit l'acidité de la solution, le temps de chauffage et la température de réaction. Le pH semble très important. De façon générale, lorsque la cuisson s'effectue en milieu acide, la dégradation des glucides est plus poussée tandis qu'elle est moins prononcée à pH neutre. Lors de la cuisson à pH neutre, l'hydrolyse des glucides donne une forte proportion de composés glycosodiques, présents dans la liqueur sous forme de polysaccharides et d'oligosaccharides.

Il ressort de la littérature que la problématique du traitement des boues par la voie biologique est l'oxydation totale de la biomasse, c'est-à-dire sa transformation totale en CO₂ et en H₂O. Le procédé conventionnel de la digestion aérobie des boues d'épuration produit des boues stabilisées contenant une teneur élevée en matière organique résiduelle. Cette matière organique qui subsiste dans la digestion est en grande partie sous forme de déchets d'enveloppes bactériennes, riches en polysaccharides et difficilement biodégradables (Roques, 1979). Cette biomasse est un ensemble de particules organiques complexes et insolubles. Il semble que cette oxydation est théoriquement possible, mais nécessite une durée d'aération considérable des boues et par conséquent économiquement non viable.

Desjardins *et al.* (1992b), dans leur synthèse sur la modélisation du procédé de digestion anaérobie, évoque la même problématique en ces termes. La plupart des constituants des boues municipales sont insolubles et, par conséquent, ne sont pas directement assimilables par les bactéries. De plus, la matière organique soluble se retrouve sous forme de polymères, lesquels ne peuvent être non plus directement assimilés. L'hydrolyse et la solubilisation de ces composés organiques complexes sont donc nécessaire pour qu'ils puissent traverser la membrane cellulaire et servir de source de nutriments et d'énergie.

3.6 Hypothèse de recherche

La digestion aérobie peut apparaître comme une succession de deux réactions en chaîne qui conduisent à une minéralisation de la matière organique. La première réaction est l'hydrolyse enzymatique des macromolécules organiques qui est très lente. La deuxième est la transformation des produits de l'hydrolyse en CO_2 et en NH_3 . La cinétique de la réaction globale dépend de la vitesse de l'étape la plus lente, donc de la phase d'hydrolyse des macromolécules et aussi des conditions extérieures. Par conséquent, l'hydrolyse et la solubilisation de la matière organique difficilement biodégradable permettent d'augmenter la cinétique de digestion des boues et le taux de transformation des solides en CO_2 .

La transformation des polymères organiques en monomères solubles facilement bio-assimilables constitue donc une voie appropriée pour améliorer l'efficacité de la digestion aérobie. L'application d'un traitement acide, en amont du procédé de digestion aérobie, permettant l'hydrolyse et la minéralisation partielle des boues d'épuration, devrait permettre d'accroître les cinétiques de stabilisation des boues.

3.7 Objectifs spécifiques de recherche

Le but principal de cette recherche est de vérifier si l'application d'un procédé d'hydrolyse en milieu acide modéré des boues peut améliorer les performances de la technologie conventionnelle de digestion aérobie. Aux termes de cette étude, nous espérons établir que le prétraitement acide subi par les boues accélère le processus de stabilisation mésophile aérobie d'une part, et d'autre part, que ce traitement peut s'effectuer dans des conditions d'opération justifiables du point de vue technico-économique.

CHAPITRE 4
MATÉRIELS ET MÉTHODES

4. MATÉRIELS ET MÉTHODES

4.1 Échantillonnage des boues

Les boues d'épuration utilisées dans cette étude proviennent des stations d'épuration de la base militaire de Valcartier (Québec, Canada), de la ville de Jonquière (Québec, Canada) et de la papetière Tembec (Témiscaming, Québec, Canada). Les boues de Valcartier sont des boues mixtes constituées principalement de boues primaires, tandis que les deux autres sont des boues secondaires provenant de systèmes de boues activées.

Les échantillons des boues ont été prélevés dans des contenants en polypropylène et ont été conservés à 4 °C jusqu'à leur utilisation. Le Tableau 16 présente les principales caractéristiques des boues employées pour les divers essais.

Pour certains essais d'hydrolyse, les boues ont été aérées préalablement pendant 24 heures. Nous avons soumis 20 litres de boues fraîches à une aération dans un bioréacteur pendant 24 heures. Le débit de l'air fixé à 2.5 litres par minute. En amorçant ainsi la digestion aérobie, il en résulte une augmentation du POR des boues. Cela a pour conséquence d'intensifier le pouvoir oxydant l'acidification des boues.

Tableau 16 Caractéristiques physico-chimiques des boues d'épuration

Paramètres	Valcartier	Tembec	Jonquière
pH	5,0 - 6,3	6,0 - 8,4	5,6 - 6,4
ST (g/L)	15,5 - 27,6	21,5 - 30,1	21,4 - 34,9
SV (g/L)	12,3 - 21,2	17,7 - 25,2	12,9 - 20,9
MES (g/L)	13,8 - 26,3	27,9 - 19,3	20,9 - 34,1
MVES (g/L)	11,5 - 20,5	16,9 - 24,9	12,4 - 19,9
SV / ST (%)	78 - 83	83 - 84	60
MVES / MES (%)	78 - 83	88	58 - 59
COD (mg/L)	455 - 1579	341 - 473	420 - 1428

4.2 Prétraitements des boues

Trois types de pré-traitements hydrolytiques ont été expérimentés afin de rehausser la digestibilité des boues. Ces prétraitements sont les suivants :

- Le traitement acide (Ac) ;
- Le traitement thermique à l'autoclave (Th) ;
- Le traitement acide et thermique (Ac+Th).

Les sections suivantes décrivent les conditions expérimentales employées pour chacun des trois types de prétraitement.

4.2.1 Traitement acide (Ac)

Le prétraitement acide a consisté à ajuster le pH des boues à 2,0 avec de l'acide sulfurique (10 N) pendant deux heures. Ensuite, les boues ont été neutralisées (valeur de pH initiale ou près de la neutralité) avec une solution d'hydroxyde de sodium (10 N). Une dizaine de minutes après l'ajout de l'agent neutralisant, un échantillon de boues a été prélevé pour les mesures des ST, SV, MES, MVES et du COD. Ce prétraitement a été effectué dans des réservoirs agités de 40 L de capacité (4, 16 et 20 litres de boues), ou des fioles d'Erlenmeyer agitées de 500 mL (300 mL de boues), les deux systèmes étant maintenus à température ambiante.

4.2.2 Traitement thermique (Th)

Le traitement thermique employé a consisté à la stérilisation des boues à l'autoclave. Celui-ci était opéré à une température constante de 121 °C, sous une pression de 15 psi et avec des temps de chauffage variables (15, 30, 45 et 60 minutes) selon les tests effectués. Les essais de traitement thermique ont été effectués dans des fioles d'Erlenmeyer agitées de 500 mL de capacité.

4.2.3 Traitement acide et thermique (Ac+Th)

Ce prétraitement a été effectué par autoclavage des boues ayant préalablement subi le prétraitement acide décrit précédemment. Les boues ont été autoclavées et refroidies à température ambiante avant d'être neutralisées avec l'hydroxyde de sodium. Les conditions d'autoclavage correspondent à celles décrites à la section précédente. Les essais de traitement acide et thermique ont été menés dans des fioles d'Erlenmeyer agitées de 500 mL.

4.3 Description des essais

Un total de trois séries d'expérimentations a été réalisé dans le cadre de cette recherche. Les sections suivantes décrivent cette démarche méthodologique.

4.3.1 Effet du prétraitement acide sur la digestion des boues

Cette première série d'essais consistait en l'application d'un prétraitement acide suivi d'une étape de digestion en bioréacteur de type cuve agitée et aérée. Ces essais ont été effectués avec les boues de Valcartier (V) et les boues de Tembec (T). Les Tableaux 17 et 18 montrent les conditions expérimentales employées lors de ces essais d'hydrolyse et de digestion des boues.

La digestion aérobie mésophile en bioréacteur opéré en mode cuvée, a été appliquée sur différentes proportions de boues (20, 80 et 100 % v/v) ayant subi un prétraitement acide, lesquelles étaient mélangées à des boues non-traitées. Le volume final du mélange de boues pré-traitées et non-traitées a été fixé à 20 litres.

Pour suivre l'évolution de la digestion, des prélèvements étaient effectués tous les deux jours pour les mesures de ST, SV, MES, MVES et COD. Le suivi du pH du POR et la température des boues ont été effectués quotidiennement. L'oxygène dissous dans les boues a été mesuré aux 48 heures avec un oxymètre de marque Yellow Sprint Instrument (modèle YSI-58). La concentration en oxygène dissous (OD) a été maintenue entre 2 et 6 mg/L dans les réacteurs.

Trois réacteurs identiques B₁ B₂ et B₃ ont été utilisés au cours de cette étude :

- B₁ : réacteur de digestion des boues contrôles non-traitées ;
- B₂ et B₃: réacteurs de digestion des boues pré-traitées.

Les réacteurs ont été montés avec des contenants de 40 L de type Nalgène en polyéthylène haute densité (HDPE) et agités par des agitateurs de marque Caframo (modèle R2R50) de 1/6 hp muni d'une hélice à quatre palmes de marque Lightnin (modèle A315), d'un diamètre

total de 12,5 cm montée sur une tige métallique creuse en acier inoxydable A316 et tournant de 300 à 500 rpm. Les bioréacteurs possèdent également un couvercle de 32 cm de diamètre et trois chicanes creuses en polyméthacrylate de 3,2 cm de diamètre par 40 cm de longueur, placées à 120 degrés d'intervalle et à 2,5 cm du fond des cuves. Chaque réacteur est aéré par un tube Tygon finement percé sur 50 cm de longueur. Un débit d'air de 0,12 vvm (volume d'air par volume de réacteur par minute) a été utilisé lors des essais.

Tableau 17 Description des essais d'hydrolyse en réacteur lors de l'étude de l'effet du prétraitement acide sur la digestion des boues

Essais	Boues	Prétraitement	Volume	Fraction	Pré-aération
A1	V	Ac	4 L	Boues	Non
B1	V	Ac	16 L	Boues	Non
C1	V	Ac	20 L	Boues	Non
D1	T	Ac	16 L	Boues	Non

Tableau 18 Description des essais de digestion en bioréacteur lors de l'étude de l'effet du prétraitement acide sur la digestion des boues

Essais	Boues	Mélange de boues	Volume	Durée (jrs)
A1	V	20 % pré-traité + 80 % non-traité	20 L	20
B1	V	80 % pré-traité + 20 % non-traité	20 L	19
C1	V	100 % pré-traité	20 L	21
D1	T	80 % pré-traité + 20 % non-traité	20 L	7
Contrôle A1	V	100 % non-traité	20 L	20
Contrôle B1	V	100 % non-traité	20 L	19
Contrôle C1	V	100 % non-traité	20 L	21
Contrôle D1	T	100 % non-traité	20 L	7

4.3.2 Effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues

Cette deuxième série d'essais consistait à la vérification de l'effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues de Valcartier (V) et de Tembec (T). Pour ce faire, des échantillons des boues et de matières en suspension (MES), resuspendues dans l'eau déminéralisée, ont été soumis aux trois types de prétraitements décrits précédemment.

Les MES resuspendues dans l'eau déminéralisée ont été obtenues par centrifugation de 500 mL de boues à 8 000 rpm (10 800 g) pendant 15 minutes. Après centrifugation, le surnageant a été jeté et remplacé par de l'eau déminéralisée. La solution résultante était de nouveau centrifugée, puis le culot était conservé comme fraction de MES. Cette opération visait à tester l'effet des prétraitements sur la solubilisation des matières en suspension. En effet, les éléments dissouts sont susceptibles de réagir avec l'acide sulfurique réduisant son action sur les solides en suspension. Les boues ainsi traitées sont désignées par l'abréviation MESR (matières en suspension extraites et resuspendues dans l'eau déminéralisée).

Les différents essais d'hydrolyse et de solubilisation se sont déroulés sur des volumes de 300 mL de boues contenus dans des fioles d'Erlenmeyer de 500 mL de capacité et agitées par des barreaux aimantés. Un temps de traitement thermique de 60 minutes a été utilisé lors de ces expérimentations. Aucun essai de digestion aérobie des boues n'a été effectué lors de cette série de tests d'hydrolyse. La désignation des divers tests est présentée au Tableau 19. Une partie des essais a été effectuée avec des boues pré-aérées pendant 24 heures, alors que l'autre partie des tests a été menée sur des boues non-aérées.

Tableau 19 Description des essais en fioles agitées lors de l'étude de l'effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues

Essais	Boues	Prétraitement	Volume	Fraction	Pré-aération
E1	V et T	Ac	300 mL	Boues	Non
E2	V et T	Ac	300 mL	MESR	Non
E3	V et T	Ac	300 mL	Boues	Oui
E4	V et T	Ac	300 mL	MESR	Oui
F1	V et T	Th	300 mL	Boues	Non
F2	V et T	Th	300 mL	MESR	Non
F3	V et T	Th	300 mL	Boues	Oui
F4	V et T	Th	300 mL	MESR	Oui
G1	V et T	Ac+Th	300 mL	Boues	Non
G2	V et T	Ac+Th	300 mL	MESR	Non
G3	V et T	Ac+Th	300 mL	Boues	Oui
G4	V et T	Ac+Th	300 mL	MESR	Oui

4.3.3 Effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues

Cette troisième série d'essais consistait à vérifier l'effet de la durée du traitement thermique (15, 30, 45 et 60 minutes) sur la digestion des boues non-acidifiées, ainsi que sur la digestion des boues ayant subi le prétraitement acide. Les boues pré-traitées ont représenté 90 % du volume total des boues soumises à la digestion aérobie. En effet, un volume de 10 % de boues non-traitées a été employé comme inoculum pour l'étape de digestion biologique aérobie. Ces essais ont été réalisés avec les boues de Valcartier (V) et de Jonquière (J). La description des différents essais d'hydrolyse et de digestion, réalisés en fioles d'Erlenmeyer agitées est présentée aux Tableaux 20 et 21.

La digestion en fioles d'Erlenmeyer agitées a été effectuée en incubant les échantillons de boues pré-traitées, ainsi que des boues contrôles non-traitées, pendant des périodes de 7 et 21 jours. Des fioles d'Erlenmeyer de 500 mL de capacité remplies de 300 mL de boues ont été employées pour ces essais. Ces fioles étaient agitées à 200 rpm et conservées à température ambiante. Au terme de la période de digestion, des échantillons de boues ont été prélevés pour les mesures de ST, SV, MES, MVES et COD.

Des essais complémentaires d'hydrolyse et de digestion ont été effectués à l'échelle du bioréacteur de laboratoire. Dans ce cas, les conditions d'hydrolyse testées sont décrites au Tableau 22, alors que les conditions de digestion sont présentées au Tableau 23. Les conditions d'opération des bioréacteurs pour ces essais sont similaires à celles décrites précédemment.

Tableau 20 Description des essais d'hydrolyse en fioles agitées lors de l'étude de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues

Essais	Boues	Prétraitement	Volume	Fraction	Pré-aération
H1	V et J	Th (15 mn)	300 mL	Boues	Non
H2	V et J	Th (30 mn)	300 mL	Boues	Non
H3	V et J	Th (45 mn)	300 mL	Boues	Non
H4	V et J	Th (60 mn)	300 mL	Boues	Non
I1	V et J	Ac+Th (15 mn)	300 mL	Boues	Non
I2	V et J	Ac+Th (30 mn)	300 mL	Boues	Non
I3	V et J	Ac+Th (45 mn)	300 mL	Boues	Non
I4	V et J	Ac+Th (60 mn)	300 mL	Boues	Non

Tableau 21 Description des essais de digestion en fioles agitées lors de l'étude de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues

Essais	Boues	Mélange de boues	Volume	Durée (jrs)
H1	V et J	90 % pré-traité + 10 % non-traité	300 mL	7 et 21
H2	V et J	90 % pré-traité + 10 % non-traité	300 mL	7 et 21
H3	V et J	90 % pré-traité + 10 % non-traité	300 mL	7 et 21
H4	V et J	90 % pré-traité + 10 % non-traité	300 mL	7 et 21
I1	V et J	90 % pré-traité + 10 % non-traité	300 mL	7 et 21
I2	V et J	90 % pré-traité + 10 % non-traité	300 mL	7 et 21
I3	V et J	90 % pré-traité + 10 % non-traité	300 mL	7 et 21
I4	V et J	90 % pré-traité + 10 % non-traité	300 mL	7 et 21
Contrôle V et J	V et J	100 % non-traité	300 mL	7 et 21

Tableau 22 Description des essais d'hydrolyse en réacteur lors de l'étude de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues

Essais	Boues	Prétraitement	Volume	Fraction	Pré-aération
J1	V et J	Th (30 mn)	13 L	Boues	Non
K1	V et J	Ac+Th (30 mn)	13 L	Boues	Non

Tableau 23 Description des essais de digestion en bioréacteur lors de l'étude de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues

Essais	Boues	Mélange de boues	Volume	Durée (jrs)
J1	V et J	90 % pré-traité + 10 % non-traité	16 L	21
K1	V et J	90 % pré-traité + 10 % non-traité	16 L	21
Contrôle V et J	V et J	100 % non-traité	16 L	21

4.4 Mesures analytiques

Les mesures du potentiel d'oxydoréduction (POR) et de pH ont été effectuées au laboratoire sur un pH-mètre Fisher Acumet model 1002 avec des électrodes Cole-Palmer à double-jonction, cellule de référence de type Ag/AgCl pour le pH et à bande de platine pour le POR.

Les solides totaux (ST), les solides volatils (SV), les matières en suspension (MES) et les matières volatiles en suspension (MVES) ont été mesurés selon les méthodes standardisées (APHA *et al.*, 1989 ; Degrémont, 1989). Les MES et MVES ont été déterminés à partir des culots de centrifugation (centrifugation de 30 mL de boues à 7 600 g pendant 15 minutes. La marge d'erreur relative aux mesures de ST, SV, MES et MVES est estimée à $\pm 10\%$. L'hydrolyse et la solubilisation de la matière organique des boues sont suivies par le dosage du carbone organique dessous (COD) sur un autoanalyseur Technicon.

La concentration des ST des boues acidifiées est réduite de la concentration totale des ions sulfate et sodium calculée à partir des volumes et de la normalité des produits utilisés.

Quant aux SV, ils sont obtenus sur la base du calcul suivant :

$$\text{SV des boues pré-traitées} = \text{ST des boues pré-traitées} - (\text{SC}_0 + \text{C}) \quad (8)$$

où

SC_0 = représente les solides calcinés des boues non pré-traitées ;

C = concentration des ions minéraux apportés par l'acidification et la neutralisation.

En considérant que le sulfate de sodium reste en solution, la concentration des MES et MVES restent inchangées. Cette hypothèse simplifiant les calculs engendre des erreurs certes, mais son influence est relativement faible.

CHAPITRE 5
RÉSULTATS ET DISCUSSION

5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

La détermination des ST, SV, MES, MVES et du COD lors des travaux expérimentaux ont permis d'évaluer l'effet des différents prétraitements sur les caractéristiques initiales des boues, ainsi que sur la cinétique de digestion aérobie des boues. L'expression « prétraitement » utilisée dans ce chapitre est consacrée au traitement physico-chimique (acidification et traitement thermique) des boues. Les résultats expérimentaux ont été divisés en trois sections. La première partie traite de l'effet du prétraitement acide sur la digestion aérobie des boues d'épuration. La seconde partie porte sur l'effet des divers prétraitements (Ac, Th, Ac+Th) sur l'hydrolyse des boues. Finalement, la troisième partie a été dévolue à l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues.

5.1 Effet du prétraitement acide sur la digestion des boues

Cette première partie des travaux expérimentaux avait pour objectif de vérifier la possibilité d'augmenter la cinétique de la digestion aérobie par un traitement hydrolytique préalable des boues en milieu acide. Le traitement en milieu acide consistait en l'acidification modérée des boues (pH 2,0 pendant deux heures) avec de l'acide sulfurique concentré, puis les boues étaient neutralisées avec une solution concentrée d'hydroxyde de sodium. Des conditions d'acidité plus fortes permettraient certainement de hausser la solubilisation de la matière organique laquelle pourrait favoriser davantage la digestion aérobie des boues. Toutefois, le coût en produits chimiques (acide sulfurique et base forte) devient prohibitif lors d'une acidification plus poussée de la biomasse, étant donné l'augmentation très importante de la consommation de ces réactifs chimiques.

