

Université du Québec  
INRS-Eau

Étude comparative d'agents oxydants pour la lixiviation chimique  
des métaux à partir des boues d'épuration municipales

par  
Fatima Hammy  
B. Sc. Chimie

Mémoire présenté  
pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

Jury d'évaluation

Examineur Externe

Jean-Phillipe Raboud, Ph.D.  
Recherche et développement  
Mabarex Inc.

Examineur Interne

Professeur Jean-Louis Sasseville  
INRS-Eau  
Université du Québec

Co-directeur de recherche

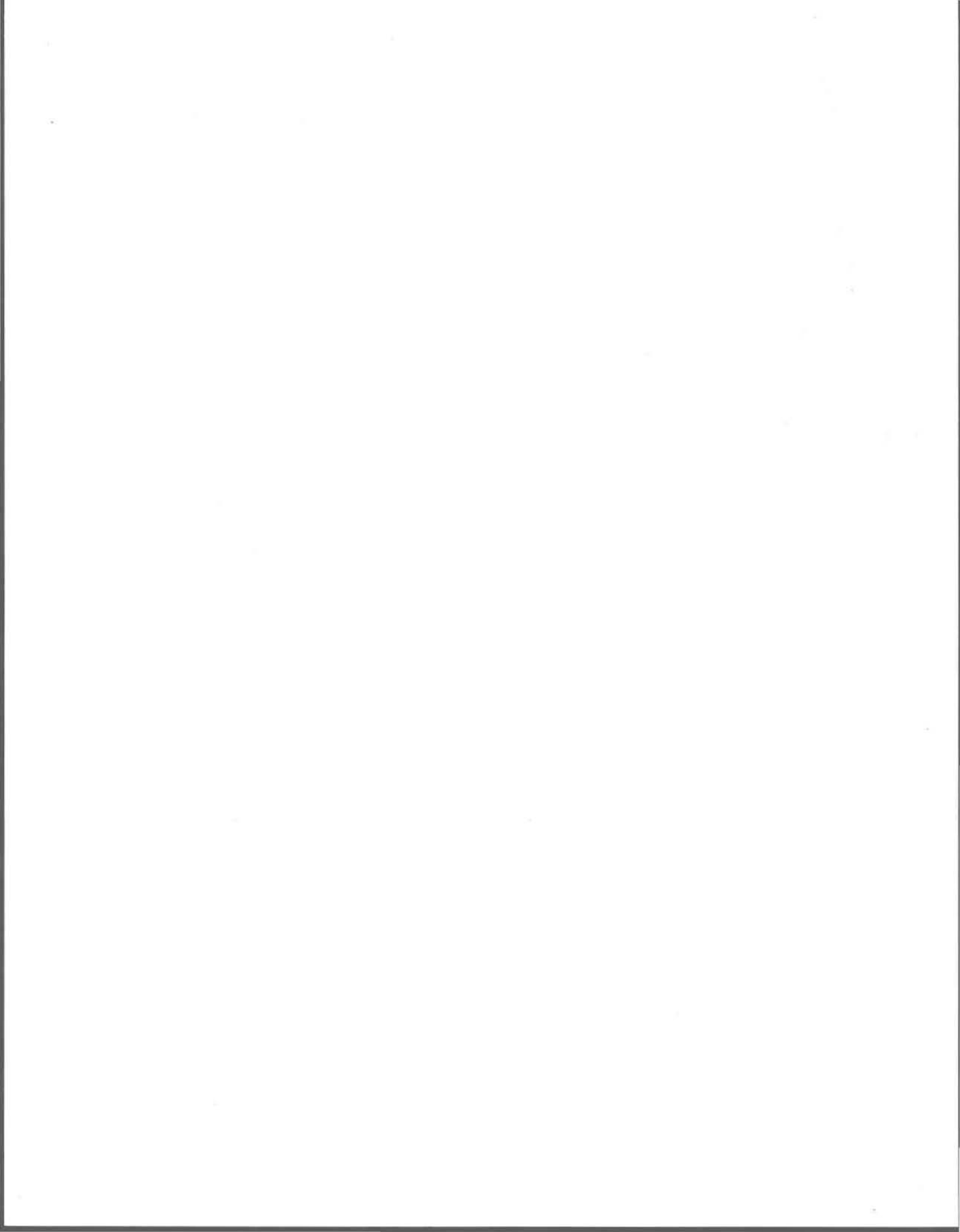
Professeur Jean-François Blais  
INRS-Eau  
Université du Québec

Directeur de recherche

Professeur Rajeshwar Dayal Tyagi  
INRS-Eau  
Université du Québec

8 août 2000

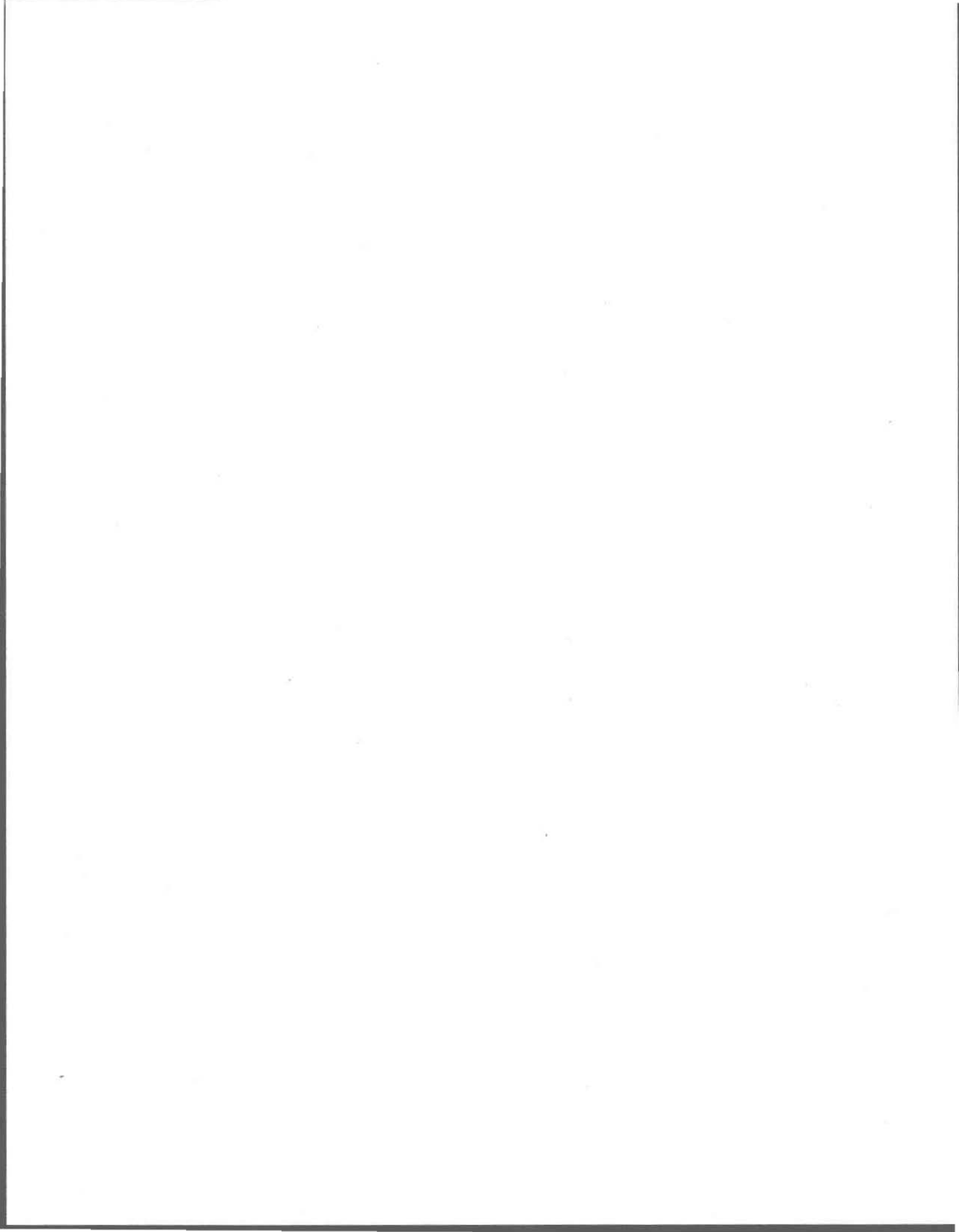
© Droits réservés de Fatima Hammy



## **REMERCIEMENTS**

Je tiens à remercier tout particulièrement le professeur J-F. Blais, mon codirecteur de recherche, pour son aide précieuse et sa disponibilité constante. Je remercie également mon directeur de recherche le professeur R.D. Tyagi pour son appui et son soutien financier. Je voudrais surtout témoigner ma reconnaissance et ma gratitude à mes parents qui ont investi tous leurs efforts pour assurer ma formation, à ma sœur et à mes frères pour leur soutien précieux. Enfin, j'aimerais remercier particulièrement mon ami M. Ahmed Alioua pour son soutien moral et son aide précieuse.

Mes remerciements s'adressent aussi à mes collègues étudiants et au personnel de l'INRS-Eau pour leur encouragement et leur amabilité. Finalement, je remercie l'INRS-Eau pour son soutien financier.