Le Tableau 24 résume les conditions expérimentales lors du prétraitement des boues de Valcartier et de Tembec. Ces différentes valeurs ont servi pour les calculs qui ont été effectués pour dresser le bilan des solides du prétraitement. Les ST et les SV des boues acidifiées ont été diminués de la quantité des solides apportés par le traitement chimique.

Le Tableau 24 montre que le volume d'acide utilisé croit avec le volume de boues à traiter mais pas dans les mêmes proportions. En d'autres mots, l'augmentation de la quantité de l'acide ne varie pas de façon linéaire en fonction de l'augmentation du volume de boues. La variation de la capacité tampon des boues de Valcartier pourrait expliquer cela. En effet, il est reconnu que les boues municipales ont une capacité tampon élevée, laquelle peut varier d'une boue à l'autre ou pour une même boue. Toutefois, la capacité tampon n'explique pas à elle seule différence. La quantité de solides initiaux et leur nature dans la boue peuvent être aussi responsable de ce fait mais nous disposons de peu d'informations en ce qui concerne l'influence des solides et de leur nature sur l'acidification. Cependant, nous pensons qu'une concentration importante en solide peut entraîner une augmentation de la quantité d'acide nécessaire. Les phénomènes d'adsorption et de neutralisation peuvent entraîner aussi les variations du volume d'acide ajouté par rapport à la quantité d'acide utilisé. En plus, les conditions de conservation peuvent modifier cette propriété des boues. Quant aux volumes d'hydroxyde de sodium nécessaires à la neutralisation des boues, ils devraient être théoriquement équivalents à ceux de l'acide. Mais ils sont légèrement inférieurs parce qu'il y a moins la quantité d'acide à neutraliser est moindre. Une fraction non déterminée de l'acide a réagi avec la matière organique et certains éléments dissouts des boues la quantité restante a servi a abaissé le pH. C'est cette portion qui est neutralisée par l'apport de soude. Les boues de A1 n'ont pas été neutralisées parce que la dilution qui a suivi l'inoculation a été jugée suffisante pour rehausser le pH. Lors de l'inoculation le facteur de dilution de la boue acidifiée est 5.3. Cela veut dire que la boue A1 est 5.3 moins acide après inoculation.

Tableau 24 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec lors de l'étude du prétraitement acide sur la digestion des boues

Prétraitement	Essais	pH	Volume traité (L)	Volume (mL)		Concentration (g/L)		
				H ₂ SO ₄ (10 N)	NaOH (10 N)	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	Total
Ac	A1-V	2,08	4	30	0	3,7	0,0	3,7
Ac	B1-V	2,07	16	160	137	4,8	1,9	6,7
Ac	C1-V	2,05	20	127	104	3,0	1,2	4,2
Ac	D1-T	2,00	16	90	72	2,6	1,0	3,6

5.1.1 Étape d'hydrolyse des boues

Les Tableaux 25 et 26 présentent les résultats de bilan des divers solides pour le prétraitement et la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Tembec. La composition en solides des boues après le prétraitement acide affiche peu de différence avec les boues initiales. Les paramètres analysés montrent que la variation provoquée par ce traitement chimique est comprise entre 1 et 6 % pour les ST, SV, MES et MVES. Pour ce qui est du COD, la variation en valeur absolue est d'environ 15 %. Sur les quatre essais réalisés, seulement un seul, le traitement chimique de 16 litres des boues de Valcartier (essai B1) révèle une augmentation du COD suite à l'acidification. Il nous est impossible d'expliquer cette particularité. On remarque également les caractéristiques initiales des boues sont différentes pour les essais A1, B1 et C1 (Tableau 25). Elles ne proviennent pas du même prélèvement. Nous avons évité d'utiliser des boues anciennes. Au-delà de deux mois de conservation en chambre froide les boues sont renouvelées par un prélèvement à la station de traitement.

Les résultats indiquent que l'acidification a eu très peu ou pas d'impact sur les boues traitées. Elle se traduit par une hydrolyse de MES et de MVES très peu tangible.

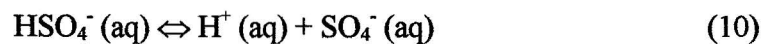
Ce phénomène pourrait s'expliquer par la faible concentration en ions H^+ dans les boues à pH 2,0. Cette acidité est sans doute insuffisante pour dégrader ou altérer les solides dans les boues. Les conditions oxydantes établies par l'ajout d'acide sulfurique seraient également insuffisantes. Par conséquent, il est très probable que les conditions d'acidification utilisées ne puissent pas provoquer l'hydrolyse des macromolécules organiques présentes dans les boues.

Les propriétés chimiques de l'acide sulfurique peuvent aider à bien comprendre son action. En effet, l'acide sulfurique est très corrosif lorsqu'il est concentré. Très peu de composés organiques résistent à son action. L'acide sulfurique est un diacide, c'est à dire un acide qui possède deux protons acides. Sa réaction d'hydrolyse dans l'eau est très exothermique, instantané et très dynamique. En réalité, l'acide sulfurique est un acide fort. Sa première ionisation est pratiquement complète (Loosen, 1972) :



où Ka_1 très grande.

La seconde ionisation est assez faible :



où $Ka_2 = 1.2 \times 10^{-2}$

Selon Loosen (1972), l'acide sulfurique concentré possède une action oxydante, surtout à chaud sur de nombreuses matières, en particulier les matières organiques. Il se transforme en oxygène et anhydride sulfureux. L'acide sulfurique dilué ne possède pas d'action oxydante. Par sa grande affinité pour l'eau, l'acide sulfurique s'utilise comme dessiccant et comme déshydratant dans certaines réactions chimiques. En outre, par action de l'acide sulfurique sur les métaux, hydroxydes ou oxydes métalliques, ou sur les sels d'acides volatils, on obtient les sulfates correspondants.

Le temps de réaction de deux heures à pH 2,0 semble être insuffisant pour hydrolyser les MES présentes dans les boues municipales. Il faudrait peut-être maintenir les boues à pH 2,0 pendant une longue période (plus d'un jour) comme dans les travaux de biolixiviation des métaux, ou encore acidifier davantage cette biomasse, ce qui est difficilement concevable du point de vue économique.

Il semble que l'acide sulfureux est aussi plus indiqué que l'acide sulfurique pour l'altération des cellules bactériennes. Selon Stainer *et al.* (1966), les molécules non dissociées des substances acides et basiques peuvent pénétrer dans une cellule beaucoup plus facilement que les ions correspondants. Par conséquent, à des pH relativement bas, les acides faibles qui sont alors dans une très large mesure sous forme non dissociés, peuvent pénétrer dans la cellule et l'altérer en modifiant son pH interne, tandis que les acides forts, en bonne partie dissociés, ne le peuvent pas.

Dans le cas spécifique de l'acide sulfurique, il faudrait que l'acidité dans les boues soit au minimum équivalente à une solution de pH 0 et ce, pour avoir une dissociation partielle de l'acide. Cette condition minimale est remplie si la concentration en acide sulfurique est supérieure ou égale à 1 M. Dans une solution relativement concentrée en acide sulfurique (1 M et plus), l'importante concentration de H^+ due à la première réaction de dissociation empêche la deuxième de se produire. Une telle solution contient principalement les espèces suivantes : H^+ et HSO_4^- (Zumdahl, 1988). Malheureusement, dans des solutions à moins de 1 M, la dissociation de HSO_4^- se poursuit jusqu'à l'ion SO_4^{2-} . En maintenant le pH à 2,0 dans les boues cela équivaut à une solution de 0,005 M d'acide sulfurique libre, soit une concentration 200 fois inférieure à la condition requise par l'explication de Stainer *et al.* (1966).

Il est possible qu'il existe des micro-organismes qui sont facilement détruits par une faible acidité parce que l'effet du pH sur les bactéries est fonction de la structure de la composition de la paroi cellulaire et de leur nature. Les champignons ou les micro-organismes filamenteux sont généralement plus tolérants que les bactéries vis-à-vis des pH bas. En effet les cellules sont sensibles de façons différentes à un agent antimicrobien, selon leur âge et leur état physiologique.

De façon générale les micro-organismes ne sont pas tous sensibles de la même façon aux agents physiques et chimiques. Les espèces sporulantes, les cellules végétatives sont détruites plus aisément que les spores. En fait, les spores bactériennes sont les organismes les plus résistants. Il y a aussi des différences entre les espèces microbiennes quant à leur sensibilité de leurs cellules végétatives et de leurs spores aux agents physiques et chimiques (Pelczar et *al*, 1982). La nature des boues peut aussi expliquer les résultats obtenus. Par exemple, si celles-ci sont composées de matières relativement stables vis à vis de l'acide sulfurique dilué, tel que les constituants celluloses, l'impact du traitement chimique sera alors très faible.

Les différentes hypothèses précédentes peuvent expliquer l'inefficacité relative du traitement chimique sur les boues. La réduction des différents solides suite au prétraitement peut être attribuable à la décomposition de substances carbonatées contenues dans les boues. En effet, en présence d'acide les carbonates se décomposent spontanément en CO₂ et en eau selon les réactions suivantes :



Le pH initial des boues traitées étant inférieur à 7, leur alcalinité est très faible et est essentiellement composée d'acide carbonique (H₂CO₃) et de HCO₃⁻ en faible quantité (Desjardins, 1992a). Leur dégradation entraîne une faible variation des ST et SV dans les boues et pourrait expliquer certaine diminution observée lors de l'acidification.

Le COD des boues acidifiées est inférieur à celui des boues non traitées pour trois des quatre essais effectués. Il se pourrait que l'acidification ait provoqué une minéralisation de cette partie du COD. Dans la littérature, cependant, aucun écrit ne confirme ou infirme cette possibilité.

En résumé, le prétraitement des boues à l'acide sulfurique et à la soude, tel qu'envisagé et réalisé, n'a pas produit l'effet escompté à savoir une hydrolyse significative des MES.

L'hydrolyse qui devrait se traduire par une augmentation tangible du COD d'un part et d'une réduction importante des MES et des MVES d'autre part, n'a pas eu lieu. Tenant compte de ces résultats, la deuxième partie des travaux a été dévolue à l'évaluation d'autres types de prétraitement hydrolytique, soit un traitement thermique et la combinaison du traitement acide avec un traitement thermique.

Tableau 25 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie des boues de Valcartier

Solides	Essais	Prétraitement					Digestion		
		Initial (g/L)	Acidif. (g/L)	Var. (%)	Neutral. (g/L)	Var. (%)	Initial (g/L)	Final (g/L)	Var. (%)
ST	Cont A1	31,6	-	-	-	-	31,2	22,1	- 29
	Cont B1	19,5	-	-	-	-	19,5	15,7	- 19
	Cont C1	27,6	-	-	-	-	27,6	21,0	- 24
	A1	31,6	30,3	- 4	-	-	31,5	22,7	- 28
	B1	19,5	20,5	+ 5	19,0	- 2	18,2	12,2	- 33
	C1	27,6	26,0	- 6	27,4	- 1	27,4	19,4	- 29
SV	Cont A1	24,4	-	-	-	-	24,5	15,5	- 37
	Cont B1	14,2	-	-	-	-	14,2	10,5	- 26
	Cont C1	21,2	-	-	-	-	21,2	14,6	- 31
	A1	24,4	23,1	- 5	-	-	25,2	16,3	- 35
	B1	14,2	15,3	+ 8	13,7	- 3	14,2	9,5	- 33
	C1	21,2	19,6	- 7	20,8	- 2	21,0	13,4	- 36
MES	Cont A1	30,7	-	-	-	-	28,9	21,0	- 27
	Cont B1	20,4	-	-	-	-	20,4	14,8	- 27
	Cont C1	26,3	-	-	-	-	26,3	20,6	- 22
	A1	30,7	29,5	- 4	-	-	29,3	22,4	- 24
	B1	20,4	20,1	- 1	19,8	- 3	19,8	13,7	- 31
	C1	26,3	25,3	- 4	26,7	+ 1	26,7	20,1	- 27
MVES	Cont A1	24,4	-	-	-	-	22,3	14,8	- 34
	Cont B1	15,2	-	-	-	-	15,1	10,2	- 33
	Cont C1	20,5	-	-	-	-	20,5	15,6	- 24
	A1	24,4	24,1	- 1	-	-	23,3	15,6	- 33
	B1	15,2	15,3	+ 1	14,3	- 6	14,3	9,1	- 36
	C1	20,5	20,7	+ 1	20,3	- 1	20,3	13,6	- 33
COD	Cont A1	2,04	-	-	-	-	1,85	0,37	- 80
	Cont B1	0,46	-	-	-	-	0,46	0,14	- 70
	Cont C1	1,58	-	-	-	-	1,58	0,19	- 88
	A1	2,04	1,73	- 15	-	-	1,56	0,34	- 78
	B1	0,46	0,55	+ 19	0,50	+ 15	0,45	0,13	- 71
	C1	1,58	1,43	- 10	1,43	- 10	1,43	0,20	- 86

Tableau 26 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie des boues de Tembec

Solides	Essais	Prétraitement					Digestion		
		Initial (g/L)	Acidif. (g/L)	Var. (%)	Neutral. (g/L)	Var. (%)	Initial (g/L)	Final (g/L)	Var. (%)
ST	Cont D1	30,1	-	-	-	-	30,1	23,0	- 23
	D1	30,1	29,0	- 4	29,7	- 1	29,2	21,6	- 26
SV	Cont D1	25,2	-	-	-	-	25,2	18,5	- 26
	D1	25,2	24,1	- 4	24,8	- 2	24,4	17,1	- 30
MES	Cont D1	27,8	-	-	-	-	28,2	20,9	- 26
	D1	27,8	27,5	- 1	26,1	- 6	26,4	19,4	- 26
MVES	Cont D1	24,5	-	-	-	-	24,8	18,1	- 27
	D1	24,5	23,9	- 2	23,0	- 6	23,2	16,8	- 27
COD	Cont D1	0,34	-	-	-	-	0,34	0,23	- 32
	D1	0,34	0,33	- 3	0,20	- 41	0,42	0,24	- 43

5.1.2 Étape de digestion aérobie des boues

La notion de stabilisation réside essentiellement dans l'élimination ou la destruction accélérée et contrôlée d'une partie (ou de la totalité) des matières organiques à évolution rapide, le reliquat des matières organiques stabilisées constituant un humus à vitesse de décomposition lente ne pouvant plus dégager d'odeurs nauséabondes (Verhelst, 1974). Dans le cas présent, la méthode de stabilisation envisagée est la digestion aérobie mésophile. Des essais de digestion aérobie ont été réalisés avec différentes proportions de boues de Valcartier et de Tembec ayant subi un prétraitement acide (essais A1 à D1).

5.1.2.1 Évolution des paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques mesurés au cours des différentes digestions sont la température, le pH, le POR et l'oxygène dissout. La température dans les réacteurs au cours de la digestion oscillait entre 18 et 25 °C. Ces mesures de température attestent que la stabilisation aérobie des boues s'est déroulée en condition mésophile. L'oxygène dissout a été maintenu supérieur à 2 mg/L afin que la demande biologique en oxygène soit constamment satisfaite. Quant au POR, celui-ci a globalement augmenté durant la stabilisation. Les valeurs mesurées, sont comprises entre 200 et 500 mV (Figure 2B).

L'évolution du pH au cours de la digestion est conforme à celle décrite dans la littérature portant sur le traitement des boues municipales. Les courbes (Figure 2A) peuvent se décomposer en deux parties correspondantes à des étapes bien précises des transformations biochimiques qui se déroulent dans les bioréacteurs. La minéralisation de l'azote organique est en grande partie responsable de cette fluctuation du pH au cours de la digestion.

Les dix premiers jours de stabilisation voient le pH augmenter de sa valeur initiale à pH 8. Cette hausse est vraisemblablement due au phénomène d'ammonification. Pendant cette période, la minéralisation de la pollution organique produit de l'alcalinité qui a pour conséquence d'augmenter de manière plus ou moins significative le pH. La hausse du pH est forte les 2 ou 3 jours qui suivent le début de la digestion, puis a tendance à se stabiliser. Il est probable qu'au début de la digestion, la quantité d'azote organique soit importante et facilement disponible d'où sa minéralisation rapide.

Par la suite, un équilibre s'établit entre l'ammonification et la libération de l'azote organique au cours de la lyse bactérienne. Si cette lyse est lente, comme c'est souvent le cas, l'ammonification l'est également. Par conséquent, le pH aura tendance à se stabiliser jusqu'à ce que d'autres phénomènes (la nitrification) viennent modifier son équilibre.

La baisse du pH au-delà du dixième jour est imputable au phénomène de nitrification biologique. Les bactéries nitrifiantes se développent dans le milieu en consommant l'alcalinité, notamment les ions HCO_3^- comme source de carbone et l'ammoniaque des boues pour leurs besoins métaboliques (Eckendfelder, 1982). Cela se traduit par une baisse plus ou moins rapide du pH qui pourrait être à la longue préjudiciable aux bactéries nitrifiantes. Au cours de la nitrification le pH devient sensiblement constant après 1 à 3 jours. Ce fait est sans doute attribuable à une inhibition de la nitrification, car les bactéries nitrifiantes sont extrêmement sensibles aux conditions environnementales.

Par ailleurs, la nitrification dans les boues fraîches (contrôles de A1, B1, C1 et D1) semble débiter avant celle des boues partiellement ou totalement pré-traitées (A1, B1, C1 et D1). L'explication de cet état de fait pourrait être la présence des ions carbonatés et hydrogencarbonatés dans les deux réacteurs. Ces composés sont utilisés par les bactéries nitrifiantes au cours du processus de nitrification. L'acidification préalable des boues a réduit la concentration de ces composés par rapport aux boues fraîches. Les bactéries nitrifiantes auraient donc davantage d'aptitudes à se développer dans les boues fraîches, à cause de la présence plus importante de leur source de carbone, en comparaison aux boues préalablement acidifiées.

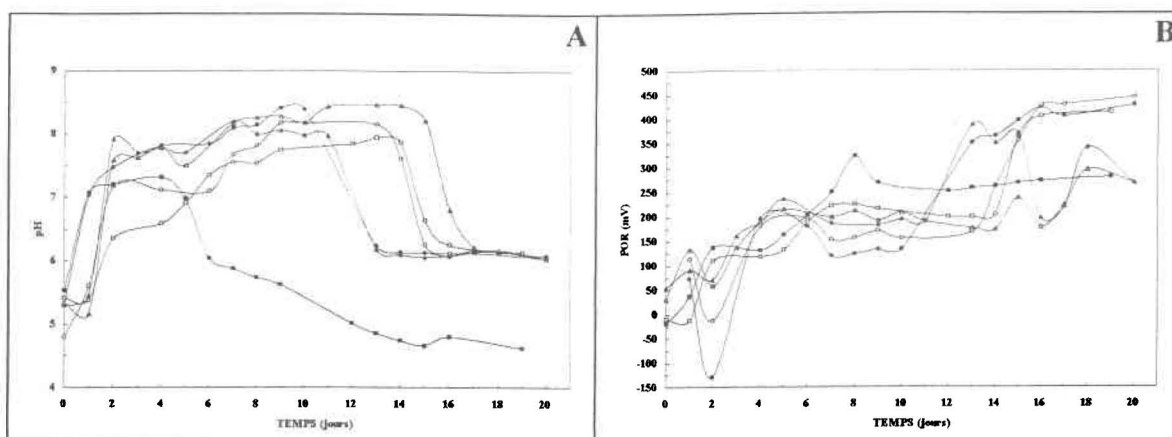


Figure 2 Évolution du pH et du POR lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier. (A) pH, (B) POR. Symboles : (○) A1 ; (□) B1 ; (Δ) C1 ; (●) Cont A1 ; (■) Cont B1 ; (▲) Cont C1

5.1.2.2 Cinétique de la réduction des solides

La stabilisation aérobie des boues a duré approximativement 20 jours pour les boues de Valcartier alors que celle de Tembec a été menée pendant 7 jours. Cette durée est suffisante pour évaluer la stabilisation aérobie des boues, parce que les boues peuvent être considérées comme stabilisées si la masse de celles-ci diminue de moins de 10 % au cours d'une période d'aération de 5 jours à 20 °C (Brouzes, 1972). Les Figures 3 et 4 décrivent l'évolution de la teneur en solides et leur taux de réduction pendant la durée de la digestion. Les Tableaux 25 et 26 présentent les résultats globaux de la stabilisation opérée au cours de cette expérimentation. Les résultats présentés montrent que l'efficacité de la digestion aérobie, en termes de réduction des solides et du COD, est relativement peu différente entre les boues fraîches (contrôles) et les boues pré-traitées. Toutefois, les réductions observées en ce qui concerne les boues pré-traitées à l'acide sulfurique sont légèrement supérieures à celles des boues contrôles correspondantes.