## RÉSUMÉ

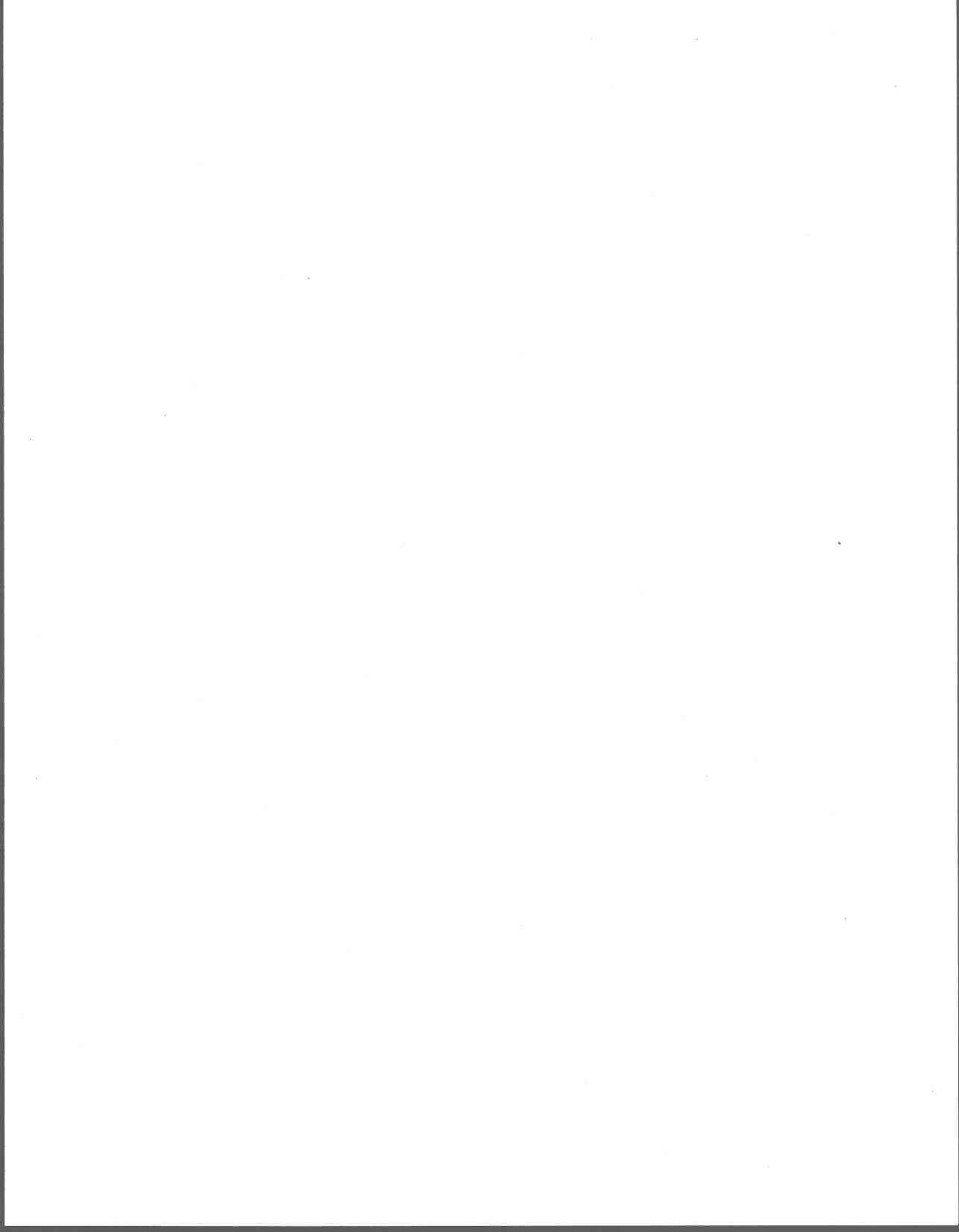
La gestion des boues d'épuration des eaux usées municipales cause un problème de taille. La valorisation des boues sur les terres constitue une voie privilégiée de disposition de cette biomasse et permet de tirer profit des éléments nutritifs contenus dans cette biomasse. Cependant, une proportion importante des boues présente des teneurs en métaux toxiques dépassant les normes en vigueur pour la valorisation des boues comme matières fertilisantes. La présente étude visait à comparer l'emploi de différents oxydants chimiques pour la décontamination de boues d'épuration urbaines issues d'un traitement physico-chimique. La lixiviation chimique des métaux toxiques (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) et le comportement des autres éléments (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P et S) dans les boues d'épuration de la station de traitement des eaux usées de la Communauté Urbaine de Montréal (boues d'alun) ont été étudiés dans des béchers de deux litres en utilisant de l'acide sulfurique et trois agents oxydants, soient :  $H_2O_2$ ,  $FeCl_3$  et  $Fe_2(SO_4)_3$  et des associations de ceux-ci. Les performances de ces agents oxydants ont été évaluées à différentes conditions de pH (2,0 à 2,5) et de potentiel d'oxydoréduction (400 à 450 mV). La solubilisation des différents éléments est liée aux conditions de pH ou/et de POR et une période de traitement de 2 h à 4 h est requise pour l'obtention de rendements satisfaisants d'enlèvement des métaux. Les propriétés fertilisantes des boues de la CUM sont en général peu affectées par le procédé de décontamination, particulièrement pour les procédés utilisant un sel ferrique. Au point de vue économique, le traitement au peroxyde d'hydrogène s'est avéré le plus intéressant suivi par le traitement au chlorure ferrique, alors que le sulfate ferrique entraîne quant à lui, des coûts prohibitifs. Le procédé utilisant conjointement deux agents oxydants, soit le peroxyde d'hydrogène et le chlorure ferrique, a été évalué afin de tirer profit du faible coût du peroxyde d'hydrogène et du potentiel de conservation des valeurs fertilisantes du chlorure ferrique.

---

Fatima Hammy  
(étudiante)

---

Rajeshwar D. Tyagi  
(directeur de recherche)



## TABLE DES MATIÈRES

<b>REMERCIEMENTS</b>	iii
<b>RÉSUMÉ</b>	v
<b>TABLE DES MATIÈRES</b>	vii
<b>LISTE DES TABLEAUX</b>	ix
<b>LISTE DES FIGURES</b>	xi
<b>INTRODUCTION</b>	1
<b>1 Production et gestion des boues d'épuration municipales</b>	<b>3</b>
1,1 Situation au Québec et au Canada	3
1,2 Situation aux États-Unis	5
1,3 Situation en Europe	6
<b>2 Règlements et législations sur la valorisation des boues d'épuration</b>	<b>9</b>
2,1 Situation au Québec	9
2,2 Situation au Canada	11
2,3 Situation aux États-Unis	14
2,4 Situation en Europe	15
<b>3 État de la contamination en métaux des boues d'épuration</b>	<b>19</b>
3,1 Risques associés aux métaux toxiques	20
3,2 Situation au Québec	21
3,3 Situation au Canada	22
3,4 Situation aux États-Unis	23
3,5 Situation en Europe	25
<b>4 Enlèvement des métaux toxiques dans les boues</b>	<b>27</b>
4,1 Contrôle à la source	27
4,2 Méthodes de décontamination	27
4,3 Technologies développées à l'INRS	30
4,3,1 Biolixiviation-digestion avec soufre	30
4,3,2 Biolixiviation avec sulfate ferreux	31
4,3,3 Lixiviation chimique	31
<b>5 Étude de cas et objectifs de recherche</b>	<b>37</b>
5,1 Cas de la station d'épuration de la Communauté Urbaine de Montréal	37
5,2 Objectifs de l'étude	40
<b>6 Méthodologie</b>	<b>41</b>
6,1 Échantillonnage des boues	41
6,2 Courbes d'acidification et de hausse de POR	42
6,3 Essais de comparaison des agents oxydants	42
6,4 Essais de lixiviation mixte	43
6,5 Essais de cinétique de lixiviation	43
6,6 Mesures analytiques	43
6,6,1 POR et pH	43
6,6,2 Métaux et éléments nutritifs	43
6,6,3 Solides totaux	44
<b>7 Consommation et coûts des produits chimiques</b>	<b>45</b>
7,1 Consommation d'acide	45
7,2 Consommation d'agents oxydants	48
7,2,1 Peroxyde d'hydrogène	48
7,2,2 Chlorure ferrique	51
7,2,3 Sulfate ferrique	53
7,2,4 Comparaison des agents oxydants	55
7,3 Comparaison laboratoire vs pilote	57

<b>8</b>	<b><i>Comparaison des performances des agents oxydants</i></b>	<b>61</b>
8,1	Cuivre	61
8,2	Cadmium	63
8,3	Chrome	64
8,4	Nickel	65
8,5	Plomb	65
8,6	Zinc	68
8,7	Aluminium	69
8,8	Fer	70
8,9	Magnésium	71
8,10	Manganèse	72
8,11	Phosphore	73
8,12	Soufre	74
8,13	Calcium	75
8,14	Sodium	76
8,15	Potassium	77
<b>9</b>	<b><i>Utilisation conjointe des agents oxydants</i></b>	<b>79</b>
9,1	Consommation des produits	79
9,2	Enlèvement des métaux	80
<b>10</b>	<b><i>Cinétique de lixiviation</i></b>	<b>85</b>
	<b><i>Conclusion et recommandations</i></b>	<b>97</b>
	<b><i>Références bibliographiques</i></b>	<b>103</b>