Les constantes cinétiques K_d d'élimination des MES calculées sur la durée de séjour des boues dans les réacteurs montrent qu'elles sont presque égales pour chaque type de traitement (Tableau 27). Cette constante cinétique de la digestion confirme le fait qu'il y a peu de différence entre les boues stabilisées selon la méthode conventionnelle et celles qui ont reçu un traitement acide avant la digestion. L'acidification des boues, dont le but était d'influencer positivement la digestion, s'est donc révélée inefficace.

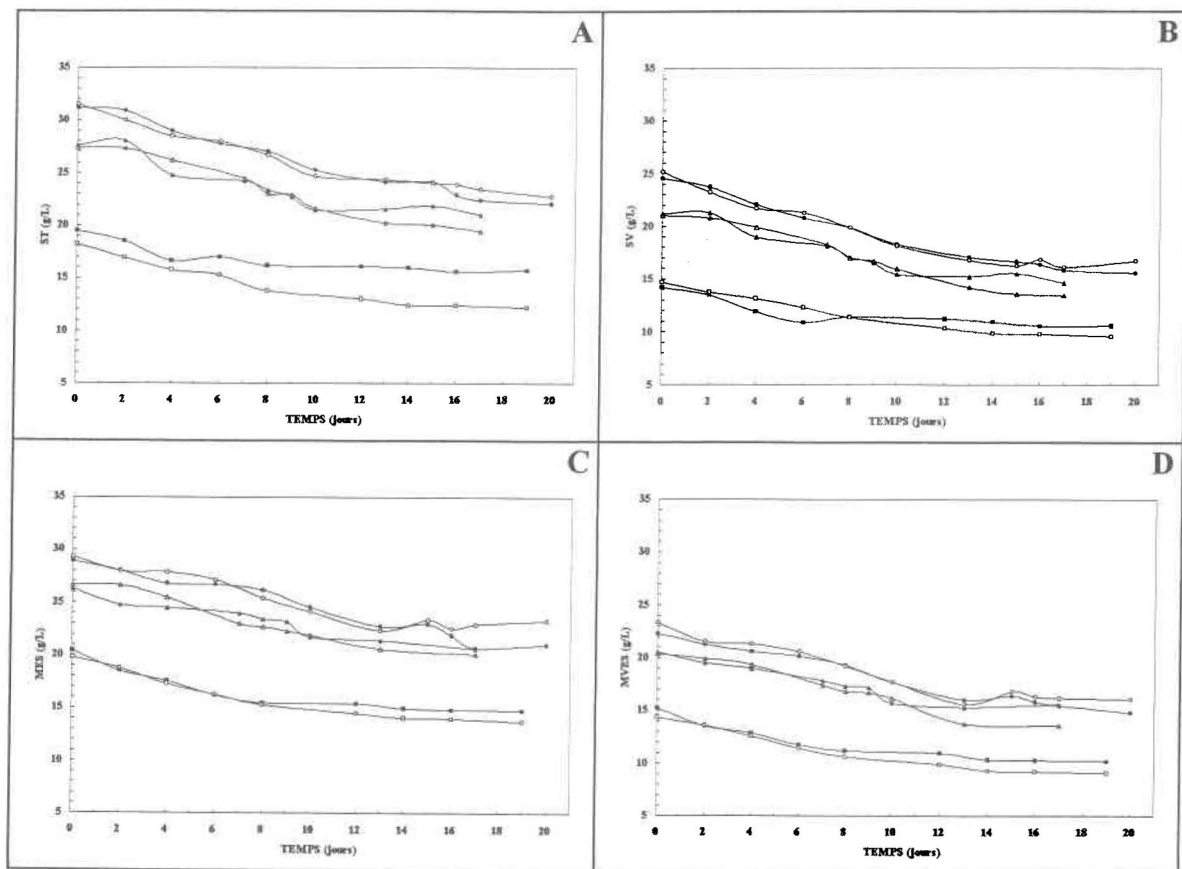


Figure 3 Évolution des divers solides lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier. (A) ST, (B) SV, (C) MES, (D) MVES. Symboles : (○) A1 ; (◻) B1 ; (Δ) C1 ; (●) Cont A1 ; (■) Cont B1 ; (▲) Cont C1

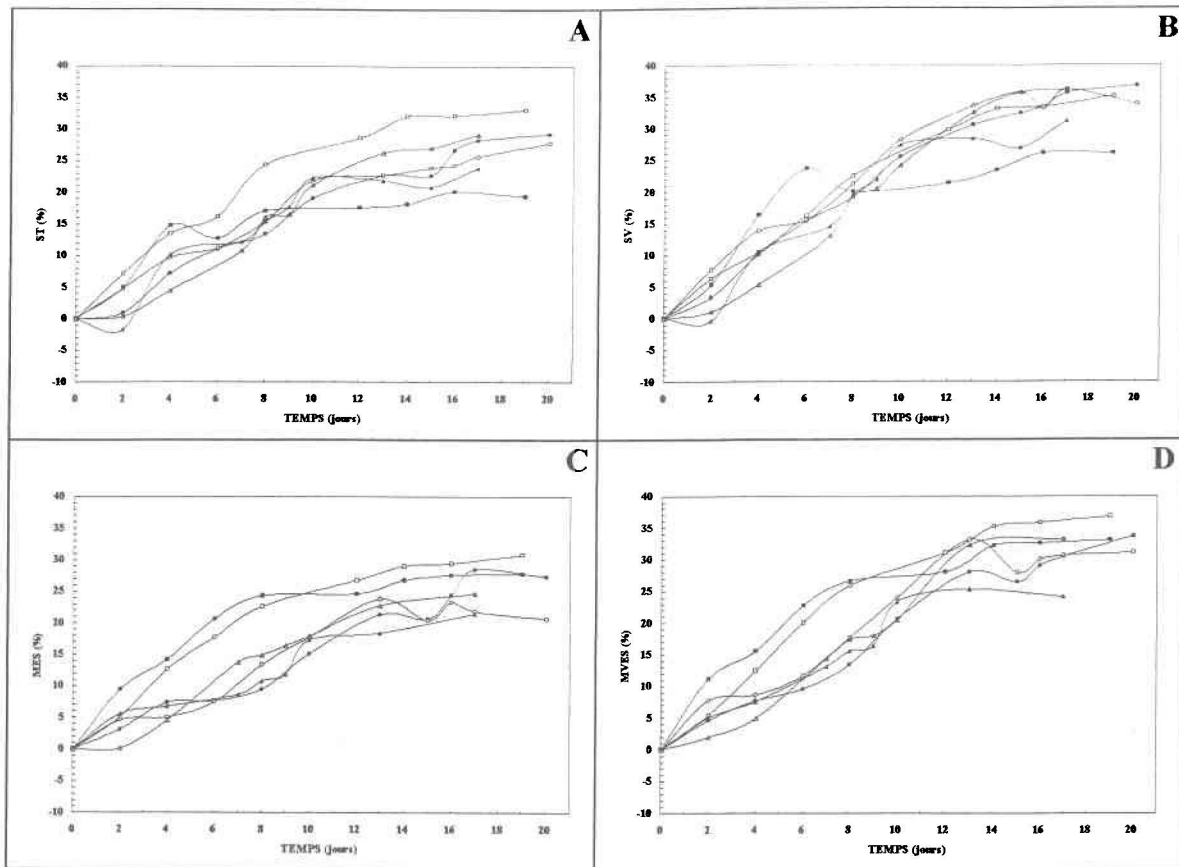


Figure 4 Réduction des divers solides lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier. (A) ST, (B) SV, (C) MES, (D) MVES. Symboles : (○) A1 ; (□) B1 ; (△) C1 ; (●) Cont A1 ; (■) Cont B1 ; (▲) Cont C1

Tableau 27 Constantes cinétiques K_d d'élimination des MVES au cours des différents essais de digestion des boues de Valcartier et de Tembec

Paramètres	Valcartier				Tembec			
	Cont A1	A1	Cont B1	B1	Cont C1	C1	Cont D1	D1
Constante K_d (jr^{-1}) x 100	2,16	2,04	2,00	2,56	2,00	2,45	4,29	4,71
Coefficient de détermination (r^2)	0,98	0,90	0,88	0,94	0,90	0,96	0,88	0,97
Temps de séjour (jours)	20		19		21		7	

5.1.2.3 Élimination du COD

L'évolution du COD au cours de la digestion indique une baisse rapide et importante de la teneur en COD dans les bioréacteurs, pour se stabiliser ensuite autour d'une valeur obtenue après les deux premiers jours (Figure 5). Les courbes obtenues pour les différents essais sont quasiment identiques. La concentration du COD diminue fortement après deux jours (presque 60 % de réduction). Cette partie du COD réduite représente la fraction organique facilement assimilable. Elle constitue un substrat libre que les micro-organismes consomment; par la suite la phase endogène de leur métabolisme commence au deuxième jour. Après le deuxième jour, le ralentissement de l'élimination du COD peut s'expliquer par l'établissement d'un équilibre entre la lyse microbienne et la minéralisation du substrat carboné par les micro-organismes encore vivants dans le milieu.

Généralement, la lyse bactérienne libère le contenu du cytoplasme qui est très rapidement minéralisé par les bactéries survivantes. Le reliquat du COD peut être aussi constitué de la portion difficilement assimilable de la matière organique produite au cours de la digestion et/ou des produits intermédiaires. En effet, selon Eckendfelder (1982) une portion de la matière organique peut être métabolisée en composés intermédiaires sans conversion appréciable en CO_2 .

Sur la période de la digestion testée, le taux d'élimination du COD atteint 90 % pour les boues de Valcartier, tandis que celui de Tembec est de seulement 43 % sur 7 jours. Toutefois, le taux de réduction journalier est quasi identique, soit de 3,5 à 4,3 % j⁻¹ pour l'ensemble des boues.

En résumé, les résultats de la stabilisation des boues de Valcartier et de Tembec montrent que le prétraitement (abaissement du pH) à l'acide sulfurique a très peu ou pas amélioré l'élimination ou la destruction accélérée des matières organiques à évolution rapide. Le niveau de stabilisation des boues fraîches est presque le même que celui des boues pré-traitées.

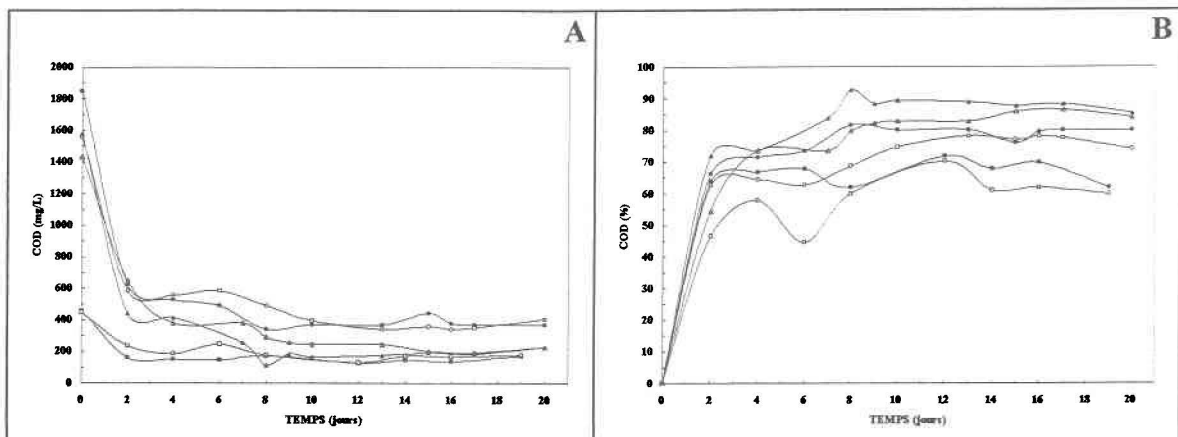


Figure 5 Évolution du COD lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier. (A) Concentration, (B) Rendement d'enlèvement.
 Symboles : (○) A1 ; (□) B1 ; (△) C1 ; (●) Cont A1 ; (■) Cont B1 ; (▲) Cont C1

5.2 Effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues

Il a été établi dans la section précédente que l'acidification des boues à pH 2,0 pendant deux heures avait très peu d'impact sur l'efficacité de la stabilisation aérobie des boues.

L'hydrolyse chimique des macromolécules organiques suite à l'acidification a été très faible.

Afin d'améliorer le processus d'hydrolyse des boues, il a été envisagé d'employer un traitement thermique pour activer les phénomènes de solubilisation et de minéralisation de la matière organique des boues. En effet, les différents travaux sur le conditionnement thermique des boues ont démontré une solubilisation partielle des matières en solution (MES) retrouvées dans les boues d'épuration. La cuisson des boues dure habituellement de 30 à 90 minutes et la température d'échauffement est comprise entre 160 et 210 °C. À l'issue de ce traitement, de 20 à 30 % de la DBO passe en solution selon Henriet *et al.* (1973).

Les résultats de l'hydrolyse et de la solubilisation des boues lors du conditionnement thermique sont quelques fois difficiles à comparer du fait du manque d'uniformité dans les paramètres d'évaluation utilisés. Mais tous les auteurs ont observé une augmentation de la matière organique dans la liqueur des boues. En combinant l'acidification et le chauffage, les résultats sur la digestibilité des boues municipales pourraient ainsi être améliorée. Cette section compare donc l'impact des traitements acide (Ac), thermique (Th) et acido-thermique (Ac+Th) sur l'hydrolyse des solides présents dans les boues d'épuration des stations de Valcartier (V) et de Tembec (T).

Les conditions expérimentales détaillées de ces essais sont décrites dans la section matériels et méthodes. Il faut rappeler que ces essais ont été effectués en fioles d'Erlenmeyer agitées de 500 mL de capacité, sur des volumes de 300 mL de boues. Les quantités de produits chimiques requises pour les divers tests sont présentées aux Tableaux 28 et 29. Les conditions employées pour le traitement acide sont similaires à celles de la section précédente (acidification à pH 2,0 pendant deux heures), alors que le traitement thermique consistait à l'autoclavage des boues (121 °C et 15 psi) pendant une heure.

Une partie des expérimentations (essais 3 et 4) a également été réalisée sur des boues ayant été pré-aérées pendant 24 heures, alors que l'autre partie des tests (essais 1 et 2) ont été conduits sur des boues non pré-aérées. De même, une moitié des expériences (essais 1 et 3) ont été menée sur les boues complètes, alors que l'autre moitié (essais 2 et 4) a été effectuée sur une fraction des boues constituée des matières en suspension resuspendues dans l'eau déminéralisée (MESR).

Les Tableaux 30 à 33 rassemblent les résultats des bilans de solides (ST, SV, MES et MVES) des essais d'hydrolyse qui ont été menés respectivement sur les boues de Valcartier et de Tembec. Ils comparent les impacts des divers traitements sur les boues, ainsi que sur les MESR. Les résultats démontrent une faible réduction des ST et de SV et une variation relativement importante des MES et des MVES dans les échantillons traités thermiquement.

Les différents traitements affectent très peu les ST et les SV contenus dans les boues et dans les MESR. Les variations sont dans la plupart des cas inférieures à 10 %. Les ST et les SV traduisent très peu l'effet des différents traitements sur les échantillons testés. Ces paramètres permettent de faire le bilan de masse à chaque instant dans les boues. L'hydrolyse modifie la structure des macromolécules organiques sans affecter de manière importante la masse sèche des boues. En d'autres termes, les divers traitements appliqués résultent en une faible perte de solides résultant de la minéralisation complète de la matière organique (production de gaz carbonique). Toutefois, des pertes de masse peuvent être dénotées suite à la minéralisation des composés inorganiques (perte de carbonate, d'azote, etc.) présents dans les boues. La proportion de ces composés (surtout les carbonates) est toutefois très faible dans les boues biologiques. Ainsi, ces pertes pourraient expliquer les faibles variations des ST et des SV observées au cours des essais d'hydrolyse et de solubilisation des MES dans les boues.

Tableau 28 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Tembec lors de l'étude de l'effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues

Prétraitement	Essais	pH	Volume traité (mL)	Volume (mL)		Concentration (g/L)		
				H ₂ SO ₄ (10 N)	NaOH (10 N)	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	Total
Ac	E1-T	1,98	300	2,0	0	3,20	0	3,20
	E2-T	2,00	300	2,0	0,6	3,20	0,46	3,66
	E3-T	1,94	300	2,0	0,2	3,20	0,15	3,35
	E4-T	2,09	300	1,0	0	1,60	0	1,60
Th	F1-T	8,55	300	0	0	0	0	0
	F2-T	6,65	300	0	0	0	0	0
	F3-T	8,60	300	0	0	0	0	0
	F4-T	6,86	300	0	0	0	0	0
Ac+Th	G1-T	1,99	300	2,0	0	3,20	0	3,20
	G2-T	1,92	300	2,2	0,6	3,52	0,46	3,96
	G3-T	2,09	300	2,0	0,2	3,20	0,15	3,35
	G4-T	2,09	300	1,0	0	1,60	0	1,60

Tableau 29 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Valcartier lors de l'étude de l'effet des divers prétraitements sur l'hydrolyse des boues

Prétraitement	Essais	pH	Volume traité (mL)	Volume (mL)		Concentration (g/L)		
				H ₂ SO ₄ (10 N)	NaOH (10 N)	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	Total
Ac	E1-V	2,02	300	2,0	0	3,20	0	3,20
	E2-V	2,06	300	3,0	1,2	4,80	0,92	5,72
	E3-V	2,00	300	2,2	0	3,52	0	3,52
	E4-V	2,03	300	1,6	0	2,56	0	2,56
Th	F1-V	6,00	300	0	0	0	0	0
	F2-V	6,00	300	0	0	0	0	0
	F3-V	6,00	300	0	0	0	0	0
	F4-V	5,97	300	0	0	0	0	0
Ac+Th	G1-V	1,95	300	2,0	0	3,20	0	3,20
	G2-V	1,98	300	3,0	1,0	4,80	0,80	5,60
	G3-V	2,20	300	2,0	0	3,20	0	3,20
	G4-V	2,22	300	1,4	0	2,24	0,0	2,24

Les MES et les MVES sont par définition les paramètres susceptibles de bien traduire l'impact des différents traitements physico-chimiques sur les boues. Tel que démontré aux Tableaux 32 et 33, l'acidification seule (Ac) n'induit qu'une légère variation (inférieure à 10 %) des MES et des MVES dans les boues et dans les MESR. Cette variation pourrait être attribuable à l'hydrolyse des complexes organométalliques qui peuvent exister dans les boues. En effet, les métaux lourds dans les boues peuvent se présenter sous forme de complexes avec la matière organique. La mobilité de ces métaux croît avec l'acidité du milieu qui hydrolyse les complexes (Edeline, 1981). Les métaux ainsi libérés précipitent sous forme d'hydroxydes métalliques insolubles lorsque le milieu est neutralisé avec un agent alcalin. Par conséquent, l'hydrolyse des complexes organométalliques pourrait expliquer la variation des MES et des MVES dans les boues traitées. Cette variation sera d'autant plus importante si la quantité des complexes organiques est élevée d'une part, et d'autre part, si l'acidité est suffisante pour provoquer les réactions d'hydrolyse.

Le traitement thermique (Th), appelé aussi cuisson, affecte davantage les MES et les MVES contenues dans les boues et les MESR. Les réductions induites sont relativement importantes. Elles sont comprises entre 2 et 9 % pour les échantillons en provenance de la station d'épuration de Valcartier. Quant aux boues de Tembec, la diminution varie entre 0 et 21 %. Des variations plus importantes sont observées dans les échantillons préalablement acidifiés (Ac+Th). La réduction se situe entre 6 et 28 % pour les boues de Valcartier et entre 5 et 19 % pour les boues de Tembec. L'acidification a donc catalysé l'hydrolyse et la solubilisation des MES au cours du traitement thermique. Par ailleurs, les réductions des MES au sein des MESR sont, en général, inférieures à celles des boues. Il est difficile d'expliquer de manière convenable cette différence à cause du manque d'information à ce sujet.

Tableau 30 Bilan des solides totaux lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec

Boues	Prétraitement	Essais	ST initial (g/L)	ST final (g/L)	Variation (%)
Valcartier	Ac	E1-V	20,8	20,3	- 2
		E2-V	19,0	19,2	+ 1
		E3-V	18,7	18,4	- 2
		E4-V	17,3	16,3	- 6
	Th	F1-V	20,8	20,2	- 3
		F2-V	19,0	18,6	- 2
		F3-V	18,7	18,9	+ 1
		F4-V	17,3	17,7	+ 2
	Ac+Th	G1-V	20,8	18,3	- 12
		G2-V	19,0	18,6	- 2
		G3-V	18,7	17,8	- 5
		G4-V	17,3	16,4	- 5
Tembec	Ac	E1-T	23,3	22,6	- 3
		E2-T	19,4	18,7	- 4
		E3-T	21,5	21,8	+ 1
		E4-T	19,3	19,1	- 1
	Th	F1-T	23,3	21,2	- 9
		F2-T	19,4	20,2	+ 4
		F3-T	21,5	21,9	+ 2
		F4-T	19,3	19,5	+ 1
	Ac+Th	G1-T	23,3	22,8	- 2
		G2-T	19,4	18,8	- 3
		G3-T	21,5	20,9	- 3
		G4-T	19,3	19,9	+ 3

Tableau 31 Bilan des solides volatils lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec

Boues	Prétraitement	Essais	SV initial (g/L)	SV final (g/L)	Variation (%)
Valcartier	Ac	E1-V	15,2	14,5	- 5
		E2-V	14,0	14,1	+ 1
		E3-V	13,3	12,9	- 3
		E4-V	11,9	11,0	- 8
	Th	F1-V	15,2	14,6	- 4
		F2-V	14,0	13,5	- 4
		F3-V	13,3	13,4	+ 1
		F4-V	11,9	12,3	- 3
	Ac+Th	G1-V	15,2	12,7	- 16
		G2-V	14,0	13,6	- 3
		G3-V	13,3	12,4	- 7
		G4-V	11,9	11,0	- 8
Tembec	Ac	E1-T	19,3	18,8	- 3
		E2-T	17,1	16,5	- 3
		E3-T	17,7	18,1	+ 2
		E4-T	16,9	16,8	- 1
	Th	F1-T	19,3	19,0	- 1
		F2-T	17,1	17,5	+ 2
		F3-T	17,7	18,0	+ 2
		F4-T	16,9	17,1	+ 1
	Ac+Th	G1-T	19,3	17,4	- 9
		G2-T	17,1	16,5	- 3
		G3-T	17,7	17,2	- 3
		G4-T	16,9	17,6	+ 4

Tableau 32 Bilan des matières en suspension lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec

Boues	Prétraitement	Essais	MES initial (g/L)	MES final (g/L)	Variation (%)	
Valcartier	Ac	E1-V	21,0	19,4	- 8	
		E2-V	19,1	18,3	- 4	
		E3-V	17,1	18,6	+ 9	
		E4-V	16,9	15,6	- 8	
	Th	F1-V	21,0	19,0	- 9	
		F2-V	19,1	17,5	- 8	
		F3-V	17,1	16,7	- 2	
		F4-V	16,9	16,2	- 4	
	Ac+Th	G1-V	21,0	15,1	- 28	
		G2-V	19,1	16,0	- 16	
		G3-V	17,1	14,4	- 16	
		G4-V	16,9	15,2	- 10	
	Tebec	Ac	E1-T	20,9	19,3	- 8
			E2-T	19,5	19,0	- 2
			E3-T	20,5	21,7	- 6
			E4-T	19,8	20,3	+ 2
Th		F1-T	20,9	17,0	- 19	
		F2-T	19,5	19,3	- 1	
		F3-T	20,5	16,7	- 18	
		F4-T	19,8	17,6	- 11	
Ac+Th		G1-T	20,9	18,2	- 13	
		G2-T	19,5	18,5	- 5	
		G3-T	20,5	17,9	- 13	
		G4-T	19,8	16,0	- 19	

Tableau 33 Bilan des matières volatiles en suspension lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec

Boues	Prétraitement	Essais	MVES initial (g/L)	MVES final (g/L)	Variation (%)	
Valcartier	Ac	E1-V	15,5	15,1	- 2	
		E2-V	14,0	14,1	- 1	
		E3-V	12,1	14,0	+ 16	
		E4-V	11,8	11,7	- 1	
	Th	F1-V	15,5	13,7	- 9	
		F2-V	14,0	12,7	- 9	
		F3-V	12,1	11,6	- 4	
		F4-V	11,8	11,0	- 7	
	Ac+Th	G1-V	15,5	11,3	- 27	
		G2-V	14,0	12,0	- 14	
		G3-V	12,1	10,6	- 12	
		G4-V	11,8	11,1	- 6	
	Tembec	Ac	E1-T	18,2	17,0	- 6
			E2-T	17,2	17,8	- 3
			E3-T	17,8	18,8	+ 6
			E4-T	17,4	17,9	+ 3
Th		F1-T	18,2	14,4	- 21	
		F2-T	17,2	17,1	+ 0	
		F3-T	17,8	14,1	- 21	
		F4-T	17,4	15,6	- 10	
Ac+Th		G1-T	18,2	15,9	- 13	
		G2-T	17,2	16,0	- 7	
		G3-T	17,8	15,3	- 14	
		G4-T	17,4	14,1	- 19	

La cuisson des boues entraîne une augmentation de la teneur du COD dans la liqueur des boues et des MESR (Tableau 34). Pour les boues de Valcartier, la teneur finale en COD atteint le double de la concentration initiale, alors que celle de Tembec équivaut de 3 à 5 fois la valeur initiale. Quant aux MESR, un enrichissement important en COD est observé pour les différents tests. En fonction des boues et des conditions, le facteur multiplicatif du COD initial est compris entre 4 et 9. La combinaison de l'acidification et du traitement thermique permet de hausser appréciablement le contenu en COD par rapport au traitement thermique et surtout par rapport à l'acidification seule. Dans ces conditions, le gain en COD équivaut de 2 à 5 fois sa valeur initiale dans les boues, alors qu'il atteint 8 à 13 fois pour les MESR.

Les fortes teneurs en COD dans les MESR peuvent s'expliquer par l'action directe du prétraitement sur les matières en suspension. En effet, les résultats indiquent qu'une part importante du COD dans les boues provient des MVES. Le taux d'hydrolyse de la matière organique (MVES) dans les MESR est très proche de celui des boues (Tableau 35). La cuisson des boues a probablement provoqué la libération des composés organique facilement thermolabiles comme les phospholipides. Notons que ces résultats sont en accord avec ceux des travaux de Gaudy *et al.* (1971), Everett (1974) et Bouthelet (1970) soulignant que le traitement thermique de boues acidifiées augmente la teneur en matière organique dans le surnageant.

Par ailleurs, le Tableau 35 témoigne que l'aération préalable des boues avant leur traitement n'améliore pas les résultats de l'hydrolyse et de la solubilisation des boues de Valcartier. Les légères variations observées entre les boues aérées et non aérées de Tembec empêchent de conclure sur une amélioration intéressante. Le but de l'aération était d'augmenter le POR des boues, afin de faciliter l'oxydation des matières organiques par l'acidification. Ainsi, l'aération ne semble pas avoir un impact appréciable sur l'hydrolyse et la solubilisation des boues. Les résultats des essais montrent que l'impact des traitements sur les boues préalablement aérées est peu différent de celui des boues fraîches.

Les taux d'hydrolyse et de solubilisation des MVES dans les échantillons acidifiés des boues de Valcartier sont le double de ceux des boues non acidifiés après le choc thermique.

Cette amélioration est relativement faible pour les boues de Tembec. Considérant ces observations, il peut être affirmé que l'acidification catalyse les processus de production du COD d'une part, et d'autre part, que la nature des boues peut atténuer l'action catalytique de l'acide sulfurique.

Par ailleurs, le Tableau 35 met en perspective la hausse de la teneur du COD observée suite aux divers traitements. Ainsi, l'hydrolyse acide des boues peut sembler intéressante en considérant uniquement le gain en COD dans le surnageant des boues, mais ce gain apparaît faible lorsqu'il est rapporté par unité de MVES initialement présentes. Le ratio ainsi défini varie de 0,000 à 0,009 g de COD /g de MVES initiales. En comparaison, le ratio varie de 0,035 à 0,093 pour le traitement thermique, alors que pour le traitement acido-thermique le ratio fluctue de 0,069 à 0,102.

En somme, les résultats de l'hydrolyse par la chaleur font état d'une réduction relativement importante des MES et des MVES dans les boues utilisées. Cette réduction est la conséquence des réactions d'hydrolyse et de solubilisation des matières en suspension (MES et MVES), lesquelles réactions sont catalysées par l'acidité du milieu.

Tableau 34 Bilan du carbone organique dissous lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec

Boues	Prétraitement	Essais	COD initial (g/L)	COD final (g/L)	Variation (%)
Valcartier	Ac	E1-V	0,62	0,51	- 18
		E2-V	0,10	0,21	+ 110
		E3-V	0,52	0,63	+ 21
		E4-V	0,10	0,10	+ 0
	Th	F1-V	0,62	1,24	+ 100
		F2-V	0,10	0,65	+ 550
		F3-V	0,52	1,02	+ 96
		F4-V	0,10	0,51	+ 410
	Ac+Th	G1-V	0,62	1,78	+ 187
		G2-V	0,10	1,21	+ 1200
		G3-V	0,52	1,60	+ 208
		G4-V	0,10	0,92	+ 820
Tembec	Ac	E1-T	0,47	0,32	- 32
		E2-T	0,12	0,14	- 17
		E3-T	0,34	0,33	- 3
		E4-T	0,13	0,16	+ 23
	Th	F1-T	0,47	1,78	+ 278
		F2-T	0,12	1,19	+ 892
		F3-T	0,34	1,99	+ 485
		F4-T	0,13	1,16	+ 792
	Ac+Th	G1-T	0,47	2,09	+ 345
		G2-T	0,12	1,56	+ 1200
		G3-T	0,34	2,15	+ 532
		G4-T	0,13	1,77	+ 1260

**Tableau 35 Rendement de solubilisation des solides (g COD / g MVES initiales)
lors de l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Tembec**

Prétraitement	Essais	Valcartier	Tembec
Ac	E1	- 0,007	- 0,008
	E2	+ 0,008	+ 0,001
	E3	+ 0,009	+ 0,001
	E4	+ 0,000	+ 0,002
Th	F1	+ 0,040	+ 0,072
	F2	+ 0,039	+ 0,093
	F3	+ 0,041	+ 0,062
	F4	+ 0,035	+ 0,059
Ac+Th	G1	+ 0,075	+ 0,089
	G2	+ 0,079	+ 0,102
	G3	+ 0,089	+ 0,084
	G4	+ 0,069	+ 0,094

5.3 Effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues

La présente section porte sur l'influence du temps de traitement thermique sur l'hydrolyse et la solubilisation des solides des boues et sur la digestion aérobie subséquente. L'effet des prétraitements (Th, Ac+Th) sur la digestion a été évalué d'abord en fioles d'Erlenmeyer agitées, puis en réacteur de 40 L de capacité. Le but recherché dans cette partie des travaux était de pouvoir faire une comparaison sur l'efficacité de l'élimination des solides entre les différentes conditions d'hydrolyse testées.

Les conclusions des travaux en fioles d'Erlenmeyer agitées ont guidé le choix du temps de traitement thermique des boues testé par la suite à l'échelle du réacteur de laboratoire. Les boues utilisées au cours de ces essais proviennent des stations de traitement des eaux usées de la base militaire de Valcartier (V) et de la ville de Jonquière (J).

5.3.1 Essais en fioles d'Erlenmeyer agitées

Les essais en fioles d'Erlenmeyer agitées ont consisté à l'hydrolyse thermique des boues fraîches (Th) et préalablement acidifiées (Ac+Th) à différents temps de séjour dans l'autoclave. Les quantités de produits chimiques ajoutées aux boues lors des essais d'hydrolyse sont indiquées aux Tableaux 36 et 37.

Tableau 36 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Valcartier lors de l'étude en fioles agitées de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues

Prétraitement	Essais	pH	Volume traité (mL)	Volume (mL)		Concentration (g/L)		
				H ₂ SO ₄ (10 N)	NaOH (10 N)	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	Total
Th	H1-V	4,83	300	0	0	0	0	0
	H2-V	4,83	300	0	0	0	0	0
	H3-V	4,83	300	0	0	0	0	0
	H4-V	4,82	300	0	0	0	0	0
Ac+Th	I1-V	1,76	300	3,5	3,5	3,4	1,6	5,0
	I2-V	1,70	300	3,5	3,5	3,4	1,6	5,0
	I3-V	1,62	300	3,5	3,5	3,4	1,6	5,0
	I4-V	1,75	300	3,5	3,5	3,4	1,6	5,0

Tableau 37 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Jonquière lors de l'étude en fioles agitées de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues

Prétraitement	Essais	pH	Volume traité (mL)	Volume (mL)		Concentration (g/L)		
				H ₂ SO ₄ (10 N)	NaOH (10 N)	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	Total
Th	H1-J	6,25	300	0	0	0	0	0
	H2-J	6,30	300	0	0	0	0	0
	H3-J	6,20	300	0	0	0	0	0
	H4-J	6,25	300	0	0	0	0	0
Ac+Th	I1-J	1,51	300	5	5	5,9	2,8	8,7
	I2-J	1,60	300	5	5	5,9	2,8	8,7
	I3-J	1,46	300	5	5	5,9	2,8	8,7
	I4-J	1,72	300	5	5	5,9	2,8	8,7

5.3.1.1 Étape d'hydrolyse des boues

Les résultats de l'hydrolyse des boues sur les solides sont portés aux Tableaux 38 et 39. Une faible réduction des ST et des SV, au maximum de 6 % pour les boues simplement autoclavées et 10 % dans les boues préalablement acidifiées puis chauffées, a été constatée. L'effet du temps de cuisson des boues semble influencer très peu le bilan de ces solides.

Le prétraitement a entraîné une légère réduction des MES et MVES. Cela s'est traduit par une réduction de la teneur en MES comprise entre 1 et 16 %. Quant aux MVES, cette réduction a varié entre 1 et 27 %. Les diminutions les plus importantes ont été observées dans les boues de Jonquière. Les 30 premières minutes de traitement thermique ne semblent pas affecter significativement le bilan des solides des boues. En effet, dans ce cas les variations observées dans les boues après l'hydrolyse sont inférieures en valeur absolue à 10 %. Des taux de réduction relativement importants des MVES (entre 15 et 30 %), sauf quelques exceptions, ont été mesurés pour les temps de cuisson de 45 et 60 minutes. En outre, une solubilisation des MES et des MVES légèrement plus marquée a été relevée dans le cas des boues acidifiées, comparativement à celles uniquement autoclavées.

Les résultats des Tableaux 38 et 39 démontrent que le temps de cuisson a relativement peu d'impact sur les différents solides présents dans les boues autoclavées. Toutefois, l'acidification préalable des boues permet d'obtenir une réduction notable des solides (notamment des MVES) après 45 et 60 minutes de traitement thermique.

Par ailleurs, il a été noté que le prétraitement a plus d'impact sur les solides des boues de Jonquière par rapport aux boues de Valcartier. Cette différence est vraisemblablement due à la nature différente des boues. Les boues de Valcartier sont des boues mixtes (forte proportion de boues primaires 60 %), alors que celles de Jonquière sont uniquement constituées de boues secondaires, donc plus riches en matière organique.

À l'issue du traitement thermique, la teneur en COD s'est accrue substantiellement ce qui a permis l'obtention de filtrats riches en matière organique dissoute. Les résultats indiquent que le traitement thermique augmente de manière importante la concentration du COD exprimée en g de Carbone/L dans les boues.

L'augmentation de la teneur en COD dans les boues s'effectue rapidement lors du traitement thermique et progresse tout au long de la durée de la cuisson des boues.

Le taux d'augmentation plus élevé dans les boues de Jonquière, par rapport aux boues de Valcartier, peut s'expliquer par la plus faible valeur du COD initial dans les boues de Jonquière (0,42 g/L), en comparaison à la valeur initiale dans les boues de Valcartier (1,31 g/L).

Entre deux temps de cuisson consécutifs, le gain supplémentaire a tendance à diminuer en fonction du temps. Le gain additionnel maximal entre deux temps de chauffage consécutifs est de 0.2 et 0.3 g de C/L, respectivement pour les boues acidifiées et autoclavées de Valcartier et de Jonquière. Il a été obtenu lorsque le temps de cuisson passe de 15 à 30 min. En ce qui concerne les boues simplement autoclavées, il est de 0.2 g de C/L pour le même intervalle. Le gain maximal obtenu en terme de pourcentage de COD supplémentaire est de 12 % et 23 %, respectivement pour les boues uniquement autoclavées et celles préalablement acidifiées après 30 mn de cuisson.

Les résultats démontrent que les éléments organiques thermolabiles diminuent avec le temps de cuisson. On peut penser que la stabilisation thermique des boues est accentuée seulement pendant les 30 premières minutes du traitement thermique. Après cette période, la nature physico-chimique des MES empêche la poursuite du processus d'hydrolyse, c'est à dire que celles-ci acquièrent une stabilité thermo-chimique vis à vis du prétraitement.

Les gains du COD masquent l'effet réel du traitement physico-chimique sur les boues. En effet, bien que des pourcentages élevés d'augmentation du COD aient été obtenus, l'hydrolyse de la matière organique est faible, si le gain en COD est rapporté au gramme de matières organiques (MVES) présentes initialement dans les boues (Tableau 40). Ce rapport a été appelé (F_h) pour les besoins de la discussion. Celui-ci croît légèrement avec le temps de cuisson. Dans les boues uniquement autoclavées (essais H), le ratio après une heure est au moins 60 % supérieur à celui obtenu après 15 minutes de chauffage. Pour les boues acidifiées autoclavées et neutralisées (essais I), ce ratio augmente avec le temps et est presque doublé après 60 mn, par rapport à 15 min.

En outre, le Tableau 40 démontre que l'acidification a catalysé l'hydrolyse. Les ratios F_h des boues acidifiées, autoclavées et neutralisées (essais I) sont 1.5 à 1.9 fois supérieurs à ceux des boues simplement autoclavées (essais H). Globalement, la réduction des MVES induit une hausse de la teneur en COD, laquelle reste faible (13 % au maximum), toutes proportions gardées.

Par ailleurs, l'hydrolyse et la solubilisation de la matière organique dans les boues sont sensiblement plus élevées au niveau des boues préalablement acidifiées que celles non acidifiées. Ce fait se traduit par la présence de COD plus élevé dans les boues acidifiées, ce qui témoigne que l'acidité, quoique faible, catalyse le phénomène d'hydrolyse et de solubilisation dans les boues utilisées.

Comparées aux boues de Jonquière, les boues de Valcartier sont moins affectées par les traitements appliqués. Le rendement unitaire de l'hydrolyse des boues de Jonquière est supérieur à celui de Valcartier. Les valeurs de F_h de Jonquière sont plus élevées que celles de Valcartier. La différence trouve son explication dans la nature et dans la composition des boues. Il est probable que les boues mixtes de Valcartier soient composées de MES relativement inertes par rapport aux conditions physico-chimiques appliquées lors des prétraitements. En effet, les boues d'épuration mixtes ont une faible teneur en biomasse, et sont souvent composées de graisses, de débris de papier et de fragments non-désagrégés, lesquels nécessitent des conditions drastiques pour être hydrolysées efficacement. Quant aux boues biologiques, la principale composante de la matière organique est constituée par des corps microbiens ou des produits d'excrétions de ces derniers tels que des polysaccharides (Juste, 1979). Cette composante majeure est certainement plus facilement hydrolysable que celle prévalant dans les boues mixtes.