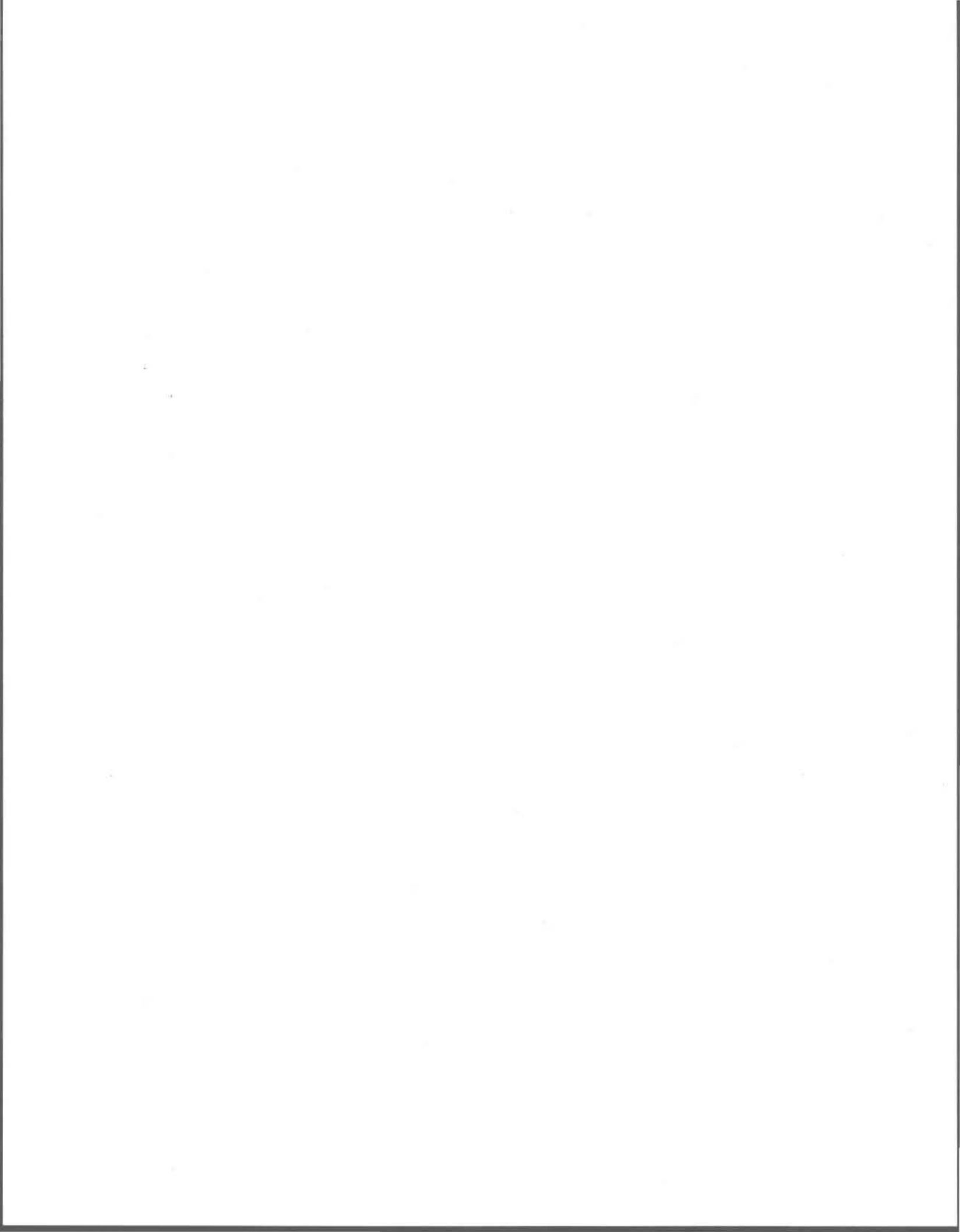
## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales aux États-Unis .....	6
Tableau 2	Production de boues et répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales en Europe (Olivier, 1994) .....	8
Tableau 3	Teneurs limites (mg/kg) en contaminants inorganiques et organiques pour la valorisation des boues d'épuration municipales québécoises .....	10
Tableau 4	Usages possibles selon la teneur en contaminants des matières résiduelles fertilisantes .....	10
Tableau 5	Teneurs limites en métaux (mg/kg) dans les boues pour leur valorisation en agriculture en Ontario .....	12
Tableau 6	Concentrations et charges maximales en métaux admissibles dans les sols agricoles en Ontario .....	12
Tableau 7	Teneurs limites en métaux (mg/kg) dans les boues pour leur valorisation en agriculture en Colombie-Britannique et pour leur commercialisation au Canada .....	13
Tableau 8	Concentrations maximales en métaux (kg/ha) acceptables dans les sols agricoles canadiens .....	13
Tableau 9	Teneurs limites en métaux (mg/kg) dans les boues pour leur valorisation en agriculture aux États-Unis .....	14
Tableau 10	Concentrations et charges maximales en métaux admissibles dans les sols agricoles américains .....	14
Tableau 11	Teneurs limites en métaux (mg/kg) dans les boues pour leur valorisation en agriculture en Europe .....	16
Tableau 12	Teneurs maximales en métaux (mg/kg) acceptables dans les sols agricoles européens .....	17
Tableau 13	Concentrations maximales en métaux (kg/ha) acceptables dans les sols agricoles européens .....	17
Tableau 14	Charges maximales en métaux (kg/ha.an) admissibles dans les sols agricoles européens .....	18
Tableau 15	Évolution restrictive des teneurs limites en métaux (mg/kg) dans les boues pour leur valorisation en agriculture aux Pays-Bas et en Suède .....	18
Tableau 16	Bilan mondial (1000 x tonnes/an) de la contamination en métaux toxiques provenant de la disposition des boues d'épuration (Nriagu, 1988) .....	19
Tableau 17	Teneurs typiques (mg/kg) en métaux dans les boues d'épuration municipales selon Minnini et Santori (1987) .....	20
Tableau 18	Teneurs typiques (mg/kg) en métaux dans les boues d'épuration municipales québécoises .....	22
Tableau 19	Teneurs typiques en métaux (mg/kg) dans les boues d'épuration municipales ontariennes .....	23
Tableau 20	Stations d'épuration américaines de l'étude NSSS produisant des boues dépassant les valeurs recommandés et les normes obligatoires pour la valorisation agricole .....	24
Tableau 21	Teneurs typiques en métaux (mg/kg) dans les boues d'épuration municipales en Espagne .....	26
Tableau 22	Caractéristiques des procédés de décontamination des boues d'épuration municipales .....	36
Tableau 23	Teneurs limites en contaminants inorganiques et teneurs en métaux dans les boues de la CUM .....	39
Tableau 24	Composition des boues utilisées lors des travaux .....	41
Tableau 25	Consommations de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> en (Kg/tbs) pour diverses boues et des pH différents .....	47
Tableau 26	Consommation (Kg/tbs) de peroxyde d'hydrogène pour différentes conditions de lixiviation des métaux des boues de la CUM .....	50
Tableau 27	Consommation (Kg/tbs) de chlorure ferrique pour différentes conditions de lixiviation des métaux des boues de la CUM .....	52

Tableau 28	Consommation (Kg/tbs) de sulfate ferrique pour différentes conditions de lixiviation des métaux des boues de la CUM.....	54
Tableau 29	Coût (\$/tbs) de peroxyde d'hydrogène consommé durant les essais de lixiviation des métaux des boues de la CUM.....	56
Tableau 30	Coût (\$/tbs) de chlorure ferrique consommé durant les essais de lixiviation des métaux des boues de la CUM.....	56
Tableau 31	Coût (\$/tbs) de sulfate ferrique consommé durant les essais de lixiviation des métaux des boues de la CUM.....	56
Tableau 32	Rendements de solubilisation du cuivre lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	62
Tableau 33	Rendements de solubilisation du cadmium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	63
Tableau 34	Rendements de solubilisation du chrome lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	64
Tableau 35	Rendements de solubilisation du nickel lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	66
Tableau 36	Rendements de solubilisation du plomb lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	67
Tableau 37	Rendements de solubilisation du zinc lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	68
Tableau 38	Rendements de solubilisation de l'aluminium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	69
Tableau 39	Rendements de solubilisation du fer lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	70
Tableau 40	Rendements de solubilisation du magnésium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	71
Tableau 41	Rendements de solubilisation du manganèse lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	72
Tableau 42	Rendements de solubilisation du phosphore lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	73
Tableau 43	Concentration du soufre dans le filtrat lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	74
Tableau 44	Rendements de solubilisation du calcium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	75
Tableau 45	Rendements de solubilisation du sodium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	76
Tableau 46	Rendements de solubilisation du potassium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM.....	77
Tableau 47	Coût et consommation des produits lors des essais de lixiviation des boues avec l'utilisation conjointe du $FeCl_3$ et du $H_2O_2$ .....	80
Tableau 48	Concentrations (mg/L) des métaux dans les filtrats recueillis lors des essais de lixiviation des boues avec l'utilisation conjointe du $FeCl_3$ et du $H_2O_2$ .....	82
Tableau 49	Rendements (%) de solubilisation des métaux lors des essais de lixiviation des boues avec l'utilisation conjointe du $FeCl_3$ et du $H_2O_2$ .....	83

## LISTE DES FIGURES

Figure 1	Schéma du procédé biologique de décontamination des boues utilisant le sulfate ferreux.....	33
Figure 2	Variation de la consommation de $H_2SO_4$ en fonction du pH.....	46
Figure 3	Consommation de peroxyde d'hydrogène pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,0.....	49
Figure 4	Consommation de peroxyde d'hydrogène pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,5.....	50
Figure 5	Consommation de chlorure ferrique pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,0.....	51
Figure 6	Consommation de chlorure ferrique pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,5.....	52
Figure 7	Consommation de sulfate ferrique pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,0.....	53
Figure 8	Consommation de sulfate ferrique pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,5.....	54
Figure 9	Cinétique de solubilisation du cuivre à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◐).....	87
Figure 10	Cinétique de solubilisation du cuivre à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐).....	87
Figure 11	Cinétique de solubilisation du cadmium à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◐).....	88
Figure 12	Cinétique de solubilisation du cadmium à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐).....	88
Figure 13	Cinétique de solubilisation du plomb à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◐).....	89
Figure 14	Cinétique de solubilisation du plomb à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐).....	89
Figure 15	Cinétique de solubilisation du zinc à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◐).....	90
Figure 16	Cinétique de solubilisation du zinc à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐).....	90
Figure 17	Cinétique de solubilisation du nickel à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◐).....	91
Figure 18	Cinétique de solubilisation du nickel à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐).....	91
Figure 19	Cinétique de solubilisation du magnésium à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◐).....	92
Figure 20	Cinétique de solubilisation du magnésium à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐).....	92
Figure 21	Cinétique de solubilisation de l'aluminium à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◐).....	93
Figure 22	Cinétique de solubilisation de l'aluminium à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐).....	93
Figure 23	Cinétique de solubilisation du phosphore à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◐).....	94
Figure 24	Cinétique de solubilisation du phosphore à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐).....	94
Figure 25	Cinétique de solubilisation du calcium à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◐).....	95
Figure 26	Cinétique de solubilisation du calcium à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐).....	95
Figure 27	Cinétique de solubilisation du potassium à POR 400 (mV) (●) et 450 (mV) (◐).....	96
Figure 28	Cinétique de solubilisation du potassium à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐).....	96



## INTRODUCTION

L'étape la plus coûteuse du traitement des eaux usées municipales est celle du traitement et de l'élimination des boues. Diverses solutions sont possibles pour la disposition finale de ces boues dans l'environnement. Les plus fréquentes sont l'incinération, la valorisation des boues comme matière fertilisante ou encore l'enfouissement sanitaire. La disposition des boues dans des sites contrôlés subit une tendance à la baisse suite à la réduction du nombre de sites autorisés. D'autre part, l'incinération, bien que présentant plusieurs avantages quant à la destruction des organismes pathogènes et la dégradation de nombreux composés organiques toxiques, ainsi que la réduction du volume que constituent les solides des boues, présente quelques contraintes tels qu'un coût fort élevé, de même que la présence de métaux toxiques se retrouvant dans les cendres augmentant ainsi les difficultés d'en disposer de manière sécuritaire. De son côté, la valorisation des boues sur les terres est de plus en plus encouragée par les autorités réglementaires puisqu'elle permet des économies de coûts ainsi que la mise en valeur des matières fertilisantes qu'elles contiennent.

La valorisation des quantités croissantes des boues générées par le traitement des eaux usées est régie notamment par le degré de contamination en métaux toxiques de ces dernières, ce qui limite leur potentiel d'exploitation, surtout que les réglementations et les normes concernant les pratiques de disposition des boues ne cessent de se resserrer. L'enlèvement des métaux toxiques présents dans les boues s'imposent donc comme une approche souhaitable afin de rendre cette biomasse apte à être valoriser de manière sécuritaire en agriculture, en sylviculture, ainsi qu'en horticulture.

Un procédé de lixiviation a été mis au point à l'INRS-Eau (Blais *et al.*, 2000) en vue de réduire la concentration en métaux toxiques des boues d'épuration sans affecter sensiblement leur contenu en matières fertilisantes. Ce procédé chimique utilise un acide inorganique accompagné d'un ou de plusieurs agents oxydants. L'ajout de ces agents oxydants aux boues acidifiées permet d'accélérer la solubilisation des métaux par une hausse des conditions oxydantes et d'autre part de minimiser la mise en solution des éléments nutritifs et ainsi conserver les propriétés fertilisantes des boues. Cette étude vise

à comparer l'emploi de différents oxydants chimiques pour la décontamination des boues d'épuration physico-chimiques de la station d'épuration de la CUM, ainsi que d'évaluer les coûts et l'efficacité d'enlèvement des métaux toxiques en utilisant les différents oxydants et des associations de ceux-ci. De plus, cette étude vise à évaluer l'influence de quelques paramètres clés, tels que le pH et le POR, sur l'efficacité de décontamination des boues et sur les propriétés fertilisantes de cette biomasse.