Dans cette partie de la recherche, il a été établi que les boues utilisées se prêtent plus ou moins bien à l'hydrolyse. Les conditions expérimentées sont probablement moins éprouvantes pour les MES. Les résultats semblent prouver que le temps que dure le traitement thermique affecte peu les phénomènes physico-chimiques conduisant à l'hydrolyse et à la solubilisation des matières organiques réfractaires contenues dans les boues municipales.

De ces résultats, il peut être déduit la possibilité d'autoclaver les boues sur une brève période (inférieure à 30 minutes) pour obtenir une hydrolyse convenable. Il faut cependant prendre en considération la concentration des solides initiales dans les boues à pré-traiter. En calorimétrie, la quantité de chaleur absorbée par les boues au cours du traitement thermique est proportionnelle à la masse de cette dernière, donc liée à la concentration des solides totaux. Par conséquent, le temps de séjour requis à l'autoclave peut aussi dépendre du pourcentage de matière sèche. Pour ce qui est des boues qui ont été utilisées, un temps de séjour de 15 ou 30 minutes à l'autoclave est suffisant.

Par ailleurs, les résultats démontrent que l'acidification catalyse le mécanisme d'hydrolyse des MES. Il est probable qu'une acidification appropriée des boues combinées à un traitement thermique adéquat pourrait conduire à une meilleure hydrolyse. En d'autres termes, une optimisation des conditions d'hydrolyse serait souhaitable afin de rehausser la performance du prétraitement.

La section suivante porte sur la digestibilité des boues hydrolysées. En effet, le COD engendré par le prétraitement mesure globalement la matière organique solubilisée dans les boues, mais ne fournit pas de renseignements sur la digestibilité des boues hydrolysées.

Tableau 38 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie en fioles agitées des boues de Valcartier

Solides	Essais	Prétraitement					Digestion		
		Initial (g/L)	Acidif. (g/L)	Var. (%)	Neutral. (g/L)	Var. (%)	Initial (g/L)	Final (g/L)	Var. (%)
ST	Cont-V	15,1	-	-	-	-	15,1	13,1	- 14
	H1-V	15,1	-	-	14,9	- 1	15,2	13,9	- 8
	H2-V	15,1	-	-	15,7	+ 4	15,8	14,6	- 8
	H3-V	15,1	-	-	15,6	+ 3	15,6	14,2	- 9
	H4-V	15,1	-	-	14,7	- 3	14,6	13,4	- 8
	I1-V	15,1	-	-	15,2	+ 1	14,7	12,3	- 16
	I2-V	15,1	-	-	15,8	+ 5	15,1	13,4	- 11
	I3-V	15,1	-	-	15,2	+ 1	15,5	12,7	- 18
SV	I4-V	15,1	-	-	14,3	- 5	14,3	12,7	- 11
	Cont-V	12,3	-	-	-	-	12,3	10,3	- 16
	H1-V	12,3	-	-	12,2	- 1	12,3	11,1	- 10
	H2-V	12,3	-	-	12,8	+ 4	12,9	11,7	- 9
	H3-V	12,3	-	-	12,7	+ 3	12,7	11,3	- 11
	H4-V	12,3	-	-	11,9	- 3	11,8	10,7	- 9
	I1-V	12,3	-	-	12,3	0	12,0	10,3	- 14
	I2-V	12,3	-	-	12,7	+ 3	12,3	10,6	- 14
MES	I3-V	12,3	-	-	12,2	- 1	11,7	9,8	- 16
	I4-V	12,3	-	-	11,5	- 7	11,5	9,9	- 14
	Cont-V	13,8	-	-	-	-	13,8	12,3	- 11
	H1-V	13,8	-	-	13,5	- 2	13,5	12,5	- 7
	H2-V	13,8	-	-	13,8	0	14,2	13,5	- 5
	H3-V	13,8	-	-	13,5	- 2	13,3	12,4	- 7
	H4-V	13,8	-	-	11,9	- 14	12,5	12,0	- 4
	I1-V	13,8	-	-	13,6	- 1	13,0	12,7	- 2
MVES	I2-V	13,8	-	-	13,5	- 2	13,6	13,0	- 4
	I3-V	13,8	-	-	12,5	- 9	12,5	12,3	- 2
	I4-V	13,8	-	-	11,6	- 16	11,7	12,4	- 6
	Cont-V	11,5	-	-	-	-	11,5	10,0	- 13
	H1-V	11,5	-	-	11,1	- 3	11,0	9,8	- 11
	H2-V	11,5	-	-	11,4	- 1	11,6	10,7	- 8
	H3-V	11,5	-	-	11,1	- 3	10,9	9,6	- 12
	H4-V	11,5	-	-	9,6	- 16	10,2	9,4	- 8
COD	I1-V	11,5	-	-	10,7	- 7	11,6	9,2	- 21
	I2-V	11,5	-	-	10,7	- 7	10,7	9,4	- 12
	I3-V	11,5	-	-	9,8	- 15	9,8	9,1	- 7
	I4-V	11,5	-	-	9,0	- 21	9,3	9,3	0
	Cont-V	1,31	-	-	-	-	1,31	0,49	- 62
	H1-V	1,31	-	-	1,54	+ 17	1,64	0,72	- 56
	H2-V	1,31	-	-	1,71	+ 30	1,68	0,91	- 46
	H3-V	1,31	-	-	1,73	+ 32	1,66	0,89	- 46
COD	H4-V	1,31	-	-	1,72	+ 31	1,48	0,83	- 44
	I1-V	1,31	-	-	1,75	+ 33	1,75	0,69	- 60
	I2-V	1,31	-	-	1,95	+ 49	1,97	0,74	- 62
	I3-V	1,31	-	-	2,11	+ 61	2,28	0,74	- 67
	I4-V	1,31	-	-	2,10	+ 60	2,11	0,63	- 70

Tableau 39 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie en fioles agitées des boues de Jonquière

Solides	Essais	Prétraitement					Digestion		
		Initial (g/L)	Acidif. (g/L)	Var. (%)	Neutral. (g/L)	Var. (%)	Initial (g/L)	Final (g/L)	Var. (%)
ST	Cont-J	21,4	-	-	-	-	23,1	20,8	- 10
	H1-J	21,4	-	-	21,3	0	21,4	19,0	- 11
	H2-J	21,4	-	-	20,9	- 2	21,1	18,9	- 10
	H3-J	21,4	-	-	21,0	- 2	21,2	19,0	- 10
	H4-J	21,4	-	-	21,4	0	21,5	18,4	- 14
	I1-J	21,4	-	-	21,0	- 2	20,9	16,0	- 23
	I2-J	21,4	-	-	20,2	- 6	20,2	15,5	- 23
	I3-J	21,4	-	-	20,7	- 3	20,1	14,8	- 26
	I4-J	21,4	-	-	20,1	- 6	20,4	15,7	- 23
SV	Cont-J	12,9	-	-	-	-	13,9	12,5	- 10
	H1-J	12,9	-	-	12,8	0	12,9	10,5	- 19
	H2-J	12,9	-	-	12,4	- 4	12,6	10,3	- 18
	H3-J	12,9	-	-	12,6	- 2	12,7	10,4	- 18
	H4-J	12,9	-	-	12,9	0	13,0	9,9	- 24
	I1-J	12,9	-	-	12,5	- 3	12,4	7,5	- 39
	I2-J	12,9	-	-	11,7	- 9	11,7	7,0	- 40
	I3-J	12,9	-	-	12,2	- 5	11,6	6,3	- 46
	I4-J	12,9	-	-	11,6	- 10	11,9	7,2	- 39
MES	Cont-J	20,9	-	-	-	-	22,8	20,7	- 9
	H1-J	20,9	-	-	19,7	- 6	20,0	16,6	- 17
	H2-J	20,9	-	-	19,7	- 6	20,0	16,3	- 18
	H3-J	20,9	-	-	19,2	- 8	20,2	15,7	- 22
	H4-J	20,9	-	-	19,2	- 8	19,5	16,3	- 16
	I1-J	20,9	-	-	20,3	- 3	20,9	16,1	- 23
	I2-J	20,9	-	-	19,0	- 9	18,8	15,8	- 16
	I3-J	20,9	-	-	18,2	- 13	18,6	16,2	- 13
	I4-J	20,9	-	-	18,5	- 11	19,5	17,1	- 12
MVES	Cont-J	12,4	-	-	-	-	13,7	10,6	- 23
	H1-J	12,4	-	-	11,3	- 9	11,5	8,6	- 25
	H2-J	12,4	-	-	11,5	- 7	11,7	8,4	- 28
	H3-J	12,4	-	-	11,3	- 9	11,5	8,2	- 29
	H4-J	12,4	-	-	10,8	- 13	11,1	8,5	- 23
	I1-J	12,4	-	-	10,9	- 12	11,4	7,3	- 36
	I2-J	12,4	-	-	9,6	- 22	10,2	7,1	- 30
	I3-J	12,4	-	-	9,1	- 27	9,5	7,2	- 24
	I4-J	12,4	-	-	9,1	- 26	9,9	7,2	- 27
COD	Cont-J	0,42	-	-	-	-	0,42	0,12	- 71
	H1-J	0,42	-	-	1,00	+ 130	1,00	0,20	- 80
	H2-J	0,42	-	-	1,06	+ 152	1,06	0,27	- 74
	H3-J	0,42	-	-	1,18	+ 181	1,18	0,26	- 78
	H4-J	0,42	-	-	1,33	+ 217	1,33	0,59	- 56
	I1-J	0,42	-	-	1,30	+ 209	1,30	0,38	- 71
	I2-J	0,42	-	-	1,59	+ 278	1,59	0,42	- 73
	I3-J	0,42	-	-	1,80	+ 330	1,80	0,35	- 80
	I4-J	0,42	-	-	2,09	+ 398	2,09	0,35	- 83

Tableau 40 Rendement de solubilisation des solides (g COD / g MVES initiales) lors de l'hydrolyse en fioles agitées des boues de Valcartier et de Jonquière

Prétraitement	Essais	Valcartier	Jonquière
Th	H1	+ 0,020	+ 0,046
	H2	+ 0,035	+ 0,052
	H3	+ 0,037	+ 0,061
	H4	+ 0,035	+ 0,074
Ac+Th	I1	+ 0,038	+ 0,071
	I2	+ 0,056	+ 0,095
	I3	+ 0,070	+ 0,110
	I4	+ 0,065	+ 0,135

5.3.1.2 Étape de digestion aérobie des boues

Après les prélèvements des échantillons pour évaluer l'impact du traitement physico-chimique sur les boues de Jonquière et de Valcartier, l'inoculation du reste des boues hydrolysées a été effectuée, puis celles-ci ont été incubées pendant respectivement 7 et 21 jours.

5.3.1.2.1 Cinétique de la réduction des solides

Les résultats obtenus concernant les variations de solides sont rassemblés aux Tableaux 38 et 39. Des taux de réduction des solides légèrement supérieurs ont été mesurés dans les boues hydrolysées en comparaison aux boues contrôles. Toutefois, cette différence excède rarement 15 %. Les boues préalablement acidifiées connaissent des taux d'élimination sensiblement plus élevés que les boues uniquement autoclavées. L'effet du temps de chauffage est peu perceptible. En effet, pour une même série d'échantillons, les taux d'élimination sont semblables à 10 % près.

En ce qui concerne l'effet du temps de cuisson sur la digestion des boues, les résultats indiquent l'existence d'une faible différence entre les taux de réduction des boues hydrolysées. L'efficacité de la digestion a tendance même à décroître lorsque le temps du traitement thermique augmente. La nature des solides dans les boues après le traitement thermique pourrait expliquer cette observation. En effet, la performance de la stabilisation des boues dépend de la biosorption des substrats, de la structure des floccs et de la dégradabilité des solutés. Or, le traitement thermique provoque ou accélère des phénomènes physiques et chimiques tels l'hydrolyse et le « cracking » qui ont pour effet de rompre les complexes colloïdales et de rendre plus denses les éléments constitutifs des boues (Vaillant, 1974). Cette modification ralentit ou annihile l'hydrolyse enzymatique des solides organiques. Comme l'action coagulante de la chaleur augmente avec le temps de chauffage, il apparaît normal que le taux de réduction des solides ait tendance à diminuer lorsque le temps de séjour dans l'autoclave augmente. Par ailleurs, la solubilisation de la DBO constatée lors du conditionnement thermique des boues indique qu'il y a une stabilisation thermique qui se produit. Les MES résultantes du traitement sont donc

probablement peu biodégradables.

5.3.1.2.2 Élimination du COD

L'élimination du COD est importante dans les boues hydrolysées, celle-ci atteint 80 % dans certains cas (Tableaux 38 et 39). Toutefois, cet enlèvement de la COD est peu différent des boues contrôles. Les résultats démontrent que le COD engendré au cours de l'hydrolyse est biodégradable au moins à 70 %. Les 30 % restants sont réfractaires à la minéralisation biologique ou sont des produits intermédiaires.

5.3.2 Essais en bioréacteur

Les essais de digestion aérobie réalisés en fioles d'Erlenmeyer agitées montrent que les boues hydrolysées après 30 mn de traitement thermique à l'autoclave ont des résultats aussi bons, en terme de réduction des solides, que des boues ayant été chauffées pendant des périodes plus longues. Aussi, il a été décidé de reproduire en réacteur l'essai à 30 mn, pour confirmer ou infirmer les résultats obtenus en fioles agitées. Les prétraitements de J1 et K1 sont identiques à ceux décrits antérieurement. Les quantités de produits chimiques ajoutées aux boues lors des essais d'hydrolyse sont indiquées au Tableau 41.

Tableau 41 Consommation de produits chimiques pour l'hydrolyse des boues de Valcartier et de Jonquière lors de l'étude en réacteur de l'effet de la durée du traitement thermique sur la digestion des boues

Prétraitement	Essais	pH	Volume traité (L)	Volume (mL)		Concentration (g/L)		
				H ₂ SO ₄ (10 N)	NaOH (10 N)	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	Total
Th	J1-V	4,20	13	-	-	-	-	-
	J1-J	6,83	13	-	-	-	-	-
Ac+Th	K1-V	2,47	13	65	90	2,4	1,6	4,0
	K1-J	1,83	13	230	200	8,4	3,5	11,9

5.3.2.1 *Étape d'hydrolyse des boues*

Le traitement physico-chimique a eu peu d'impact sur les solides des boues utilisées au cours de ces essais (Tableaux 42 et 43). Les variations dans les boues après hydrolyse dépassent rarement 10 %. Tout comme pour les essais en fioles agitées, le traitement physico-chimique affecte davantage les boues de Jonquière en comparaison aux boues de Valcartier. Par exemple, on observe une réduction de 20 % de MVES dans les boues acidifiées, autoclavées, et neutralisées de Jonquière, contre à peine 4 % dans les boues de Valcartier.

Partant d'une teneur en COD (exprimée en g de Carbone/L) plus ou moins élevée, on constate sous l'effet de la chaleur une augmentation très importante de sa concentration. Cette hausse est plus élevée dans le cas des boues préalablement acidifiées. Le gain respectif en carbone organique dans les boues de Jonquière et de Valcartier est de 1,5 et de 0,9 g de Carbone par litre de boues. Exprimé par rapport à la concentration initiale des MVES on constate que le ratio est faible. Le ratio F_h (g de COD/ g MVES_{initiale}) est égal à 0,1 pour les boues de Jonquière et 0,05 pour les boues de Valcartier. Ce ratio démontre la faiblesse de l'hydrolyse de la matière organique lors du traitement physico-chimique. En plus, il prouve que les MVES contenues dans les boues de Jonquière sont deux fois plus hydrolysées que celles de Valcartier.

En ce qui concerne les boues uniquement autoclavées, les valeurs du ratio F_h sont respectivement de 0,03 et 0,04 pour les boues de Jonquière et de Valcartier. Le gain respectif dans ce cas est légèrement bas, soit de 0,5 et 0,7 g/L. Comparés aux valeurs des boues acidifiées et autoclavées, les résultats indiquent l'acidification catalyse mieux l'hydrolyse des boues de Jonquière que celles de Valcartier.

Tableau 42 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie en réacteur des boues de Valcartier

Solides	Essais	Prétraitement					Digestion		
		Initial (g/L)	Acidif. (g/L)	Var. (%)	Neutral. (g/L)	Var. (%)	Initial (g/L)	Final (g/L)	Var. (%)
ST	Cont-V	24,0	-	-	-	-	24,0	17,6	- 27
	J1-V	24,0	-	-	25,6	+ 7	23,9	17,8	- 25
	K1-V	24,0	24,8	+ 3	25,8	+ 7	24,8	15,2	- 39
SV	Cont-V	18,8	-	-	-	-	18,8	12,0	- 36
	J1-V	18,8	-	-	19,2	+ 2	18,4	12,0	- 35
	K1-V	18,8	19,6	+ 4	20,0	+ 6	18,7	9,3	- 50
MES	Cont-V	22,9	-	-	-	-	22,9	16,1	- 30
	J1-V	22,9	-	-	23,7	+ 3	23,2	16,3	- 30
	K1-V	22,9	22,8	0	23,0	0	22,4	14,2	- 37
MVES	Cont-V	17,9	-	-	-	-	17,9	11,1	- 38
	J1-V	17,9	-	-	18,3	+ 2	17,9	10,8	- 40
	K1-V	17,9	18,0	0	17,2	- 4	16,8	8,9	- 47
COD	Cont-V	1,13	-	-	-	-	1,13	0,47	- 58
	J1-V	1,13	-	-	1,86	+ 65	1,66	0,51	- 69
	K1-V	1,13	2,09	+ 85	1,99	+ 76	1,86	0,59	- 68

Tableau 43 Variations des divers solides lors de l'hydrolyse et la digestion aérobie en réacteur des boues de Jonquière

Solides	Essais	Prétraitement					Digestion		
		Initial (g/L)	Acidif. (g/L)	Var. (%)	Neutral. (g/L)	Var. (%)	Initial (g/L)	Final (g/L)	Var. (%)
ST	Cont-J	28,1	-	-	-	-	28,1	23,1	- 18
	J1-J	28,1	-	-	28,0	0	27,7	21,1	- 24
	K1-J	28,1	28,7	+ 2	26,3	- 6	27,0	22,1	- 18
SV	Cont-J	14,2	-	-	-	-	14,2	11,0	- 22
	J1-J	14,2	-	-	14,1	0	14,0	9,8	- 30
	K1-J	14,2	14,4	+ 1	12,4	- 13	13,1	10,0	- 24
MES	Cont-J	28,8	-	-	-	-	28,8	22,1	- 23
	J1-J	28,8	-	-	26,7	- 7	27,3	20,4	- 25
	K1-J	28,8	19,7	- 32	26,5	- 8	26,6	21,7	- 18
MVES	Cont-J	14,5	-	-	-	-	14,5	10,7	- 26
	J1-J	14,5	-	-	13,1	- 10	13,3	9,4	- 29
	K1-J	14,5	10,3	- 29	11,6	- 20	12,7	9,7	- 24
COD	Cont-J	0,21	-	-	-	-	0,21	0,12	- 43
	J1-J	0,21	-	-	0,69	+ 232	0,59	0,15	- 75
	K1-J	0,21	1,74	+ 728	1,17	+ 457	0,79	0,18	- 77

5.3.2.2 *Étape de digestion aérobie des boues*

5.3.2.2.1 *Évolution des paramètres physico-chimiques*

La température, le pH et le POR ont été mesurés au cours de la digestion aérobie en bioréacteur. Les mesures de la température montrent que la digestion aérobie s'est déroulée en condition mésophile. Les températures sont demeurées comprises entre 18 °C et 25 °C.

L'oxygène dissous a été suivi de manière à maintenir sa valeur au-dessus de 2 mg/L. Le taux d'aération de 0.15 vvm a permis de couvrir la demande en oxygène dans les différents bioréacteurs.

La Figure 6B décrit l'évolution du POR au cours du traitement des boues. Elles font apparaître un sens de variation opposé pour les deux types de boues. Le POR des boues de Valcartier augmente lentement en fonction du temps, tandis que celui de Jonquière décroît de manière progressive après une hausse subite au début de l'étape de digestion. Les valeurs du POR varient de - 50 à 450 mV pour les boues en provenance de la station d'épuration de Valcartier et celles des boues de Jonquière décroît approximativement de 300 mV à 150 mV.