Le contenu de ce mémoire se subdivise en dix chapitres. Le premier chapitre esquisse un portrait de la situation actuelle concernant principalement, la production des boues d'épuration municipales, ainsi que leurs principales voies de disposition. Le second chapitre présente une synthèse des normes, réglementations et législations en vigueur concernant la valorisation des boues en agriculture. Le troisième chapitre trace un profil précis de la contamination en métaux dans les boues d'épuration municipales. Une synthèse des différentes techniques de traitement des boues municipales en opération dans le monde ainsi que certaines autres ayant fait l'objet de travaux à l'INRS-Eau est présentée au quatrième chapitre. Une étude du cas particulier de la station d'épuration des eaux usées de la Communauté Urbaine de Montréal est décrit avec les objectifs de la présente recherche au cinquième chapitre. Le sixième chapitre présente la démarche méthodologique employée durant cette étude. L'ensemble des résultats issus des travaux expérimentaux sont exposés aux septième, huitième, neuvième et dixième chapitres. La dernière partie du mémoire présente la conclusion et les recommandations retenues de ce travail.

# **1 PRODUCTION ET GESTION DES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES**

Le traitement des eaux usées des usines d'épuration municipales génère inévitablement des quantités de plus en plus importantes de boues d'épuration. L'élimination de ces boues, constituées de matières organiques riches en éléments nutritifs, représente l'un des plus importants défis que les ingénieurs et gestionnaires sanitaires doivent affronter actuellement. Ce premier chapitre fait le point sur la situation actuelle québécoise et mondiale en matière de production et de disposition des boues d'épuration.

## **1,1 Situation au Québec et au Canada**

Dans le cadre du Programme d'Assainissement des Eaux du Québec (PAEQ), la dernière décennie s'est faite témoin de l'essor véritable de l'épuration des eaux usées au Québec avec la mise en œuvre de nombreuses stations d'épuration. Dans le cadre de ce programme, plus de 879 municipalités ont acquis les infrastructures nécessaires pour le traitement de leurs eaux usées. Dans le rapport annuel 1992-93 de la Société Québécoise d'Assainissement des Eaux (SQAE), il est mentionné qu'en 1992, au moment où on dénombrait 257 ouvrages d'assainissement des eaux en opération sur le territoire québécois, plus de 765 municipalités avaient signé un protocole d'entente avec le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), principal partenaire financier du programme. Ainsi, alors que, moins de 5 % des eaux usées domestiques étaient traitées en 1981, en 1993, plus de 65 % de la population du Québec était desservie par un système d'assainissement collectif suite à l'entrée en fonction de stations d'épuration importantes, telles que celles de la Communauté Urbaine de Québec (CUQ) et de Longueuil, le nombre des stations d'épuration s'élevait à 284 stations, alors qu'en 1994 ce pourcentage atteignait 75 % avec l'accomplissement des travaux d'assainissement de la Communauté Urbaine de Montréal (CUM-versant sud), qui avec la CUQ représentent aujourd'hui 59,1 % de la capacité de traitement installée au Québec. Ainsi, après l'entrée en opération de la station Laval (Lapinière) traitant les eaux usées de 250 000 personnes, 80 % de la population québécoise était reliée à des installations d'épuration. Alors qu'à la fin de 1999, on estimait que 95 % de la population était raccordée à un réseau d'égout.

Divers types de traitement ont été instaurés dans les stations municipales pour l'épuration des eaux usées, selon la grandeur de la municipalité, le type d'eau à traiter, les contraintes physiques de localisation et les objectifs environnementaux. En l'année 1998, on dénombrait au Québec approximativement (Ballay *et al.*, 1998) :

- 40 stations d'épuration utilisant un traitement par boues activées, ce qui comprend des procédés de type classique, à aération prolongée, par fossés d'oxydation, ou à réacteurs biologiques séquentiels;
- 14 stations d'épuration utilisant un traitement par disques biologiques ou équivalents;
- 329 stations d'épuration comprenant un traitement par étangs aérés ou étangs aérés facultatifs;
- 12 stations d'épuration comprenant un traitement par biofiltration dont les installations de la CUQ (Est et ouest);
- 10 stations d'épuration employant un traitement physico-chimique dont la station de la CUM;
- 22 stations d'épurations utilisant un traitement par étangs non aérés;
- 26 stations d'épuration utilisant un traitement par fosses septiques et champs d'infiltration;
- 11 stations d'épuration utilisant d'autres formes de traitement.

Le traitement par étangs aérés, représente la technique la plus employée par les municipalités québécoises pour traiter leurs eaux usées. La majorité des municipalités amassent des boues contaminées durant une période de 7 à 12 ans. Également, il est envisagé qu'au terme du PAEQ, près de 600 stations utiliseront ce type de traitement. Dans la mesure où une production unitaire de 0,014 kg de boues sèches/jour/individu (Boileau & Associés Inc., 1989), la production globale de boues issues des étangs aérés au Québec devrait être à près de 10 000 tbs/an d'ici la fin du siècle.



À l'heure actuelle, la production totale de boues dans les stations d'épuration au Québec est évaluée aux environs de 150 000 tbs/an dont une production annuelle de 98 000 tbs (270 tbs/jr) provenant de la CUM, 16 000 tbs/an (43,9 tbs/jr) de la CUQ (est et ouest) et 6 000 tbs/an (16,4 tbs/jr) de la CUO. Les boues de la CUM et de la CUQ sont incinérées après déshydratation, celles de la CUO sont séchées, granulées et valorisées comme engrais.

Dans les stations québécoises de plus petites capacités, les boues sont habituellement stabilisées (stockage et/ou digestion) par voie aérobie, déshydratées sur filtres à bandes presseuses et disposées par enfouissement sanitaire ou encore par valorisation agricole.

## **1,2 Situation aux États-Unis**

D'après les dernières études menées par l'agence de protection environnementale américaine (USEPA, 1993), le nombre de stations d'épuration des eaux usées a été évalué à 15 600 pour une population desservie d'environ 176 millions de personnes, soit l'équivalent de 71 % de la population totale. Probablement que ce pourcentage atteindra 87 % dans des vingtaines d'années avec plus de 17 300 ouvrages d'assainissement des eaux usées en opération.

En effet, plus de 80 % des stations sont de faible capacité, soit inférieure à 3786 m<sup>3</sup>/jr, alors que plus de 90 % du débit total est traité par de grosses stations d'épuration, identiquement qu'au Québec.

Les techniques de lagunage aéré sont moins fréquentes (10,5 %) aux États-Unis en comparaison au Québec (61,9 %). Cependant, une fraction plus importante d'étangs non aérés est en place aux États-Unis (40,4 %) en comparaison au Québec (6,9 %). De plus une fraction plus importante de stations américaines emploient des systèmes de boues activées (conventionnelles, aération prolongée, fossés d'oxydation, réacteurs biologiques séquentiels) avec environ 24 % des cas pour seulement 12,5 % au Québec. Les biodisques sont utilisés dans le même rapport avec 3 % à 5 % des usines, alors que les unités de biofiltration (ou lit bactérien) sont plus courantes aux États-Unis (15,1 %) qu'au Québec (4,8 %).

En ce qui concerne le traitement des boues, les procédés de digestion aérobie et anaérobie sont largement employés aux États-Unis, alors qu'au Québec, le traitement des boues s'effectue essentiellement par digestion aérobie.

La production annuelle de boues d'épuration a été évaluée à 5,4 millions de tonnes de boues sèches, soit environ 21,4 kg par personne par année (USEPA, 1993). Le Tableau 1 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 présentent les modes de disposition des boues municipales les plus couramment utilisés, suivi de près par l'enfouissement sanitaire. Le rejet en mer a été interdit aux États-Unis depuis le 31 décembre 1991.

**Tableau 1 Répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales aux États-Unis**

Modes de disposition	Production de boues (K 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	100,0

### 1,3 Situation en Europe

La communauté européenne (CEE) regroupe 12 pays représentant une population de 320 millions d'habitants. En fait, plus de 26 000 stations, soit environ 80 % desservent des municipalités ayant moins de 5 000 de population (Newman *et al.*, 1989).

Une augmentation considérable des quantités de boues à disposer sera engendrée suite aux programmes d'investissement et les propositions de la CEE. Ainsi, dans la prochaine décennie, l'amélioration de l'efficacité de l'épuration et le traitement des eaux pluviales vont entraîner en France, un quasi-dédoublé de la quantité de boues à traiter, passant

par 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).

Cependant, les options s'offrant aux décideurs dans le choix des méthodes de disposition sont de plus en plus limitées. Ainsi, pour l'ensemble de la CEE, le rejet des boues en mer sera interdit en 1998 (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 %). Néanmoins, 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 2 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 re-disposées de façon différente à partir de 1998.

**Tableau 2 Production de boues et répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales en Europe (Olivier, 1994)**

Pays	Décharge (%)	Épandage (%)	Incinération (%)	Rejet en mer (%)	Production (x 1000 tbs/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	-

## **2 RÈGLEMENTS ET LÉGISLATIONS SUR LA VALORISATION DES BOUES D'ÉPURATION**

Vu les problèmes environnementaux reliés à la disposition des boues qui peuvent à long terme affecter la santé humaine et les écosystèmes, les normes constituent un bon moyen pour élargir le champ des opportunités pour la disposition des boues et de faciliter les choix. Cependant, il est difficile de déterminer des normes acceptables dans une perspective de développement durable, puisque même lorsque les boues respectent les normes, il peut quand même y avoir accumulation rapide de métaux ou autres polluants dans les sols. En effet, les normes varient d'un pays à l'autre, selon les considérations privilégiées par les diverses agences responsables.

### **2,1 Situation au Québec**

Après l'édition des deux guides de bonnes pratiques de la valorisation agricole et sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales (Gouvernement du Québec, 1991a, b). Le Ministère de l'Environnement et le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation a lancé, en 1997, un nouveau document dressant un bilan de nouvelles normes concernant la valorisation des matières résiduelles fertilisantes et en particulier, les boues d'épuration municipales. Selon les constituants des boues relativement à deux catégories de critères; des teneurs limites en contaminants inorganiques et organiques (critères C1 et C2) et des paramètres de qualité relativement aux pathogènes (critères P1, P2 et P3), le choix d'une méthode de la valorisation sera déterminé.

Le Tableau 3 présente les normes sur les teneurs limites en contaminants dans les boues aptes à la valorisation. La limite de charge des résidus C2 est de 22 tonnes de boues sèches/hectare/5 ans. Par ailleurs, les normes en ce qui concerne les teneurs en aluminium et en fer ne sont valides que pour les boues générées par des procédés de traitement de l'eau brute ou usée utilisant des sels à base d'aluminium et de fer. Dans le cas des boues produites en étang, la teneur limite en cuivre est de 1000 mg/kg (b.s.). On considérant

que les épandages successifs sur une même parcelle sont improbables à l'intérieur d'une période de 5 à 10 ans.

**Tableau 3 Teneurs limites (mg/kg) en contaminants inorganiques et organiques pour la valorisation des boues d'épuration municipales québécoises**

Contaminants	Catégorie C1	Catégorie C2
As (arsenic)	13,0	75
Cd (cadmium)	3,0	20
Co (cobalt)	34,0	150
Cr (chrome)	210,0	1 060
Cu (cuivre)	100,0	757
Hg (mercure)	0,8	5
Mo (molybdène)	5,0	20
Ni (nickel)	62,0	180
Pb (plomb)	150,0	500
Se (sélénium)	2,0	14
Zn (zinc)	500,0	1 850
Al + 0,5 Fe	25 000,0	100 000
Dioxines et furannes <sup>a</sup>	17,0	100

<sup>a</sup> *EQT : équivalents toxiques (selon les facteurs d'équivalence de l'OTAN).*

**Tableau 4 Usages possibles selon la teneur en contaminants des matières résiduelles fertilisantes**

Catégories	C <sub>1</sub> - P <sub>1</sub>	C <sub>2</sub> - P <sub>1</sub>	C <sub>1</sub> - P <sub>2</sub>	C <sub>2</sub> - P <sub>2</sub>	C <sub>1</sub> - P <sub>3</sub>	C <sub>2</sub> - P <sub>3</sub>
Cultures vivrières (alimentation humaine)	√	√ <sup>a</sup>	-	-	-	-
Cultures fourragères (alimentation animale)	√	√ <sup>a</sup>	√	√ <sup>a</sup>	√	√ <sup>a</sup>
Horticulture ornementale	√	√	√	√	√	√
Sylviculture	√	√	√	√	√	√
Revégétation de sites dégradés	√	√	√	√	√	√

<sup>a</sup> *Usages prohibés dans certains cas.*

Les modes de valorisation possibles des boues en fonction des critères relatifs aux contaminants et pathogènes sont illustrés au Tableau 4 (Gouvernement du Québec, 1997).

## **2,2 Situation au Canada**

La valorisation agricole des boues au Canada est régie par des lois fédérales et provinciales. La vente de boues et de produits à base de boues, comme fertilisants et pour l'amendement des sols, relève de la Loi et des Règlements sur les engrais chimiques administrés par Agriculture Canada. Toutefois, l'utilisation gratuite des boues relève des lois provinciales (Webber, 1988).

Le guide de bonnes pratiques de la valorisation agricole des boues issues de stations d'épuration municipales relatif à la présence de polluants (métaux et composés organiques) a été conçu pour la première fois en Ontario, en 1970.

Pour la valorisation agricole, seule les boues liquides digérées anaérobiquement sont disponibles en Ontario. Parce que les teneurs limites en métaux dans ces boues n'ont pas été précisées, les taux d'application sont dépendants des concentrations en azote disponible pour les plantes. Ainsi, afin de déterminer les boues qui sont aptes à la valorisation agricole, des rapports azote (sous forme d'ammonium et de nitrate) - métaux lourds ont été précisés (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie et le Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario, 1996). Ces boues utilisées sont très pauvres en azote en comparaison à celles traitées par voie aérobie, par contre elles sont plus riches en phosphore, en azote organique, en nutriments et en matières organiques qui sont indispensables pour la végétation (Webber, 1988). Afin de restreindre l'accumulation de métaux dans les sols, les objectifs visés à long-terme sont illustrés au Tableau 5. Quant au Tableau 6, il présente les charges maximales en métaux admissibles dans les sols (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie et le Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario, 1996).

Similairement qu'au Québec, diverses conditions doivent être remplies avant l'épandage agricole. Ainsi, la quantité maximale de boues à épandre sur un terrain ne doit pas dépasser 135 kg d'azote disponible par hectare par période de 5 ans pour les terres

agricoles. Les boues doivent être traitées de telles sortes que le potentiel de putrescibilité soit faible et le nombre d'organismes pathogènes réduit à un niveau acceptable. Le pH de ces boues doit se situer entre 6,0 et 8,5. De plus, la qualité du sol, la distance entre les eaux de surface et les eaux souterraines et la distance entre les infrastructures doivent aussi être prises en considération.

**Tableau 5 Teneurs limites en métaux (mg/kg) dans les boues pour leur valorisation en agriculture en Ontario**

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Obligatoire en 1996	170	34	340	2 800	1 700	11	94	420	1 100	34	4 200
Objectifs à long-terme	35	4	77	530	380	1,4	1,2	80	220	6	840

**Tableau 6 Concentrations et charges maximales en métaux admissibles dans les sols agricoles en Ontario**

Unités	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
mg/kg sol	14	1,6	20	120	100	0,5	4	32	60	1,6	220
kg/ha sur 5 ans	1,4	0,27	2,7	23,3	13,6	0,09	0,08	3,56	9	0,27	33

Par ailleurs, dans le reste du Canada, l'Alberta et la Nouvelle-Écosse ont aussi adopté des guides de bonnes pratiques; la Colombie Britannique et la Saskatchewan ont élaboré des guides provisoires; le Manitoba a adopté des lignes directrices pour l'utilisation des boues de Winnipeg (Webber, 1988). Le Tableau 7 montre les concentrations maximales acceptables dans les boues pour la Colombie-Britannique et le Canada. Aucune restriction n'est appliquée sur les teneurs du chrome et du cuivre en l'absence de preuves confirmant un danger environnemental suite à leur accumulation aux sols. En ce qui concerne le cadmium, la limite a été fixée à 4 kg/ha plutôt que 1,6 kg/ha, la teneur limite en Ontario et qui semble être fort restrictive.

Le Tableau 8, tiré de Webber (1988), montre les propositions quant aux charges maximales acceptables en métaux résiduels dans les sols. En Alberta, les valeurs limites



varient selon le type de sol sur lequel l'épandage doit être effectué. Les emplacements sont classifiés selon le pH et la texture du sol, la pente du terrain et la profondeur des eaux souterraines. Plus les caractéristiques du sol sont meilleures, plus les limites des charges de métaux augmentent. En Alberta, les terres agricoles pouvant recevoir des boues sont facilement disponibles et accessibles. Au Manitoba, l'utilisation agricole des boues de Winnipeg est réglementée par la " *Clean Environment Commission Order* ". Présentement, les terres peuvent recevoir une charge de 56 tonnes/ha et la charge maximale acceptable de métaux résiduels a été calculée à partir de la concentration moyenne de métaux mesurée dans les boues en 1980 (Webber, 1988).

**Tableau 7 Teneurs limites en métaux (mg/kg) dans les boues pour leur valorisation en agriculture en Colombie-Britannique et pour leur commercialisation au Canada**

	As	Cd	Co	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Colombie-Britannique <sup>a</sup>	75	20 (25)	150	5 (10)	20	180 (200)	500 (1 000)	14	1 850 (2 500)
Canada <sup>b</sup>	75	20	150	5	20	180	500	14	1 850

*a* Boues agricoles de qualités supérieure et inférieure (entre parenthèse).

*b* Les valeurs sont celles des boues et des produits à base de boues contenant 5 % ou moins d'azote (en poids sec) et commercialisés comme fertilisants ou pour l'amendement des sols.

**Tableau 8 Concentrations maximales en métaux (kg/ha) acceptables dans les sols agricoles canadiens**

Province	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Alberta	-	10	1,5	-	100	200	0,5	-	25	100	-	300
C.-Britannique	15	-	4	30	-	-	1	4	36	100	2,8	370
Manitoba	0,85	580	1,1	1,4	205	45	0,15	<2,8	4,8	60	0,15	225
Nouvelle-Écosse	9	-	1	19	130	95	0,5	2,5	20	55	1,5	200
Saskatchewan	12	-	1,2	30	100	120	0,4	4	30	80	2	300
Canada	15	-	4	30	-	-	1	4	36	100	2,8	370

## 2,3 Situation aux États-Unis

Les consignes finales sur les teneurs limites en métaux admissibles dans les boues d'épuration et dans le milieu récepteur après l'épandage agricole ont été conçues à la suite de l'analyse des résultats de l'étude américaine (*National Sewage Sludge Survey*), comme illustrés aux Tableaux 9 et 10. Néanmoins, ces normes sont parmi les plus indulgentes au monde, elles ne sont pas basées sur des objectifs à long terme mais plutôt sur la contamination existante. Ainsi, la norme obligatoire portant sur la concentration maximale en métaux dans les boues pour le cadmium est de 2,5 fois la norme maximale ontarienne, de 5,6 fois supérieure à la norme québécoise et de 2,1 fois plus élevées que la norme de la communauté européenne (CEE). De même, pour le cuivre la norme américaine est respectivement de 1,5, 4,3 et 2,8 fois supérieure aux normes de l'Ontario, du Québec et de la CEE.

**Tableau 9 Teneurs limites en métaux (mg/kg) dans les boues pour leur valorisation en agriculture aux États-Unis**

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Recommandé	41	39	1 200	1 500	17	18	420	300	36	2 800
Obligatoire	75	85	3 000	4 300	57	75	420	840	100	7 500

**Tableau 10 Concentrations et charges maximales en métaux admissibles dans les sols agricoles américains**

Unités	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
kg/ha	41	39	3 000	1 500	17	18	420	300	100	2 800
kg/ha.an	2,0	1,9	150	75	0,85	0,90	21	15	5,0	140

## 2,4 Situation en Europe

La CEE impose à ses membres une politique générale relative à la protection de l'environnement pour qu'aucun conflit n'affecte le bon fonctionnement du marché commun. Présentement, ces lois ciblent la réglementation de l'utilisation des boues d'épuration pour des fins agricoles afin d'éviter des effets funestes sur l'écosystème, en encourageant simultanément leur utilisation décente. Néanmoins, la réglementation finale en matière de gestion reste la responsabilité des états membres. Ils s'engagent à exclure l'utilisation des boues quand la concentration en un ou plusieurs métaux lourds dans les sols dépasse les valeurs limites qu'ils ont fixé.

Enfin, les pays membres veillent à ce que des registres soient tenus à jour dans lesquels sont notées les quantités de boues produites et celles livrées à l'agriculture; la composition et les caractéristiques des boues par rapport aux paramètres visés par leur législation; le type de traitement effectué; les noms et adresses des destinataires des boues et les lieux d'utilisation des boues (Journal officiel des communautés européennes, 1986).