Ces valeurs démontrent que les boues ont été suffisamment oxygénées. Selon Bechac *et al*, (1984) des boues aérées produisent un potentiel d'oxydo-réduction (POR) supérieur à 100 mV. Lorsque celles-ci sont sur-aérées et riches en nitrites et en nitrates, ce potentiel atteint et dépasse 400 mV.

La Figure 6A présente l'évolution du pH des boues en fonction du temps de digestion. Tel que mentionné antérieurement la minéralisation de l'azote organique au cours la digestion aérobie induit le sens de variation du pH. L'ammonification première étape de la minéralisation de l'azote organique entraîne d'une augmentation du pH (autour de 9). De plus, l'activité bactérienne se manifeste par une consommation progressive des acides organiques. Il en résulte une élévation du pH qui tend à se stabiliser à un pH voisin de 9 (Huriet, 1968).

Par la suite la nitrification s'installe et s'accompagne d'une acidification du milieu. La Figure 6A décrivant l'évolution du pH au cours de la digestion traduit assez bien ces phénomènes surtout dans le cas des boues de Valcartier.

La Figure 6A montre une baisse continue du pH au cours de la stabilisation des boues de Jonquière. L'ammonification est ainsi presque inexistante. Il est possible que la teneur en azote organique dans ces boues soit faible et qu'il a suffi de moins de deux jours pour que l'ammonification s'accomplisse (cas des boues fraîches). Pour les boues hydrolysées, le traitement thermique a peut-être transformé l'azote organique disponible en ammoniacque ce qui a eu pour conséquence d'éliminer cette étape dans sa transformation biologique. La littérature sur le traitement thermique des boues mentionne une ammonification importante de l'azote organique.

Par ailleurs, les boues de Jonquière sont relativement pauvres en substrats organiques (MVES/MES = 50 %) surtout dissous en dépit du traitement thermique. C'est une situation propice au développement des bactéries nitrifiantes. Elles sont facilement inhibées par les composés organiques et minéraux. Donc, les conditions semblent être réunies pour une élimination rapide de la pollution organique, de même que pour la colonisation du milieu par les bactéries nitrifiantes.

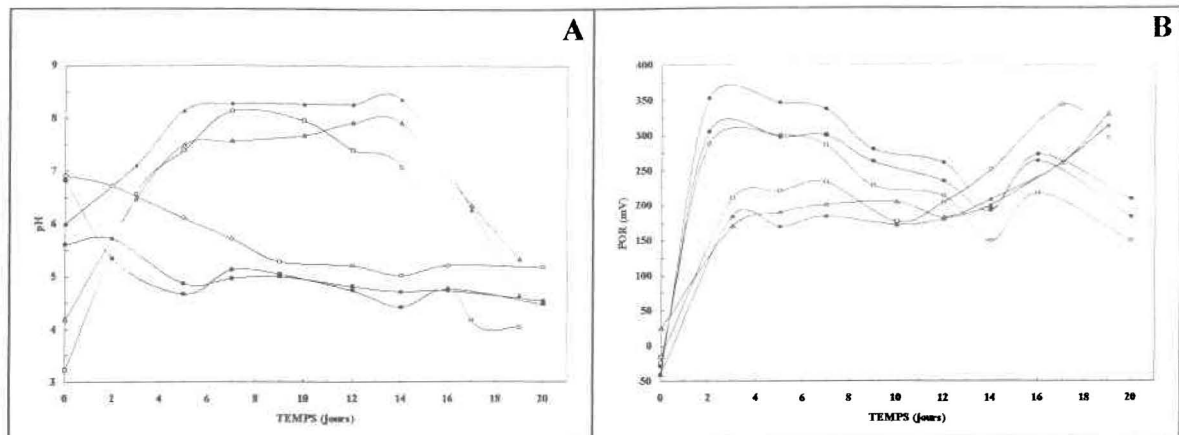


Figure 6 Évolution du pH et du POR lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Jonquière. (A) pH, (B) POR. Symboles : (●) Cont J ; (○) J1-J ; (■) K1-J ; (□) Cont V ; (▲) J1-V ; (△) K1-V

5.3.2.2.2 Cinétique de la réduction des solides

L'efficacité de la digestion en terme de pourcentage d'élimination des ST, SV, MES, MVES et du COD calculée entre le début et la fin de la digestion est exposée aux Tableaux 42 et 43.

L'examen de ces tableaux permet de constater que le traitement physico-chimique influe très peu sur la réduction des solides. Les taux d'élimination des ST, SV, MES, MVES et du COD dans les boues hydrolysées sont légèrement supérieurs à ceux des boues fraîches, sans que la différence excède 15 %. En plus, les tableaux indiquent que l'efficacité de la stabilisation des boues uniquement autoclavées est presque équivalente à celle des boues contrôles.

Comme le montrent les résultats, les performances varient en fonction de la nature des boues. Les rendements indiquent que les boues de Valcartier sont davantage stabilisées que celles de Jonquière. Les boues de Valcartier sont plus riches en matières organiques potentiellement biodégradables. Le rapport initial MVES/MES est 78 % alors que celui de Jonquière est de 50 %.

En comparant ces valeurs, on peut penser que la minéralisation des boues de Jonquière est plus avancée que celles de Valcartier, et qu'il est logique que ces dernières soient plus difficiles à stabiliser biologiquement. Avec un rapport MVES/MES de 50 %, il est probable que les matières en suspension des boues de Jonquière soient constituées de débris de membranes cellulaires et d'hemicelluloses très lentes à dégrader en dépit du traitement physico-chimique.

Le but de la stabilisation aérobie est d'obtenir une réduction pondérale de la matière organique fermentescible sous l'action des micro-organismes aérobies. Les Figures 7 et 8 décrivent l'évolution des différents solides dans les boues au cours de la digestion. Une diminution progressive des solides est constatée pendant la digestion aérobie des boues. Les boues acidifiées autoclavées et neutralisées de Valcartier enregistrent des taux d'élimination des solides relativement plus élevés par rapport aux boues contrôles et aux boues uniquement autoclavées. Par contre, le traitement physico-chimique ne semble pas améliorer la digestion des boues de Jonquière. En effet, les pourcentages de réduction des solides dans les boues hydrolysées sont très peu différents de ceux des boues contrôles (Tableaux 42 et 43).

Le rapport MVES/MES initial diminue au maximum de 5 % et de 12 % respectivement pour les boues de Jonquière et de Valcartier (Tableau 46). Cette diminution n'est pas importante et la différence entre le ratio des boues hydrolysées et celui des boues fraîches est très faible (1 à 3 %). Après 20 jours de digestion aérobie, la fraction organique représentée par le ratio MVES/MES est toujours importante surtout pour les boues de Valcartier. Cela pourrait signifier que les boues ainsi traitées présentent un risque potentiel de nuisance suite à la fermentation possible de ce substrat organique.

En ce qui concerne la cinétique de l'oxydation des boues biologiques, évaluée par l'élimination des MVES, les constantes cinétiques K_d qui caractérisent le processus figurent au Tableau 45. Seules les boues de Valcartier ayant subi une hydrolyse acide enregistrent une légère hausse de la constante K_d (44 %). Par contre, le même prétraitement a entraîné une réduction de 26 % de la constante K_d par rapport à celle des boues contrôles de Jonquière. Les valeurs de K_d des boues uniquement autoclavées sont peu différentes de

celles de boues contrôles correspondantes. En outre, ces valeurs sont inférieures à celles habituellement rencontrées dans la littérature. En effet, la cinétique de digestion aérobie des boues urbaines donne habituellement des valeurs comprises entre 0.05 et 0.15 j^{-1} (Bechac *et al.*, 1984).

Des résultats similaires ont été obtenus par Haug *et al.* (1983) dans le cas de la digestion anaérobie mésophile de boues hydrolysées. Le prétraitement a consisté uniquement au traitement thermique de boues primaires et mixtes biologiques. L'échauffement des boues s'est situé entre 171 et 204 °C. Elles ont été soumises à une digestion anaérobie pendant 22 jours. Ces chercheurs ont constaté une amélioration uniquement de 15 % de l'efficacité de la stabilisation comparée à celle des boues fraîches. Ils ont conclu que le prétraitement thermique de boues primaires ou mixtes n'améliore pas sa dégradabilité durant la digestion anaérobie mésophile. Toutefois, ils ont observé une meilleure élimination de la DCO (Demande Chimique en Oxygène).

Tableau 44 Constantes cinétiques K_d d'élimination des MVES au cours des différents essais de digestion des boues de Valcartier et de Jonquière

Paramètres	Valcartier			Jonquière		
	Cont-V	J1-V	K1-V	Cont-J	J1-J	K1-J
Constante K_d (jr^{-1}) x 100	2,67	2,73	3,85	1,44	1,41	1,07
Coefficient de détermination (r^2)	0,92	0,95	0,93	0,76	0,89	0,67
Temps de séjour (jours)		21			20	

Tableau 45 Réduction de la fraction organique (MVES/MES*100) au cours de la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Jonquière

Essais	Valcartier			Jonquière		
	Initial	Final	Différence	Initial	Final	Différence
Control (J-V)	78	68	10	50	48	2
J1 (J-V)	77	66	11	49	46	3
K1 (J-V)	75	63	12	48	43	5

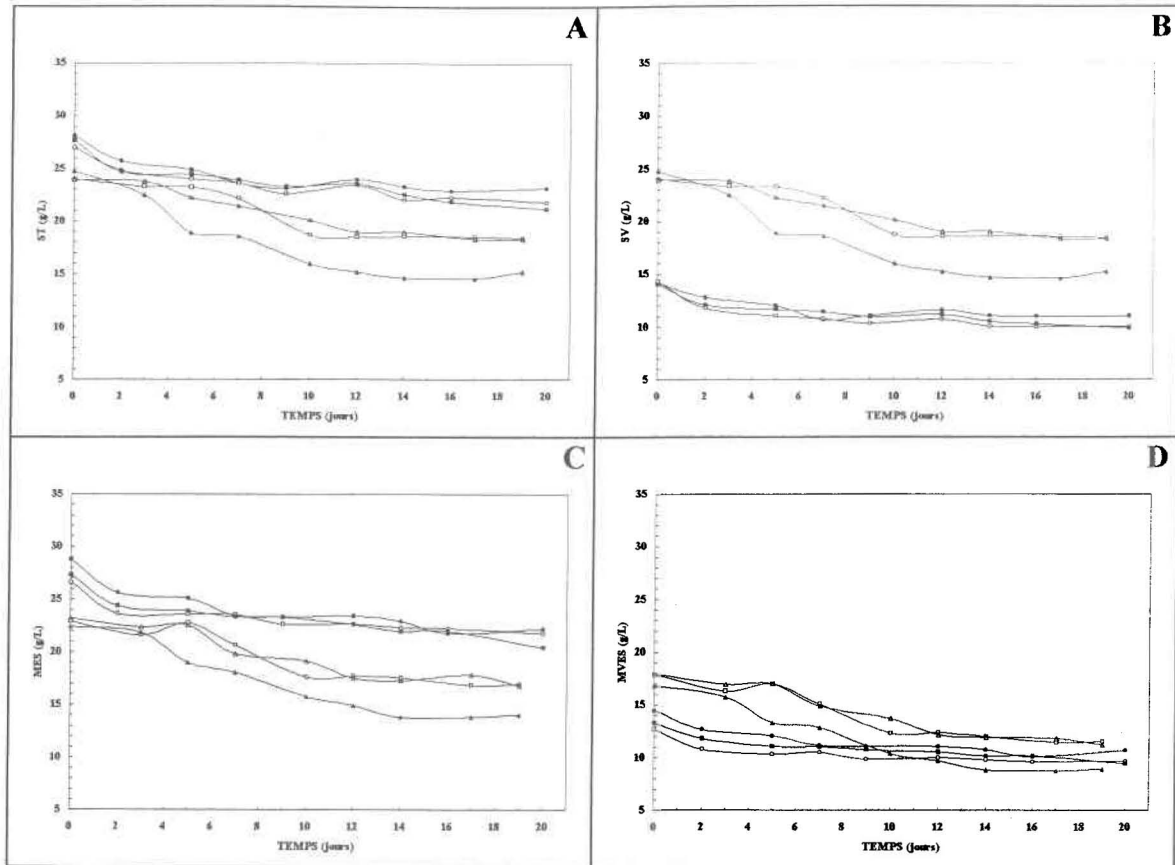


Figure 7 Évolution des divers solides lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Jonquière. (A) ST, (B) SV, (C) MES, (D) MVES. Symboles : (●) Cont J ; (○) J1-J ; (■) K1-J ; (□) Cont V ; (▲) J1-V ; (△) K1-V

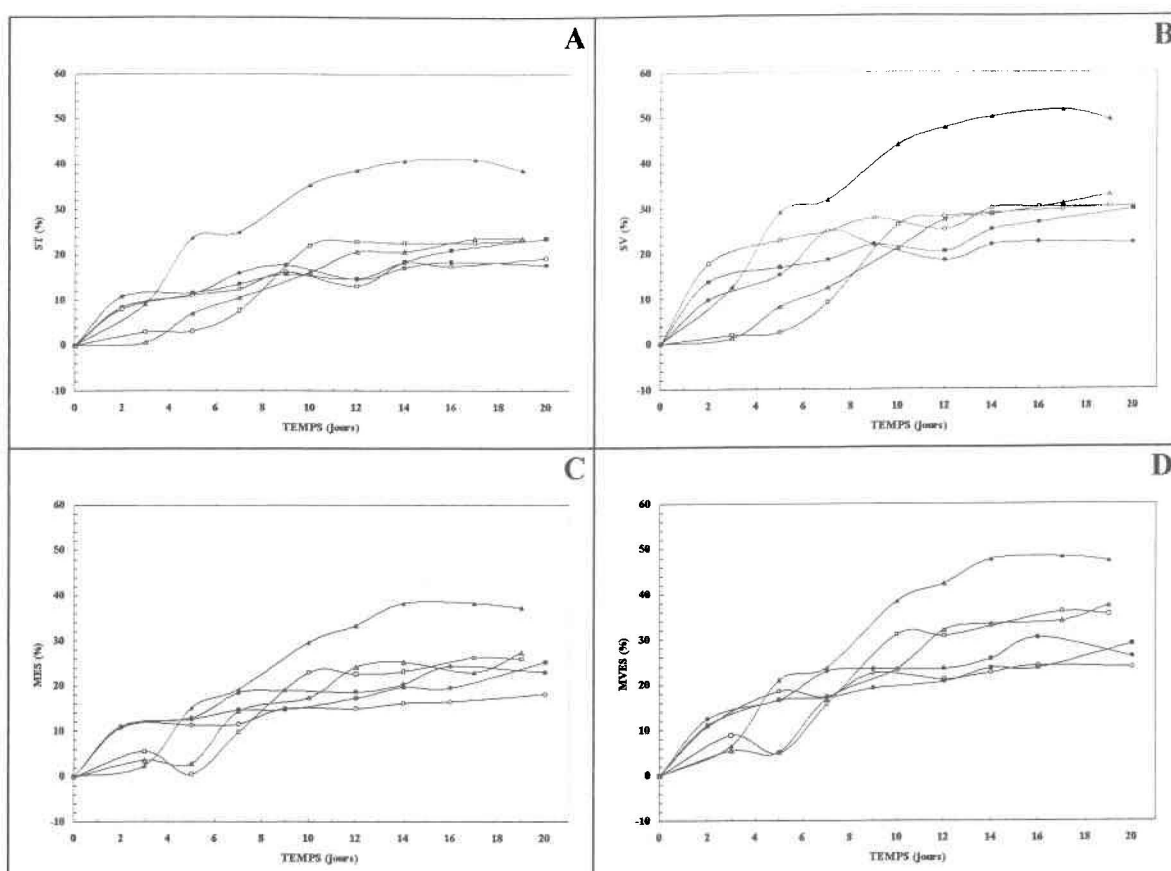


Figure 8 Réduction des divers solides lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Jonquière. (A) ST, (B) SV, (C) MES, (D) MVES. Symboles : (●) Cont J ; (○) J1-J ; (■) K1-J ; (□) Cont V ; (▲) J1-V ; (△) K1-V

5.3.2.2.3 *Élimination du COD*

L'évolution dans le temps du COD dans les boues a été suivie pendant toute la période de digestion (Figure 9a). Les courbes font apparaître une décroissance progressive de la teneur en COD au cours de la digestion. Cette diminution de façon continue du COD est très marquée aussi bien pour les boues hydrolysées que pour les boues fraîches. L'analyse des courbes permet de distinguer deux phases de durée variable dans l'élimination du COD.

La phase initiale de diminution rapide du COD s'étend environ sur 10 jours. Cette étape correspond à l'élimination des composés organiques solubles les plus faciles à dégrader. Durant cette période, le taux de réduction du COD se situe à 60 % et 70 % respectivement pour les boues hydrolysées de Valcartier et de Jonquière (Figure 9B).

La seconde phase se caractérise par un ralentissement de la vitesse d'enlèvement du COD. Le taux d'élimination du COD augmente d'environ seulement 10 % dans toutes les boues, pendant la reste de la période de digestion. Cette cinétique marque l'établissement d'un équilibre entre la lyse bactérienne et la vitesse de minéralisation des produits de cette lyse. Le carbone ainsi libéré est probablement facile à dégrader, sinon on assisterait à une augmentation de la teneur en COD. Il est possible que la lyse cellulaire dans les boues hydrolysées soit faible à cause de la cuisson de boues. Le traitement thermique a probablement libéré le maximum de substrat ce qui ferait en sorte que seulement l'inoculum entrerait en phase endogène. Le COD présent dans le liquide après la phase initiale constituerait la fraction réfractaire, donc difficile à éliminer.

Par ailleurs, la Figure 9b démontre que les taux de réduction du COD dans les boues contrôles restent nettement plus faibles que ceux des boues hydrolysées. Au terme de 20 jours de digestion, le taux d'élimination est de 70 % et 80 % respectivement pour les boues hydrolysées de Valcartier et de Jonquière, tandis qu'il est relativement faible dans les boues contrôles. En effet, le taux de minéralisation du COD dans les boues contrôles atteint 60 % avec les boues de Valcartier et 41 % avec celles de Jonquière. Toutefois, à la fin de la digestion, la teneur en COD dans le filtrat des boues hydrolysées est sensiblement égale à celle des boues contrôles.

Le COD mesure globalement les matières organiques dissoutes dans le surnageant des boues, mais ne fournit aucun renseignement quant à la nature de celles-ci. Le mécanisme d'élimination d'un mélange de composés organiques est complexe. Selon Eckenfelder (1982), l'élimination de substrats complexes exprimés en termes de DCO, COT ou DBO répond habituellement, du moins en culture discontinue, à une cinétique d'ordre 1 ou 2. Dans la présente étude, une certaine linéarité a été obtenue en traçant la courbe $\ln(\text{COD})$ en fonction du temps. L'obtention d'une droite globalement droite confirme que l'élimination du COD est d'ordre un.

Les constantes cinétiques K_d d'élimination du COD sont présentés au Tableau 47. Ces valeurs montrent que l'élimination du COD dans les boues hydrolysées est sensiblement la même, d'une part, et d'autre part, que celle des boues contrôles est inférieure aux boues hydrolysées. L'amélioration relative de la constante cinétique est probablement due au traitement thermique qui a dû provoquer une modification de la nature de la matière organique lors de l'hydrolyse des MES. En effet, la vitesse de dégradation d'un composé organique dépend de sa structure moléculaire (Eckenfelder, 1982). Cette dégradation est rapide et meilleure lorsque la matière organique est formée de molécules monomères et se trouve sous forme dissoute.

En résumé, l'hydrolyse physico-chimique des boues a eu pour effet d'augmenter la teneur en COD dans les boues. Son élimination au cours de l'étape de stabilisation subséquente démontre qu'elle comporte une importante fraction facilement biodégradable (environ 80 % d'élimination).