Les Tableaux 11 à 14 présentent les concentrations maximales en métaux admissibles dans les boues ou dans les sols, ainsi que les teneurs maximales en métaux admissibles pour la CEE et ses pays membres. Par ailleurs, Il faut noter que les recommandations pour ces normes sont majoritairement celles des années 1986 à l'exception des Pays-Bas et de la Suède, lesquelles sont de l'année 1996 (Smith *et al.*, 1991 ; Journal officiel des communautés européennes, 1986 ; Minnini *et al.*, 1987 ; Webber, 1988 ; Webers *et al.*, 1991 ; Newman *et al.*, 1989). Ainsi, les disparités entre les pays membres peuvent provenir d'informations légèrement dépassées.

**Tableau 11 Teneurs limites en métaux (mg/kg) dans les boues pour leur valorisation en agriculture en Europe**

Pays	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Allemagne	-	20	1 200	1 200	25	-	200	1 200	-	3 000
Autriche	-	10	500	500	10	-	100	500	-	2 000
Belgique	10	10	500	500	10	-	100	300	25	2 000
Danemark	-	8	-	-	6	-	30	400	-	-
Écosse	150	20	800	1 000	8	-	250	800	-	10 000
Finlande	-	30	1 000	3 000	25	-	500	1 200	-	5 000
France	-	20	1 000	1 000	10	-	200	800	100	3 000
Italie	-	10	500	600	10	-	200	500	-	2 500
Norvège	-	10	200	1 500	7	-	100	300	-	3 000
Pays-Bas	-	1,25	75	75	0,75	-	38	225	-	300
Royaume-Uni	-	-	-	-	-	-	-	2 000	-	200
Suède	-	1,75	100	600	2,5	-	50	100	-	800
Suisse	-	30	1 000	1 000	10	20	200	1 000	-	3 000
CEE (recommandé)	-	20	750	1 000	16	-	300	750	-	2 500
CEE (obligatoire)	-	40	-	1 500	-	-	400	1 000	-	3 000

Enfin, il faut noter que les normes européennes tendent à se resserrer progressivement. Ainsi, le Tableau 15 présente l'évolution des normes portant sur les teneurs maximales en métaux admissibles dans les boues des Pays-Bas de 1985 à 2000 et de la Suède de 1995-2000 à 2000 et plus. En l'espace de seulement 15 ans, les normes pour le Cd, le Cr, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn ont été abaissées de respectivement 75, 85, 92, 81, 55 et 85 % (Webers *et al.*, 1991). Il semble que cette tendance à un contrôle plus sévère soit en voie de s'étendre à l'ensemble de la CEE (Olivier, 1994).

**Tableau 12 Teneurs maximales en métaux (mg/kg) acceptables dans les sols agricoles européens**

Pays	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Allemagne	3	100	100	2	50	100	300
Écosse	1,6	120	80	0,4	48	90	150
France	2	150	100	1	50	100	300
Italie	3	50	100	2	50	100	300
Royaume-Uni	305	600	280	1	70	550	560
CEE (recommandé)	1	-	50	1	30	50	150
CEE (obligatoire)	3	-	140	1,5	75	300	300

**Tableau 13 Concentrations maximales en métaux (kg/ha) acceptables dans les sols agricoles européens**

Pays	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Allemagne	-	8,4	210	210	5,7	60	210	-	750
France	-	5,4	360	210	2,7	60	210	-	750
Norvège	-	0,2	0,4	30	0,14	2	6	5	60
Pays-Bas	2	2	100	120	2	20	100	-	400
Royaume-Uni	10	5	-	1 000	2	70	1 000	5	560
Suède	-	1,75	100	600	2,5	50	100	-	800

**Tableau 14 Charges maximales en métaux (kg/ha.an) admissibles dans les sols agricoles européens**

Pays	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Allemagne	0,033	2	2	0,042	0,33	2,0	5
Autriche	0,038	1,875	1,875	0,038	0,38	1,875	7,5
Danemark	0,01	-	-	0,01	0,045	0,6	-
Écosse	0,04	4,0	3	0,015	1,2	3,0	5
France	0,06	3	3	0,03	0,6	2,4	9
Italie	0,015	2	3	0,015	1,0	0,5	10
Norvège	0,02	0,4	3	0,014	0,2	0,6	6
Pays-Bas	0,02	-	1	0,02	0,2	1	4
Royaume-Uni	0,17	33	9,3	0,067	2,3	33	18,6
Suède	0,015	1,0	3	0,08	0,5	0,3	10
Suisse	0,075	2,5	2,5	0,025	0,5	2,5	2,5
CEE (obligatoire)	0,15	-	12,0	0,010	3,0	15,0	30,0

**Tableau 15 Évolution restrictive des teneurs limites en métaux (mg/kg) dans les boues pour leur valorisation en agriculture aux Pays-Bas et en Suède**

Pays	Période	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Pays-Bas	1985-1990	25	5	500	900	5	200	500	2 000
	1991-1994	25	3,5	350	425	3,5	70	300	1 400
	1995-2000	-	1,25	75	75	0,75	38	225	300
Suède	1995-2000		1,75	100	600	2,5	50	100	800
	2000 et plus		0,75	40	300	1,5	25	2,5	600

### 3 ÉTAT DE LA CONTAMINATION EN MÉTAUX DES BOUES D'ÉPURATION

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 al.*, 1991; Bruce *et al.*, 1989; Korentajer, 1991; USEPA, 1993). Les procédés conventionnels de traitement des boues, tels que 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 al.*, (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. Ces chercheurs ont, à partir de ces données et de l'hypothèse que 10 % des boues sont incinérées, 20 % sont rejetées directement en milieu aquatique et 70 % déposées sur terres, évalué la pollution en métaux résultant de la gestion des boues d'épuration (Tableau 16).

**Tableau 16 Bilan mondial (1000 x tonnes/an) de la contamination en métaux toxiques provenant de la disposition des boues d'épuration (Nriagu, 1988)**

Milieux		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	Zn
Atmosphère	Min	0,015	0,003	0,15	0,03	0,015	5	-	0,03	0,24	0,015	0,003	0,15
	Max	0,06	0,036	0,45	0,18	0,06	10		0,18	0,3	0,06	0,03	0,45
Aquatique	Min	0,4	0,08	5,8	2,9	0,01	32	0,98	1,3	2,9	0,18	0,26	2,6
	Max	6,7	1,30	32,0	22,0	0,31	106	4,80	20,0	16,0	2,90	3,80	31
Terrestre	Min	0,01	0,02	1,4	4,9	0,01	4,4	0,08	5,0	2,8	0,04	0,01	18
	Max	0,24	0,34	11,0	21,0	0,80	11	0,32	22,0	9,7	0,20	0,14	57
Total	Min	0,4	0,03	7,4	7,8	0,04	41	1,06	6,3	5,9	0,24	0,27	21
	Max	7,0	1,68	43,5	43,0	1,17	127	5,12	42,2	26,0	3,16	3,97	88

Mininni *et al.*, (1987) ont dénombré les teneurs en métaux lourds mesurées dans des boues d'épuration lors de 28 études effectuées à travers le monde entre 1972 et 1984. Les résultats de cette compilation sont présentés au Tableau 17. En Amérique du Nord et en

Europe, plus de 50 % des boues d'épuration générées excèdent les normes obligatoires en métaux pour l'épandage agricole (Blais *et al.*, 1992 ; Dirkzwager *et al.*, 1989 ; Lester *et al.*, 1983 ; L'Hermite, 1991 ; St-Yves *et al.*, 1988 ; USEPA, 1989 , 1990 ; Wong *et al.*, 1984).

**Tableau 17 Teneurs typiques (mg/kg) en métaux dans les boues d'épuration municipales selon Minnini et Santori (1987)**

As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
11,0	44,1	16,2	12,4	309	634	5,4	382	9,7	77,3	417	-	2126

Même quand les boues sont conformes aux normes recommandées par les autorités, l'accumulation des métaux dans la chaîne alimentaire peut être hasardeuse. Par exemple, les résultats de l'étude de Chang *et al.* (1984) montrent une augmentation des concentrations des métaux dans le sol par des facteurs de cinq à neuf selon les divers métaux après épandage des boues de Los Angeles. Ces boues respectaient l'ancienne loi américaine concernant la charge cumulative en métaux. Dans une autre étude avec la Milorganite, produit fertilisant organique généré à partir des boues d'épuration de la station de Milwaukee, Levine *et al.* (1989) ont rapporté une augmentation par un facteur de deux 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 al.*, 1989).

### 3,1 Risques associés aux métaux toxiques

Le cuivre, le nickel et le zinc sont phytotoxiques, ils ont donc pour effet de diminuer la croissance et le rendement des récoltes au-delà une concentration donnée (Davis *et al.*, 1984; Lester *et al.*, 1983; Mench *et al.*, 1992; Sommers *et al.*, 1981; Webber, 1986). L'accumulation des métaux dans les plantes à la suite de l'épandage des 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 al.*, 1980; Jackson *et al.*, 1991; Jing *et al.*, 1992; Levine *et al.*, 1989; Obbard *et al.*, 1993; Roca *et al.*, 1991; Tadesse *et al.*, 1991). Les métaux peuvent également se retrouver dans la chaîne alimentaire par une adhérence à la surface des végétaux résultant de l'application de boues sur les terres (Klessa *et al.*, 1992).

Le cadmium est un élément particulièrement redouté puisque les symptômes de sa phytotoxicité apparaissent à des concentrations près de 10 fois supérieures à celles où apparaissent les symptômes de sa zootoxicité (Coker *et al.*, 1993). 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).

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 initiateurs ou promoteurs de certains cancers, en agissant comme inhibiteurs dans la biosynthèse de l'ADN ou de l'ARN, ou encore comme agents mutagènes (Babich *et al.*, 1985; Jennette, 1981; Martell, 1981). De nombreux ouvrages de 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 al.*, 1983; Mininni *et al.*, 1987; Sterritt *et al.*, 1980).

### **3,2 Situation au Québec**

En comparaison avec ce qui a été mesuré à l'étranger, les boues au Québec s'avèrent peu contaminées par les métaux lourds, il demeure pourtant qu'une caractéristique chimique des boues d'épuration provenant de 34 stations d'épuration québécoise a indiqué que 52 % de celles ci étaient inaptes à la valorisation agricole (St-Yves *et al.*, 1988). Cette proportion s'élevait à 85 % si l'on tient compte des teneurs en métaux recommandées. Le

cuiivre et le manganèse représentaient les métaux les plus problématiques au Québec, avec des teneurs surpassant les teneurs recommandées dans 53 % et 41 % des cas respectivement.

Une autre étude préparée par Desjardins *et al.*, (1994) fait état qu'environ 47 % des stations d'étangs aérés facultatifs au Québec, génèrent des boues excédant, pour au moins un métal (principalement le cuiivre), les limites prescrites pour l'épandage agricole. Les résultats de ces travaux sont présentés au Tableau 18. Les concentrations moyennes en métaux mesurées à l'INRS-Eau, pour un ensemble de 23 échantillons provenant d'usines québécoises, ontariennes et américaines (Blais *et al.*, 1992), sont également indiqués dans ce tableau, de même que celles de l'étude de Flynn *et al.* (1984).

**Tableau 18 Teneurs typiques (mg/kg) en métaux dans les boues d'épuration municipales québécoises**

Études	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Flynn <i>et al.</i> (1984)	-	-	12	-	63	411	-	1 295	-	32	168	-	562
St-Yves <i>et al.</i> (1988)	2,7	71,0	3,2	17,3	44,5	699	1,6	1 113	11,3	20,8	98	0,6	595
Blais <i>et al.</i> (1992)	-	-	8	-	269	1 020	-	1 170	-	76	204	-	802
Desjardins <i>et al.</i> (1994)	4,7	43,0	4,9	14,3	92	963	2,2	342	10,5	58,0	167	2,8	692

### 3,3 Situation au Canada

Le Tableau 19 présente les concentrations des métaux de stations d'épuration ontariennes (Blais *et al.*, 1992 ; Webber *et al.*, 1981). Étant donné que chaque province est responsable du suivi environnemental de ces boues , présentement, peu de données sont disponibles. De ces boues, 61 % excèdent les normes ontariennes pour au moins un élément. En effet, Wong *et al.* (1984) ont estimé que plus de 50 % des boues ne respectent pas les réglementations. De plus, toutes ces boues ont des teneurs en métaux supérieures aux objectifs à long terme de l'Ontario.

**Tableau 19 Teneurs typiques en métaux (mg/kg) dans les boues d'épuration municipales ontariennes**

Villes	Type de boues	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Brantford	secondaire	23 <sup>a</sup>	697	1 240	244	199	1 230 <sup>b</sup>	2 200
Burlington	secondaire	214	1 780	1 360	299	403	1 240	5 060
Galt	secondaire	54	1 270	1 180	264	53	305	1 590
Georgetown	secondaire	47	316	556	183	51	1 190	646
Guelph	secondaire	206	3 910	3 680	271	88	1 440	7 220
Kingston	secondaire	7,5	1 380	626	270	26	893	1 780
Kitchener	secondaire	12	6 980	658	252	333	615	6 610
Oakville	secondaire	45	2 010	1 510	285	338	1 350	6 820
Oshawa	secondaire	7,3	6 560	683	322	1 120	1 340	6 100
Stratford	secondaire	33	1 540	1 180	471	1 260	956	2 740
Toronto	Prim. Dig. anaérobie	31	647	968	255	67	178	1 560
Toronto	sec. dig. anaérobie	29	602	949	256	64	176	1 500
Toronto	primaire	23	473	723	278	59	148	1 180

*a Les valeurs en italique sont au-dessus des objectifs à long-terme sur les normes ontariennes.*

*b Les valeurs en gras sont au-dessus des normes ontariennes pour la valorisation agricole.*

### 3,4 Situation aux États-Unis

Le Tableau 20 illustre les éléments primordiaux des analyses effectuées lors de la vaste campagne d'investigation NSSS (*National Sewage Sludge Survey*) et qui ont permis de déterminer les teneurs en métaux retrouvées dans les boues d'épuration de stations américaines. Ainsi, d'après le NSSS, 19 stations sur 180, soit 11 % générant des boues excédant les normes obligatoires en métaux pour la valorisation agricole. Cette fraction s'élève à 40 % (72/180) lorsque l'on se réfère aux valeurs préconisées. De plus, 19 % des stations dépassant les valeurs recommandées pour deux éléments et 9 % pour trois éléments. Enfin, la station "SLC Reclamation Plant" (Salt Lake City, Utah) a sept éléments au-dessus des teneurs limites, la station "John E. Egan WPR" (Chicago, Illinois) six et la "South STP" (Humble Texas) cinq.

En extrapolant ces résultats sur le nombre total de stations américaines, 1653 stations excéderaient les normes obligatoires pour au moins un élément et 260 pour deux éléments. Cependant, par rapport aux valeurs recommandées, 6 236 stations dépasseraient pour un élément, 2945 pour deux éléments et 1472 pour trois éléments.

**Tableau 20 Stations d'épuration américaines de l'étude NSSS produisant des boues dépassant les valeurs recommandés et les normes obligatoires pour la valorisation agricole**

Métaux	Excédant les valeurs recommandées		Excédant les valeurs obligatoires	
	(Nbre stations)	(%)	(Nbre stations)	(%)
As	6	3,33	1	0,56
Cd	17	9,44	10	5,56
Cr	10	5,56	1	0,56
Cu	18	10,00	0	-
Hg	4	2,22	0	-
Mo	25	13,89	0	-
Ni	5	2,78	5	2,78
Pb	29	16,11	1	0,56
Se	2	1,11	0	-
Zn	21	11,67	4	2,22
1 élément > normes	72	40,00	19	10,56
2 éléments > normes	34	18,89	3	1,67
3 éléments > normes	17	9,44	0	-

### 3,5 Situation en Europe

Les résultats de l'étude menée par Roca *et al.* (1989) en Espagne, dans la région de Valence, sur les boues de stations d'épuration municipales montrent qu'environ 35 % de ces boues outrepassent les normes prescrites par le gouvernement, reproduites sur celles de la CEE, pour un élément au moins (Tableau 21). En plus, les boues produites dans la majorité des stations desservant plus de 100 000 habitants ont des dépassements pour le zinc. La plupart des stations situées dans des zones industrielles ont des problèmes de contamination tandis que les stations où il n'y a pas d'industries majeures sont en majorité conformes aux normes. Enfin, si les normes des Pays-Bas, qui sont les plus sévères de l'Europe selon les informations disponibles, étaient appliquées dans cette région de l'Espagne, aucune de ces boues serait jugée apte à la valorisation agricole.

Au Royaume-Uni, entre 82 % et 85 % des boues d'épuration utilisées pour des fins d'épandage sur les terres agricoles, excédaient les normes recommandées en métaux (Lester *et al.*, 1983). L'étude de Tjell (1986) estimait que 60 % des boues municipales de l'ancienne république fédérale d'Allemagne ne respectaient pas les normes portant sur les métaux.

**Tableau 21 Teneurs typiques en métaux (mg/kg) dans les boues d'épuration municipales en Espagne**

Villes	Pop.	Traitement	Industrie	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Alicante	125 000	Digestion anaérobie	-	5,0	265	272	240	299	965
Benidorm	90 000	Digestion anaérobie	-	3,5	38	191	25	266	653
Elche	87 000	Digestion aérobie	+	5,3	90	189	25	303	568
Elda	78 000	Digestion aérobie	+	5,4	47	140	35	250	593
Crevillente	32 000	Digestion aérobie	+	4,9	38	141	32	257	712
Castellon	110 000	Digestion anaérobie	+	7,4	144	608	120	1 456	14 185
Villarreal	37 000	Digestion aérobie	+	4,1	644	125	100	5 268	2 771
Burriana	30 000	Digestion aérobie	-	4,5	77	369	29	275	1 027
Almazora	27 000	Digestion aérobie	+	18,7	680	888	38	9 852	6 596
Oropesa	12 000	Digestion aérobie	-	4,1	47	318	29	270	1 076
Valencia	400 000	Digestion anaérobie	+	5,4	2 033	454	185	337	1 423
Paterna	35 000	Digestion aérobie	-	3,4	65	133	32	193	951
Torrente	56 000	Digestion aérobie	-	4,1	108	367	78	214	1 650
Oliva	22 000	Digestion aérobie	-	4,7	52	207	40	309	1 242
Burjasot	15 000	Digestion aérobie	+	3,7	218	2 858	116	239	1 028
Sagunto	58 000	Digestion aérobie	-	4,3	79	216	36	296	1 356

## **4 ENLÈVEMENT DES MÉTAUX TOXIQUES DANS LES BOUES**

Afin de résoudre le problème associé à la présence de métaux toxiques dans les boues d'épuration, deux types d'interventions peuvent être réalisées, soit : 1) l'enlèvement des métaux accumulés dans les boues lors du traitement des eaux usées; 2) le contrôle à la source des rejets de métaux dans les effluents industriels. Le présent chapitre recense donc les diverses techniques et approches explorées pour contourner le problème lié à la présence de métaux toxiques dans cette biomasse.

### **4,1 Contrôle à la source**

Cette alternative, bien que désirable, est non seulement coûteuse et difficilement applicable, mais porteuse de résultats incertains, car elle peut péniblement cerner les diverses sources de pollution qui suscitent à l'enrichissement des boues en métaux toxiques. En effet, différentes études prouvent qu'une importante fraction des métaux provient des résidences et du ruissellement urbain (Davis, 1987; Tjell, 1986; Wozniak *et al.*, 1982). En fait, une étude menée au début des années 1970 a démontré que 49 % du Cd, 47 % du Cu et 42 % du Zn provenaient des résidences (Klein *et al.*, 1974). Les résultats acquis de cette étude indiquent également que le ruissellement urbain contribuait pour 31 % du Zn et 14 % du Cu alors que 20 % de ce dernier provenait des conduites d'eaux potables. D'après Förstner *et al.* (1979), le ruissellement urbain est une source majeure de plomb et de zinc. Par ailleurs, Davis *et al.* (1975) ont rapporté que près de 63 % du cadmium entrant à l'usine d'épuration, provient des résidences. Les métaux présents dans les eaux usées domestiques proviennent de plusieurs sources : fèces, produits pharmaceutiques et cosmétiques, produits chimiques de nettoyage, peinture, etc. (Coker *et al.*, 1983; USEPA, 1984; Wong *et al.*, 1988).

### **4,2 Méthodes de décontamination**

Depuis 1975, divers procédés pour l'enlèvement des métaux lourds des boues d'épuration ont été envisagés. Cependant, aucun procédé économique et efficace n'a été implanté à l'échelle industrielle. De nombreux essais de solubilisation chimique des métaux ont été

analysés : la chloration (Olver *et al.*, 1975), l'échange d'ions (Cornwell *et al.*, 1980), l'utilisation d'agents chélateurs tels que l'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA) et l'acide nitrilotriacétique (NTA) (Campanella *et al.*, 1985 ; Jenkins *et al.*, 1981 ; *et al.*, 1990), l'extraction par solvants organiques (Vieira *et al.*, 1993) et la digestion aérobie thermophile auto-chauffée (AATD) couplée à une acidification par l'acide chlorhydrique (Hayes *et al.*, 1979). Tous ces procédés sont très coûteux et difficilement applicables et donnent des rendements insatisfaisants de lixiviation des métaux, ce qui a compromis leur émergence.

L'ajout de différents acides organiques ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) et inorganiques ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HCl}$ ,  $\text{HNO}_3$ ) aux boues est la technique qui a été la plus considérée par différents chercheurs (Blais *et al.*, 1993a ; Bloomfield *et al.*, 1975 ; Campanella *et al.*, 1985 ; Chang C-J *et al.*, 1998 ; Kiff *et al.*, 1981 ; Lo *et al.*, 1990 ; Logan *et al.*, 1985 ; McNulty *et al.*, 1977 ; Mitani *et al.*, 1991 ; Oliver *et al.*, 1996 ; Scott *et al.*, 1975 ; Wozniak *et al.*, 1982). L'utilisation des acides organiques ne permet, la plupart du temps, que de faibles rendements de solubilisation de métaux, tout en étant fort dispendieuse.