Tableau 46 Constantes cinétiques K_d d'élimination du COD au cours des différents essais de digestion des boues de Valcartier et de Jonquière

Paramètres	Valcartier			Jonquière		
	Cont-V	J1-V	K1-V	Cont-J	J1-J	K1-J
Constante $K_d(jr^{-1}) \times 100$	4,5	5,7	5,3	2,6	7,0	5,7
Coefficient de détermination (r^2)	0,88	0,87	0,84	0,92	0,88	0,70
Temps de séjour (jours)		21			20	

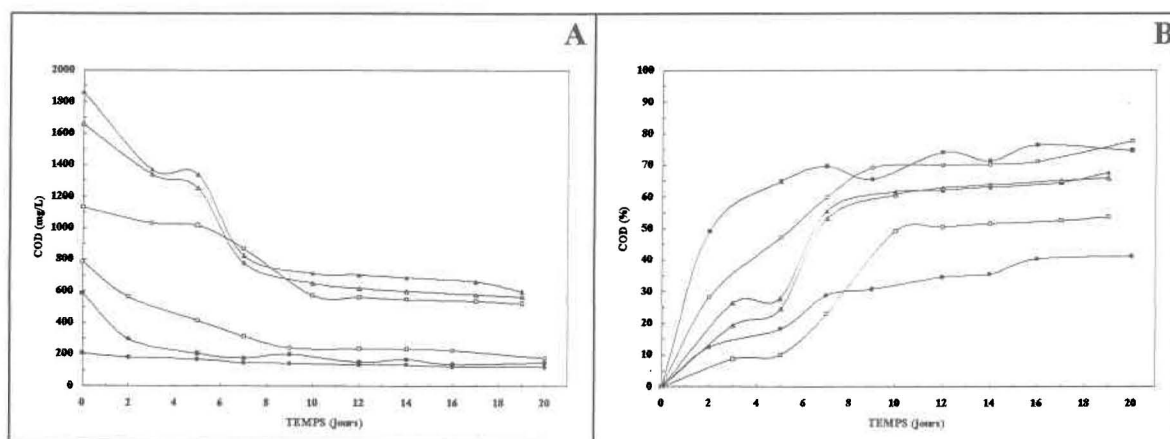


Figure 9 Évolution du COD lors de la digestion aérobie des boues de Valcartier et de Jonquière. (A) Concentration, (B) Rendement d'enlèvement. Symboles : (●) Cont J ; (○) J1-J ; (■) K1-J ; (□) Cont V ; (▲) J1-V ; (△) K1-V

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les études concernant la minéralisation aérobie des boues d'épuration sont relativement importantes. Ces recherches ont trait à la fermentation ou digestion de boues primaires en mélange avec des boues secondaires en excès. La présente étude porte sur la digestion aérobie de boues soumises au préalable à un traitement physico-chimique appelé prétraitement. Le but de ce prétraitement est d'augmenter le niveau de stabilisation aérobie des boues, en accélérant l'étape de l'hydrolyse enzymatique dans le processus de minéralisation biologique. Cette étape est très lente et détermine la cinétique de la digestion. En activant l'hydrolyse de la matière organique, il était espéré de pouvoir améliorer le procédé conventionnel de digestion aérobie.

Les résultats obtenus indiquent que l'acidification, sans traitement thermique des boues, n'apporte que très peu d'améliorations au niveau de la stabilisation aérobie de boues en provenance de stations d'épuration biologique. En fait, le niveau de minéralisation des boues acidifiées est peu différent de celui des boues fraîches employées comme contrôle.

Au cours des essais d'hydrolyse des boues, il est apparu que l'application d'un traitement thermique génère une augmentation du carbone organique dissous dans les boues, sans toutefois hausser de manière appréciable les cinétiques de digestion aérobie des boues.

La digestion, en fioles agitées et en bioréacteur, des boues hydrolysées par voie acido-thermique a démontré des taux de réduction des solides légèrement supérieurs à ceux des boues contrôles, mais sans que cette différence excède 15 %. Par contre, l'élimination du carbone organique dissous dans les boues hydrolysées est importante. Ce fait indique que le COD produit est aisément biodégradable et ce, jusqu'à 90 %.

Les résultats de la présente étude n'établissent pas de manière évidente une amélioration de la digestion aérobie mésophile en procédant à une hydrolyse physico-chimique préalable des boues. Plusieurs explications peuvent être apportées pour expliquer cette situation dont des conditions d'hydrolyse insuffisamment drastiques ou non-optimisées.

Afin de mieux mettre en évidence l'hydrolyse des matières organiques dans les boues et de l'adapter à la digestion aérobie conventionnelle, il est recommandé de poursuivre les recherches portant sur le phénomène d'hydrolyse et de solubilisation des matières organiques biodégradables et réfractaires dans les boues issues du traitement acido-thermique.

Cette étude devrait porter sur l'optimisation des paramètres de l'hydrolyse. Dans le cas de la combinaison de l'acidification avec la cuisson, la recherche d'une combinaison optimale entre la température de cuisson, le pH, et le temps de cuisson est requise. La littérature démontre une interdépendance très forte entre le pH et la température de chauffage. Pour un temps de traitement donné, le pH et la température ont le même sens de variation. Plus le pH est bas, plus la température de cuisson nécessaire est basse.

Une caractérisation détaillée des boues, avant et après chaque étape d'hydrolyse est impérieuse. Son efficacité ne doit pas être vérifiée par les seuls paramètres habituels (ST, SV, MES et MVES), mais aussi par des essais portant sur les macromolécules organiques.

Il serait souhaitable de suivre l'évolution de la teneur des macromolécules (protéines, glucides et lipides) au cours du prétraitement. Il serait aussi utile de suivre l'évolution des métaux et de l'azote ammoniacal, et dans la mesure du possible, la présence d'un monomère organique commun, tel que le glucose issu de la biodégradation de la cellulose. Une telle caractérisation pourrait expliquer l'hydrolyse et les résultats de la digestion de ses produits.

En ce qui concerne le catalyseur, l'utilisation de l'acide sulfurique concentré pour acidifier les boues est recommandée, parce que la première étape de sa dissociation est très dynamique et pourrait apporter une amélioration des résultats d'hydrolyse. Afin d'exploiter l'action oxydante de l'acide sulfurique concentré, le pH des boues acidifiées devrait être inférieur à 1,0. Dans ce cas toutefois, le coût de l'acidification et de la neutralisation subséquente des boues seraient exorbitants. De plus, une acidification trop forte des boues entraîne une mise en solution excessive des composantes des boues, ce qui peut faire en sorte de réduire de manière marquée le taux de capture des boues, lors de l'étape de déshydratation mécanique.

L'hydrolyse des boues pourrait également être tentée à pH basique (≥ 11). L'utilisation d'autres oxydants, tels que l'ozone, les peroxydes, les sels ferriques, serait également une voie à explorer.

L'utilisation de la chaux inerte ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) pour neutraliser l'acidité résultant de l'ajout de l'acide sulfurique, lors de l'hydrolyse des boues, est appropriée. En effet, l'apport de cet agent alcalin permet une forte précipitation des métaux et des sulfates mis en solution à pH acide (Anderson *et al*, 1986; Hancock *et al*, 1988).

Parallèlement aux travaux sur l'hydrolyse des solides des boues, le problème de l'élimination de l'azote minéral dans les boues hydrolysées devrait être exploré. Le développement normal d'une communauté bactérienne requiert la présence d'azote, de phosphore et d'un certain nombre d'oligo-éléments (Eckenfelder, 1982). Surtout l'azote, qui est un des constituants essentiels de la matière vivante puisque présent dans les acides aminés; il sert dans l'édification de toutes protéines. Lorsque le milieu est riche en azote il y a une production importante de boues. En effet, l'hydrolyse des boues par traitement acide et après neutralisation ont été introduites dans le procédé contact-stabilisation par Yang *et al*. (1976) pour traiter les effluents carencés en azote. Par contre un substrat peut-être entièrement assimilé sans prolifération de cellules s'il y a carence en azote assimilable (Roques, 1979). En particulier les hydrates de carbone peuvent être assimilés sans prolifération de cellules mais avec transformation en protéines si seul l'azote ammoniacal est disponible dans le milieu. Donc, l'hydrolyse acide ne pourrait apporter aucune amélioration tangible, si l'élimination de l'azote n'est pas résolue parce qu'elle produit de l'ammoniaque. Cette ammonification pourrait entraîner un développement de la biomasse de l'inoculum, qui annihilerait l'effet de l'hydrolyse. Notre hypothèse dans ce sens est en opposition avec les techniques dérivant du « *Cell resting* ». Cette technique utilise des micro-organismes maintenus en état de non prolifération par une carence du milieu de culture (généralement en azote). Elle permet une épuration correcte des eaux tout en réduisant notablement la production des boues biologiques. Elle semble de ce point assez prometteuse pour être appliquée à la stabilisation des boues hydrolysées.

En résumé, les résultats issus de cette étude montrent que la possibilité d'améliorer la stabilisation aérobie des boues biologiques en procédant à un prétraitement physico-chimique de celles-ci, n'est pas évidente et qu'il n'est pas aisé d'explorer la question. Des recherches complémentaires et notamment une étude technico-économique, pourrait faire le point sur l'intérêt du prétraitement par rapport aux coûts supplémentaires que l'introduction de ce procédé entraîne dans la chaîne de traitement des boues.

En ce qui concerne les coûts d'opération du présent procédé, la majorité de ceux-ci serait attribuable à l'emploi des réactifs chimiques, soit l'acide sulfurique et la chaux inerte. L'acidification des boues d'épuration à $\text{pH} = 2$ avec de l'acide sulfurique requiert entre 100 et 310 kg de H_2SO_4 par tonne métrique de boues sèches, alors qu'un apport de chaux se situant entre 108 et 203 kg de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ par tonne métrique de boues sèches est nécessaire à la neutralisation. En considérant les prix de ces produits sur le marché, soit 120\$ CAN/t pour l'acide sulfurique et 90\$ CAN/t pour la chaux inerte, il appert qu'il en coûterait entre 22 et 56 \$ CAN par tonne métrique de boues sèches pour l'ajout de ces réactifs. A cela s'ajoute le coût énergétique du traitement thermique de la boue qui peut être important si la station de traitement ne dispose pas de source d'énergie moins chère. Le coût des produits chimiques et énergétiques peuvent augmenter les dépenses de fonctionnement de manière substantielle. Les investissements et les coûts de fonctionnement supplémentaires que l'introduction de ce procédé dans la chaîne de traitement des boues entraînent, peuvent sembler inabordable du point de vue économique. Une étude économique devrait précéder l'implantation de ce procédé dans une station de traitement des eaux usées.

En résumé, les résultats issus de cette étude montrent que la possibilité d'améliorer la stabilisation aérobie des boues biologiques en procédant à un prétraitement physico-chimique de celles-ci, n'est pas évidente et qu'il n'est pas aisé d'explorer la question. Des recherches complémentaires et notamment une étude technico-économique, pourrait faire le point sur l'intérêt du prétraitement par rapport aux coûts supplémentaires que l'introduction de ce procédé entraîne dans la chaîne de traitement des boues.

Afin d'optimiser l'hydrolyse et son introduction dans la chaîne de traitement des boues, il faudrait tenir compte de plusieurs variables en interrelations, comme le pH, la température de cuisson, le catalyseur chimique utilisé, la concentration et la nature des solides. Ces interrelations complexes interdisent pour le moment toute conclusion, permettant d'affirmer quelles sont les conditions optimales à l'amélioration de la méthode conventionnelle de traitement aérobie des boues biologiques.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- Adamu, C.A., P.F. Bell et C. Mulchi (1989). Residual metal concentrations in soils and leaf accumulations in tobacco a decade following farmland application of municipal sludge. *Environ. Pollut.*, 56: 113-126.
- AFEE (1985). *Analyse des boues; analyses chimiques, étude de synthèse*. Paris, Centre national de documentation et d'information sur l'eau, Tome 2, 129p.
- Alexandre (1979). Valorisation des boues- Utilisation en agriculture. *Tribune du Cebedecu*, N 424: 99-107.
- Alloway, B.J. et A.P. Jackson (1991). The behavior of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *Sci. Total Environ.*, 100: 151-176.
- APHA, AWWA and WPCF (1989). *Standards methods for examination of Water and Wastewaters*. 17 th edition American Public Health Association, Washington, D.C., USA.
- AMSA (1987). *Sludge analysis survey of 59 member agencies*. Association of Municipal Sewerage Agencies, Washington, DC, U.S.A.
- Anderson, B.C. et D.S Mavinic (1987). Improvement in aerobic sludge digestion through pH control: Initial assem of pilot scale studies. *Can. J. Civ. Eng.*, 14(4): 477-484.
- Anderson, B.C. et D.S. Mavinic (1984). Digestion with pH control preliminary investigation. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 56(7): 889-897.
- Appleton, A.R. et A.D. Venosa (1986). Technology evaluation of the dual digestion system. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 58: 764-773.
- Appleton, A.R., C.J. Leong et D. Venosa (1986). Pathogen and indicator organism destruction by the dual digestion system. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 58(10): 992-999.

- Association Francaise pour l'Etude des Eaux (AFEE) (1981). *Utilisation agricole des boues d'origine urbaine*. Paris, Ministère de l'Agriculture, mission énergie, 121p.
- Babich, H., M.A. Devanas et G. Stozky (1985). The mediation of mutagenicity and clastogenicity of heavy metals by physicochemical factors. *Environ. Res.*, 37: 253-286.
- Bailey, R.W. (1965). *Oligosaccharides*, Oxford, England, Pergamon Press, 179 p.
- Bechac, J.P., P. Boutin, B. Mercier et P. Nuer (1984). *Traitements des Eaux Usées*. Paris, Eyrolles, 281p.
- Benefield, L.D. et R.D. Kuchenrither (1983). Mortality patterns of indicator organisms during aerobic digestion. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 55(1): 76-80.
- Benmoussa, H., J.F. Blais, P.G.C. Campbell et R.D. Tyagi (1992). Étude conjointe de la lixiviation biologique des métaux lourds et de la stabilisation des boues municipales. Dans: *8^e Congrès régional de l'Est du Canada de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau*, Sainte-foy, Québec, Canada, Compte-rendu.
- Benmoussa, H., J.F. Blais, P.G.C. Campbell et R.D. Tyagi (1994). Lixiviation biologique des métaux toxiques et stabilisation des boues municipales. *Wat. Pollut. Res. J. Can.*, 29: 39-52.
- Bertucci, J.J. et S.J. Sedita (1992). Microbiology of sludge. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. C.Lue-Hing, D.R. Zenz et T. Kuchenrither (éds), Water Quality Management Library, vol 4, Chap. 4, 139-179. Pennsylvanie, U.S.A.: Technomic Publishing Lancaster.
- Bishop, P.L. et M. Farmer (1978). Fate of nutrients during aerobic digestion. *J. Environ. Eng. Div. (ASCE)*, 104: 967-979.

- Blais, J.F., R.D. Tyagi et J.C. Auclair (1992). Bioleaching of metals from sewage sludge by indigenous sulfur-oxidizing bacteria. *J. Environ. Eng. Div. (ASCE)*, 118(5): 690-707.
- Bouthelet, R. J. et R.B. Dean (1970). Hydrolysis of activated sludge. *Proc 5th conf. Water pollution Res.*, Paper N° III, 31: 1-13.
- Bradley, J.W, S. Kyosai, P. Matthews, K. Sato et M. Webber (1992). Worldwide sludge management practices. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. C.Lue-Hing, D.R. Zenz et T. Kuchenrither (éds), Water Quality Management Library, Vol. 4, Chap. 13, pp. 537-657. Lancaster, Pennsylvanie, U.S.A. Technomic Publishing.
- Brouzes, P. (1971). Stabilisation aérobie des boues. *Tech. de l'Eau*, 297: 23-26.
- Bruce, A.M. et R.D. Davis (1989). Sewage sludge disposal: current and future options. *Wat. Sci. Technol.*, 21: 1113-1128.
- Burton Environmental Engineering, RCG/Hagler, Bailly, Metcalf & Eddy, (1993). *Water and Wastewater Industries: Characteristics and DSM Opportunities*. Electric Power Research Institute, EPRI TR-102015, Projects 2662-10, 3046-03, Paolo Alto, Californie, U.S.A.
- Cappon, C.J. (1991). Sewage sludge as a source of environmental selenium. *Sci. Total Environ.*, 100: 177-205.
- Carmignami, M., P. Boscolo, G. Ripanti et V.N. Finelli (1983). Effects of chronic exposure to cadmium and/or lead on some neurohumoral mechanisms regulating cardiovascular function in the rat. Dans: *Proc. 4th International Conference on Heavy Metals in the Environment*, 557-558. Edimbourg, Écosse : CEP Consultants, Compte-rendu.
- Chang, A.C., L.J. Lund, A.L. Page et J.E., Warneke (1984). Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 13: 87-91.

- Coker, C.S. et P.J. Matthews (1983). Metals in sewage sludge and their potential effects in agriculture. *Wat. Sci. Technol.*, 15: 209-225.
- Davis, R.D. et C.H. Carlton-Smith (1980). *Crops as indicators of the significance of contamination of soil by heavy metals*. Technical Report 140, Water Research Center.
- Davis, R.D. et C.H. Carlton-Smith (1984). An investigation into the phytotoxicity of zinc, copper and nickel using sewage sludge controlled metal content. *Environ. Pollut.*, B8: 163-185.
- Deeny, K., H. Hahn, D. Leonhard et J. Heidman (1991). Autoheated thermophilic aerobic digestion. *Wat. Environ. Technol.*, octobre: 65-72.
- Degrémont (1989). *Mémento technique de l'eau*. vol. 1 et 2, Paris, France, Degrémont, 1459 p.
- Desjardins, B. et P. Lessard (1992a). Digestion aérobie des boues: principes, modélisation et contrôle. *Sci. Tech. Eau*, 26(3): 209-226.
- Desjardins, B. et P. Lessard (1992b). Modélisation du procédé de digestion anaérobie. *Sci. Tech. Eau*, 25(2): 119-136.
- Desjardins, M.A. et F.G. Brière (1994). Caractérisation de boues d'étangs aérés facultatifs. *Sci. Tech. Eau*, 27(4): 45-56.
- Devendra, S., Bhargava et D. T. Madhav (1988). Progress and kinetics of aerobic digestion of secondary sludges. *Wat. Res.*, 22(1): 37-47.
- Dirkzwager, A.H. et P. L'Hermite (1989). *Sewage sludge treatment and use: New developments, technological aspects and environmental effects*. Londres et New York Elsevier Applied Science.

- Dold, P.L., G.A. Ekama et G.V.R. Marais (1985). pH control and cost savings in aerobic digestion. Dans: *Advances in water pollution control: instrumentation and control of water and wastewater treatment and transport systems*. R.A.R. Drake (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni.
- Doyle, P.J., J.N. Lester et R. Perry (1978). *Survey of literature and experience on the disposal of sewage sludge on land*. Final Report to the U.K. Department of the Environment, septembre.
- Dudley, D.J., M.N. Guentzel, M.J. Ibarra, B.E. Moore et B.P. Sagik (1980). Enumeration of potentially pathogenic bacteria from sewage sludges. *Appl. Environ. Microbiol.* 39: 118-126.
- Eckenfelder, W. (1982). *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Caractérisation - Techniques d'épuration - Aspects économiques*. L. Vandevenne (trad.), Paris, France Lavoisier, 503 p.
- Edeline, F. (1981). Importance de l'épuration tertiaire. *Tribune Cebedeau*, 457(34): 509-512.
- Eikum, A.S., D.A. Carlon et B. Paulsrud (1974). Aerobic stabilization of primary and mixed primary chemical (alum) sludge. *Wat. Res.*, 8: 927-935.
- Environnement Canada (1985). *L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine*. Environnement Canada, Service de la Protection de l'Environnement, Rapport SPE 6-EP-84-1.
- Everett, J.G. (1972). Biodegradability of sewage sludge heat-treatment liquor. *J.Effluent and Water Treatment Control*, 12(7): 347-350.
- Everett, J.G. (1974a). The effect of pH on the heat treatment of sewage sludges. *Wat. Res.*, 8: 899-906.

- Everett, J.G. (1974b). The effect of the heat treatment on the solubilisation of heavy metals, solids and organic matter from digested sludge. *Wat. Pollut. Control*, 73(2): 207-209.
- Farrell, J.B. et G. Stern (1975). Methods for reducing the infection hazard of wastewater sludge. Dans: *Radiation for a Clean Environment*, 19-28. Vienne, Autriche: International Atomic Energy Agency.
- Fuggle, R.W. et R.A. Spensley (1985). New developments in sludge digestion and pasteurization. *Wat. Pollut. Control*. 84: 33-43.
- Ganczarzyk, J., M.F. Hamado et H.L. Wong (1980). Performance of aerobic digestion at different sludge solid levels and operation patterns. *Wat. Res.*, 14: 627-633.
- Gaudy, A.F., P.Y. Yang et A.W. Obayashi (1971). Studies of in the total oxydation of actived sludge with and without pretreatment. *J. Wat. Pollut. Control*, 43(1): 40-55.
- Goodman, B.L. et Englande (1974). A unified model of activated sludge process. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 46: 312-332.
- Gould, M.S. et R.F. Drnevich (1978). Autothermal thermophilic aerobic digestion. *J. Environ. Eng. Div. (ASCE)*, 104: 259-271.
- Gouvernement du Québec (1991). *Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide de bonnes pratiques*. Québec, Canada, Ministère de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries de et de l'Alimentation, juillet, 91 p.
- Granato, T.C., G.R. Richardson, R.I. Pietz et C. Lue-Hing (1991). Prediction of phytotoxicity and uptake of metals by models in proposed USEPA 40 CFR part 503 sludge regulations: comparison with filed data for corn and wheat. *Wat. Air Soil Pollut.*, 57/58: 891-902.

- Grulois, P., J. Aiguillon, J.M. Audic et C. Fayoux (1991). La digestion aérobie thermophile autothermique des boues. Compte-rendu du 14^e *Symposium international sur le traitement des eaux usées*, Ministère des Approvisionnements et Services Canada, Montréal, Québec, Canada, 221-229.
- Gschwind, J., D.W. Harper, N.P. Kelada, D.T. Lordi, G.R. Richardson, S. Soszynski et R.C. Sustich (1992). Chemical constituents present in municipal sewage sludge. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. C.Lue-Hing, D.R. Zenz et T. Kuchenrither (éds), Water Quality Management Library, Vol. 4, Chap. 3, pp. 69-137. Technomic Publishing Co., Lancaster, Pennsylvanie, U.S.A.
- Hancock, I.C. et I.R. Poxton (1988). *Bacterial cell, surfaces techniques*. Chichester, New-York, John Wiley & Sons, 329 p.
- Hashimoto, S., M. Fujita et K. Terai (1982). Stabilization of waste-activated sludge through the anoxic-aerobic digestion process. *Biotech. Bioeng.*, 24: 1789-1802.
- Haug, R.T., T.J. Lebrun et L.D. Liberato (1983). Thermal pretreatment of sludges- a field demonstration. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 55(1): 23-34.
- Henriet, M. et J.J. Wolf (1973). Utilisation des polyélectrolytes dans le traitement des boues des eaux résiduaires. *La Technique de l'eau*, 316: 49-58.
- Hernandez, T., J.I. Moreno et F. Costa (1991). Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 37(2): 201-210.
- Huriet, B. (1968). Stabilisation des boues excédentaires provenant du traitement par voie biologique des eaux résiduaires de fabrication de pâte de paille à la soude. *Terres et Eaux*, 56(2): 4-12.
- Irgens, L.R. et H.O. Halvorson (1965). Removal of plant nutrients by means of aerobic stabilization of sludge. *Appl. Microbiol.*, 13: 373-386.

- Jackson, A.P. et B.J. Alloway (1991). The transfer of cadmium from sewage-sludge amended soils into the edible components of food crops. *Wat. Air Soil Pollut.*, 57/58: 873-881.
- Jacobs, L.W. et M.J. Zabik (1984). Types and concentrations of organics in municipal sludge. Dans: *Proceedings of municipal wastewater sludge health effects research planning workshop*, U.S. Environmental Protection Agency (éd), 3.12-3.21. Cincinnati, Ohio, U.S.A., 10 au 12 janvier, Compte-rendu.
- Jenkins, C.J. et D.S. Mavinic (1989a). Anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge: Part I - Solids reduction and digested sludge characteristics. *Environ. Technol. Lett.*, 10: 350-370.
- Jenkins, C.J. et D.S. Mavinic (1989b). Anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge: Part II - supernatant characteristics, ORP monitoring results and overall rating system. *Environ. Technol. Lett.* 10: 371-384.
- Jennette, K.W. (1981). The role of metals in carcinogenesis: biochemistry and metabolism. *Environ. Health Perspect.*, 40: 233-252.
- Jewell, W.J. et R.M. Kabrick (1980). Autoheated aerobic thermophilic digestion with aeration. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 52: 512-523.
- Jing, J. et T.J. Logan (1992). Effects of sewage sludge cadmium concentration on chemical extractibility and plant uptake. *J. Environ. Qual.*, 21: 73-81.
- Juste, C. (1979). Valorisation agricole des boues issues du traitement des eaux usées urbaines. *Tribune Cebedeau*, 432: 461-466.
- Kambhu, K. et J.F. Andrews (1969). Aerobic thermophilic process for the biological treatment of wastes - simulation studies. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 41: R127-R141.

- Kelly H.G. (1991). Autothermal thermophilic aerobic digestion: a two-year appraisal of canadian facilities. Dans: *Environmental Engineering. Proceedings of the 1991 Speciality Conference*. P.A. Krenkel (éd.), Environmental Engineering Division of the American Society of Civil Engineers, 8 au 10 juillet, Reno, Nevada, U.S.A., Compte rendu, pp. 296-301.
- Kelly, H.G., H. Melcer et D.S. Mavinic (1993). Autothermal thermophilic aerobic digestion of municipal sludges: A one-year, full-scale demonstration project. *Wat. Environ. Res.*, 65(7): 849-861.
- Kim, N.H. et J.O Hao (1990). Comparaison of activated sludge stabilisation under aerobic or anoxic conditions. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 62(2): 160-167.
- Klessa, D. A. et A. Desira-Buttigieg (1992). The adhesion to leaf surface of heavy metals from sewage sludge applied to grassland. *Soil Use Manag.*, 8(3): 115-121.
- Koers, D.A. et D.S. Mavinic (1977). Aerobic digestion of waste activated sludge. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 49: 460-468.
- Korentajer, L. (1991). A review of the agricultural use of sewage sludge: benefits and potential hazards. *Wat. South Afr.*, 17(3): 189-196.
- Lapointe, R.E. (1989). *Précis de chimie de la cellulose*. Trois-rivières, Trois-rivières (Québec, Canada), Cégep de Trois-rivières, 179 p.
- Leclerc, H. (1971). Les microorganismes pathogènes des eaux résiduaires: évolution au cours des traitements d'épuration. *T.S.M.- L'Eau*, 11: 389-395.
- Lester, J.N, R. M. Sterrit et P.W.W. Kirk (1983). Significance and behaviour of heavy metals in waste water treatment process. II. Sludge treatment and disposal. *Sci. Total Environment*, 30: 45.
- Levine, M.B, A.T. Hall, G.W. Barrett et D.H. Taylor (1989). Heavy metal concentrations during ten years of sludge treatment to an old-field community. *J. Environ. Qual.*, 18: 411-418.

- Loll, U. (1989). Combined, aerobic, thermophilic and anaerobic digestion of sewage sludge. Dans: *Treatment of sewage sludge: thermophilic aerobic digestion and processing requirements for landfilling*. A.M. Bruce, F. Colin et P.J. Newman (éds.), Elsevier Applied Science, Londres et New York.
- Loosen, P. (1972). L'acide sulfurique. *Tribune Cebedeau*, 340: 167-171.
- Lue-Hing, C., D.T. Lordi, D.R. Zenz, J.R. Peterson et T.B.S. Prakasam (1986). Occurrence and fate of constituents in municipal sludge applied to land. Dans: *Land Treatment - A Hazardous Waste Management Alternative*. R.C. Loehr et J.F.Jr. Malina (éds.), Water Resources Symposium Number Thirteen, The University of Texas, Austin, Texas, U.S.A.
- Martell, A.E. (1981). Chemistry of carcinogenic metals. *Environ. Health Perspect.*, 40: 207-226.
- Martin, G (1979). *Le problème de l'azote dans les eaux*. Paris, Technique et documentation, 279 p.
- Martin, G. (1982). *Point sur l'épuration et traitement des effluents, Eau-air, VI*. Paris, Technique et documentation- Lavoisier. 213 p.
- Martin, J.H.Jr., H.E. Bostian et G. Stern (1990). Reductions of enteric microorganisms during aerobic sludge digestion. *Wat. Res.*, 24: 1377-1385.
- Mathews, P.J. et W. Schenkel (1989). Modern sludge management - The manager's choice. dans: *Sewage sludge treatment and use : new developments, technological aspects and environmental effects*. Dirkwager A.H. et P. L'Hermite (eds.), 116-128. London: Elsevier Applied Science.
- Matsh, L.C. et R.F Dmervich (1977). Autothermal aerobic digestion. *J. Wat. Pollut. Control. Fed.*, 49: 296-310.
- Matsuda, A., T. Ide et S. Fujii (1988). Behavior of nitrogen and phosphorus during batch aerobic digestion of waste activated sludge - continuous aeration and intermittent

- aeration by control of DO. *Wat. Res.*, 22: 1495-1501.
- McGrath, S.P. et P.W. Lane (1989). An explanation for the apparent losses of metals in a long-term field experiment with sewage sludge. *Environ. Pollut.*, 60: 235-245.
- McIntyre, A.E. et J.N. Lester (1982). Polychlorinated biphenyl and organochlorine insecticide concentrations in forty sewage sludges in England. *Environ. Pollut. (Series B)*, 3: 225-230.
- McIntyre, A.E. et J.N. Lester (1984). Occurrence and distribution of persistent organochlorine compounds in U.K. sewage sludges. *Wat. Air Soil Pollut.*, 43: 397-415.
- McIntyre, A.E., R. Perry et J.N. Lester (1981). Analysis of polynuclear aromatic hydrocarbons in sewage sludges. *Anal. Lett.*, 14: 291-309.
- Mench, M., C. Juste et P. Solda (1992). Effets de l'utilisation de boues urbaines en essai de longue durée: accumulation des métaux par les végétaux supérieurs. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 139(1): 141-156.
- Meunier N. (1996). Survol du potentiel de marché pour la commercialisation des technologies de décontamination des boues d'épuration municipales. *Stratech.*, Rapport présenté à l'Industrielle de l'Environnement, Sainte-Foy, Québec, août, 54 pages.
- Meunier, N., J.F. Blais et R.D. Tyagi (1994). Stabilisation microbiologique des boues d'épuration municipales en milieu acide. Dans: *11^e Congrès Scientifique de l'Association des Microbiologistes du Québec*, p. 17. Sainte-Foy, Québec, Canada, 17 et 18 septembre. Compte rendu.
- Meunier, N., R.D. Tyagi et J.F. Blais (1996). Traitement acide pour la stabilisation des boues d'épuration. *Can. J. Civ. Eng.* 23: 76-85.

- Mininni, G. et M. Santori (1987). Problems and perspectives of sludge utilization in agriculture. *Ecosystem Environ.*, 18: 291-311.
- Moore, R. (1970). *The effects of pH on aerobic sludge digestion*. Master's Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, USA, 71 p.
- NAS (1979). *Geochemistry of water in relation to cardiovascular disease*. U.S. National Academy of Sciences, Washington, DC, U.S.A.
- NAS (1980). *Lead in the human environment*. U.S. National Academy of Sciences, Washington, DC, U.S.A.
- Newman, P.J, A.V. Bowden et A.M. Bruce (1989). Production, treatment and handling of sewage sludge. Dans: *Sewage sludge treatment and use : new developments, technological aspects and environmental effects*. Dirkwager A.H. et P. L'Hermite (eds.), 11-39. London: Elsevier Applied Science.
- Nriagu, J.O. (1988). A silent epidemic of environmental metal poisoning. *Environ. Pollut.*, 50: 139-161.
- Nriagu, J.O. et J.M. Pacyna (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333: 134-139.
- Obayashi, A.W. et A.F. Gaudy (1973). Aerobic digestion of extracellular microbial polysaccharides. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 45(7): 1584-1599.
- Obbard, J.P., D.R. Sauerbeck et K.C. Jones (1993). *Rhizobium leguminosarum* bv. trifolii in soils amended with heavy metal contaminated sewage sludges. *Soil Biol. Biochem.* 25(2): 227-231.
- Olivier (1994). Des boues sans nuisance. *Point, Sciences et Techniques*, 5(1): 4-8.
- Parsons, D., C. Bronlee, D. Wetter, A. Maurer, E. Haughton, L. Kornder et M. Slezak (1975). *Health aspects of sewage effluent irrigation*. Victoria, C.B., Canada, British Columbia Water Resources Services, Pollution Control Branch, 75 p.

- Peddie, C.C. et D.S. Mavinic (1990). A pilot-scale evaluation of aerobic-anoxic sludge digestion. *Can. J. Civ. Eng.*, 17(1): 68-78.
- Pelczar, J.M et E.C.S. Chan (1982). *Éléments de microbiologie*. Montréal, HRW, 515 p.
- Polan, P. et P. Jones (1992). Problématique des métaux lourds et des organismes pathogènes dans les boues de stations d'épuration municipales. *Sci. Tech. Eau*, 25(1): 11-16.
- Popel, F. et C. Ohnmacht (1972). Thermophilic bacterial oxidation of highly concentrated substrates. *Wat. Res*, 6: 807-815.
- Rajagopal, K. et C. R. Loer (1989). Aerobic sludge stabilisation, factors affecting kinetics. *Journal of environmental Engineering*, 115 (2): 283-301.
- Randall, C.W, J.B. Richard. et P.H. King (1975). Temperatures effects on aerobic digestion kinetics. *J. Environ. Eng. Div.*, 101: 795-811.
- Reece, S.R., R.E. Poper et C.P Grady (1979). Aerobic digestion of waste activated sludge, *J. Environ. Eng. Div.*, (ASCE), 105 (EE2): 261-272.
- Rich, L.G. (1987). Rational design of aerobic digestion systems. *J. Environ. Eng. Div.*, (ASCE), 113(3): 499-515.
- Roca, J. et F. Pomares (1991). Prediction of available heavy metals by six chemical extractants in a sewage sludge-amended soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 22(19/20): 2119-2136.
- Roques, H (1979). *Fondements théoriques du traitement biologique des eaux V1 et V2*. Paris Techniques et documentation, 1813 p.
- Saint-Yves, A. et R. Beaulieu (1989). La valorisation agricole des boues de stations d'épuration: la question économique. *Sci. Tech. Eau*, 22(3): 241-245.

- Singh, T. et W.J. Patterson (1974). Improvement of aerobic sludge digestion process efficiency. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 46(1): 102-112.
- Smith, J.E., Jr.K.W. Young et R.B. Dean (1975). Biological oxidation and disinfection of sludge. *Wat. Res.* 9: 17-24.
- Smith, R. et H. Vasiloudis (1989). *Inorganic chemical characterization of South African municipal sewage sludges*. Pretoria, Afrique du Sud, Water Research Commission Report, No. 180/1/89, 179 p.
- Smith, R. et H. Vasiloudis (1991). Importance, determination and occurrence of inorganic chemical contaminants and nutrients in South African municipal sewage sludges. *Water SA.*, 17: 19-30.
- Sommers, L.E. et D.W. Nelson (1981). Monitoring the response of soils and crops to sludge applications. Dans *Sludge and its ultimate disposal*. J.A.bouchart, W.J. Jones et G.E. Sprague (eds.), 286 pages. Michigan, U.S.A.: Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor.
- Sonnleitner, B. et A. Fiechter (1983). Bacterial diversity in thermophilic aerobic sewage sludge - II. Types of organisms and their capacities. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 18: 174-180.
- St-Yves, A. et R. Beaulieu (1988). *Caractérisation des boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale de l'assainissement des eaux, Direction de l'assainissement agricole, 11 p.
- Stanier, R.Y. et M. Doudoroff (1966). *Microbiologie générale*. Paris, Masson, 638 p.
- Sterritt, R.M. et J.N. Lester (1980). The value of sewage sludge to agriculture and effects of the agricultural use of sludges contaminated with toxic elements: a review. *Sci. Total Environment*, 16: 55-90.
- Surampalli, R.Y., S.K. Banerji et J.C. Chen (1994). Microbiological Stabilization of sludge by aerobic digestion and storage. *J. Environ. Eng.*, 119(3): 493-505.

- Surucu, G.A., E.S.K. Chian et R.S. Engelbrecht (1976). Aerobic thermophilic treatment of high strength wastewaters. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 48: 669-679.
- Tadesse, W., J.W. Shuford, R.W. Taylor, D.C. Adriano et K.S. Sajwan (1991). Comparative availability to wheat of metals from sewage sludge and inorganic salts. *Wat. Air Soil Pollut.*, 55: 397-408.
- Tjell J.C. (1986). Trace metal regulations for sludge utilization in agriculture; A critical review. Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes. Dans: *Commission European Communities Proc. Fourth Int. Symp.*, P. L'Hermite (éd), Rome, Italie, 8 au 11 octobre, 348-361 D: Reidel Publishing.
- Tyagi, R.D., F.T. Tran et T.J. Agbebavi (1990). Mesophilic and thermophilic aerobic digestion of municipal sludge in an airlift U-shape bioreactor. *Biol. Wastes*, 31: 251-266.
- Tyagi, R.D., J.F. Blais, N. Meunier et D. Kluepfel (1993). Biolixiviation des métaux lourds et stabilisation des boues d'épuration. Essai en bioréacteur opéré en mode cuvée. *Can. J. Civ. Eng.* 20(1): 57-64.
- U.S. Code of Federal Regulations (1986). *Title 40, 40 CFR*. Chapitre 2, Section 123.21, App. D, juillet.
- U.S. Environmental Protection Agency (1979). *Sludge treatment and disposal - Process design manual*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-625/1-79-011, Washington, D.C., U.S.A., 952 p.
- U.S. Environmental Protection Agency (1982). *Fate of priority pollutants in publicly owned treatment works - final report, Vol. 1*. Effluent Guidelines Division, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 440/1-82/303, Washington, D.C., U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency (1986). *Air quality criteria document for lead*. Environmental Criteria and Assessment Office, Research Triangle Park, Caroline du Nord.

- U.S. Environmental Protection Agency (1990). *National sewage sludge survey: availability of information and data, and anticipated impacts on proposed regulations, proposed rule*. U.S. Fed. Register 55, 47209-47283.
- U.S. Environmental Protection Agency (1993). *Standards for the use and disposal of sewage sludge, 40 CFR Parts 257, 403 and 503, Final Rule*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, U.S.A.
- Vaillant, J.R. (1974). *Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires*. Paris, Eyrolles, 411 p.
- Verhelst, D. (1974). Épuration des eaux résiduaires des industries alimentaires. Traitement des boues résiduelles. *Tribune Cebedeau*, 372: 465-480.
- Warner, A.P.C., G.A. Ekama et G.V.R. Marais (1986). The activated sludge process - IV. application of the general kinetic model to anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge. *Wat. Res*, 20: 943-958.
- Water Pollution Control Federation (WPCF) et Association Québécoise des Techniques de l'Eau (AQTE) (1985). *Exploitation des stations d'épuration des eaux usées*. Environnement Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- Webber, M.D. (1986). *Épandage des boues d'épuration sur les terres agricoles - une évaluation*. Direction Générale de la Recherche, Agriculture Canada, 42 p.
- Webber, M.D. (1988). Contrôle de la concentration de métaux lourds dans les sols après épandage de boues d'égout municipales: l'approche canadienne. *Sci. Tech. Eau*, 21(1): 45-51.
- Webber, M.D. et S. Lesage (1989). Organic contaminants in canadian municipal sludges. *Waste Manag. Res.*, 7: 63-82.
- Wells, W.N (1970). Differences in phosphate uptake rates exhibited by activated sludges. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 41(5): 765-771.

- Wolinski, W.K. (1985). Aerobic thermophilic sludge stabilization using air. *Wat. Pollut. Control*, 84: 433-445.
- Wong, L. et J.G. Henry (1984). Decontaminating biological sludge for agricultural use. *Wat. Sci. Technol.*, 17: 575-586.
- Wozniak, D.J. et J.Y.C. Huang (1982). Variables affecting metal removal from sludge. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 54: 1574-1580.
- Yang, P.Y. et L.K. Chan (1976). Modified activated sludge process for treatment of nitrogen-deficient organic wastes. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 48(8): 1992-2001.
- Zumdahl, S.S. (1988). *Chimie des solutions*. Montréal, Québec, Centre Éducatif et Culturel, 381 p.