L'emploi des acides inorganiques ne permet pas une solubilisation efficace du cuivre et du plomb, malgré une acidification considérable (pH 1,5) des boues. La solubilité des métaux dans les boues est affectée principalement par le pH, mais aussi par d'autres facteurs tout aussi importants doivent être pris en considération : le potentiel d'oxydoréduction du milieu (POR), la concentration des métaux et des ligands (anions et molécules non-chargées) et l'équilibre chimique entre les constituants (Tyagi *et al.*, 1990).

Rasmussen *et al.* (1991) ont développé un procédé (U.S. Pat. No. 5,051,191) utilisant conjointement un acide (sulfurique ou chlorhydrique), un agent oxydant ferrique (sulfate ou chlorure) et un oxydant régénérant (peroxyde d'hydrogène, hypochlorite de sodium ou de calcium, air comprimé, oxygène, ozone, dioxyde de soufre, chlore ou composés chlorés).

Des essais de séparation des métaux par centrifugation ont été effectués par Fronk *et al.*, (1985) ; El Aassar *et al.*, (1998). Deux étapes successives de centrifugation permettent de



concentrer les métaux dans un culot. Les concentrations de métaux retrouvées dans le culot se situent entre 60 % et 73 % pour le cadmium, le nickel, le chrome, le cuivre et le zinc, alors que ce procédé ne permet pas d'extraire le plomb. Cette technique présente des problèmes au niveau de la récupération des solides, puisque les boues sans métaux ne constituent que 23 % du volume des boues totales.

L'extraction des métaux au moyen d'un procédé magnétique et de résine échangeuse d'ions a été développée en Australie (Becker *et al.*, 1989). Les métaux dans les boues sont captés par la résine échangeuse d'ions qui est régénérée par la suite en milieu acide. Les rendements d'enlèvement des métaux par cette approche technologique dans des boues artificiellement contaminées, sont de 57 % pour le cuivre, de 66 % pour le zinc et de 86 % pour le cadmium. La faisabilité économique de cette approche n'a toutefois pas été démontrée pour une application à l'échelle réelle.

Un nouveau procédé chimique incluant une solubilisation des métaux suivie d'une chélation sur un support solide a été mis au point à Toronto pour la décontamination des sols (Hsiao P-C *et al.*, (1998)). Les auteurs du rapport final de développement de ce procédé (Mourato *et al.*, 1994) prétendent être capables de décontaminer les boues d'épuration préalablement digérées. Pourtant, les détails donnés dans le rapport final ne permettent pas de juger la faisabilité technico-économique de l'application de cette technologie pour la décontamination des boues d'épuration. D'autre part, le fait de traiter des boues digérées augmente très certainement le coût du traitement global des boues et rend ce procédé économiquement moins intéressant.

Suite aux différentes contraintes techniques et économiques rencontrées avec les procédés précédents. Au cours des dernières années, quelques études de biolixiviation ont été réalisées à travers le monde (Calmano *et al.*, 1985 ; Hashimoto *et al.*, 1987 ; Schönborn *et al.*, 1978, 1979 ; Wong *et al.*, 1983, 1984, 1988).

### **4,3 Technologies développées à l'INRS**

Les travaux réalisés à l'INRS-Eau (Québec, Canada), avec la participation financière de BIOLIX Inc., ont conduit au développement de deux procédés biologiques (un procédé combiné de biolixiviation des métaux lourds et de digestion des boues d'épuration utilisant le soufre élémentaire (procédé METIX-BS) (U.S. Pat. No. 7,659,723 ; U.S. Pat. No. 7,693,650) et un procédé de biolixiviation des métaux lourds utilisant le sulfate ferreux (METIX-BF) (Couillard *et al.*, 1993) et un procédé chimique (METIX-AC) (Blais *et al.*, 1993a) de décontamination des boues d'épuration, permettant des rendements élevés d'enlèvement des métaux toxiques, une destruction efficace des germes pathogènes et la conservation des propriétés fertilisantes des boues. Ces procédés, qui ont d'abord été développés en laboratoire, ont par la suite été testés et optimisés avec succès, à l'échelle du pilote industriel, à la station d'épuration de la base militaire de Valcartier (Québec).

Les procédés développés à l'INRS-Eau en sont au stade de la démonstration commerciale. L'application de ces procédés aux boues accumulées dans les étangs aérés ou produites quotidiennement aux stations conventionnelles (boues activées, biofiltres, physico-chimiques) est, en effet, fort prometteuse : Les études technico-économiques réalisées au cours des dernières années ont démontré que les procédés proposés sont performants, en terme de coût et d'efficacité, pour la décontamination des boues primaires et secondaires produites dans les stations d'épuration conventionnelles.

#### **4,3,1 Biolixiviation-digestion avec soufre**

Le procédé de biolixiviation-digestion exploite la présence dans les boues d'épuration d'une microflore indigène (thiobacilles peu-acidophiles et acidophiles) capable d'oxyder le soufre élémentaire en acide sulfurique (Blais, 1992). Cette production d'acide, qui se fait sans production d'intermédiaires de polysulfures, entraîne une baisse considérable du pH des boues et une hausse des conditions oxydantes du milieu, ceci causant une solubilisation importante des métaux toxiques retrouvés dans cette biomasse (Blais, 1992). Le procédé peut être opéré en mode cuvée dans un bioréacteur à cuve agitée et

aérée avec addition de soufre élémentaire en poudre ou également en colonnes aérées avec utilisation de soufre granulaire immobilisé (Benmoussa *et al.*, 1994 ; Ravishankar *et al.*, 1994). La concentration initiale optimale de solides des boues pour ce procédé se situe entre 30 et 40 g/L (Blais *et al.*, 1993a ; Sreekrishnan *et al.*, 1993).

Cette biotechnologie permet dans une même étape, une stabilisation efficace des boues (réduction de la biomasse, élimination des microorganismes pathogènes, réduction des odeurs) et un enlèvement efficace des métaux toxiques (Blais, 1992 ; Blais *et al.*, 1993a ; Shooner *et al.*, 1992). Un temps de rétention hydraulique de l'ordre de 8 à 12 jours est requis pour permettre une stabilisation adéquate des boues municipales (Blais *et al.*, 1993a). Afin de hausser les rendements de solubilisation des métaux et de précipiter une fraction importante du phosphore solubilisé lors de l'acidification des boues, un ajout de chlorure ferrique peut être effectué à la fin de la période de biolixiviation-digestion.

#### **4,3,2 Biolixiviation avec sulfate ferreux**

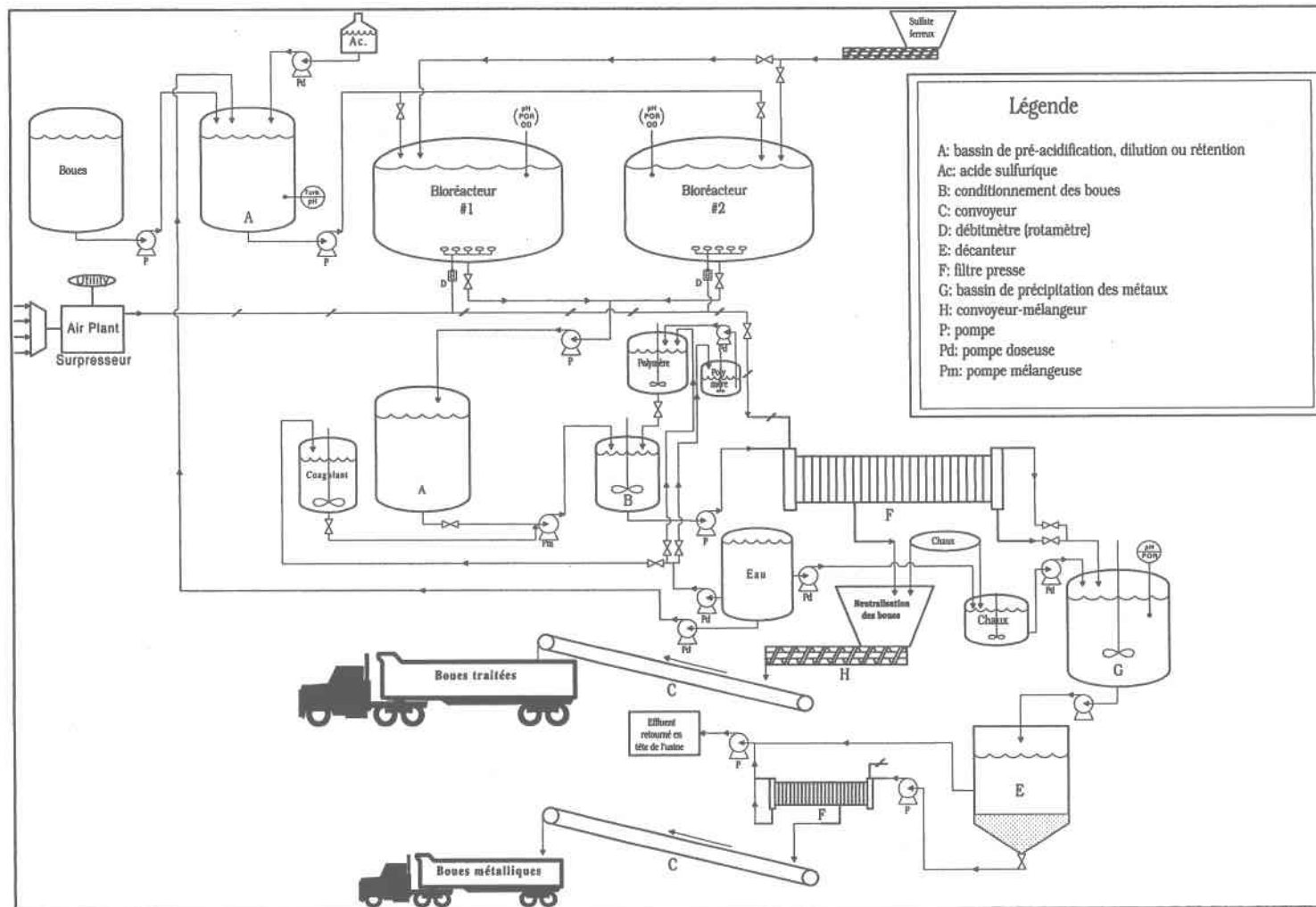
De manière similaire au procédé biologique avec soufre, cette technologie profite de la présence dans les boues d'épuration d'une flore bactérienne indigène (*Thiobacillus ferrooxidans*) capable d'oxyder l'ion ferreux en ion ferrique (Blais, 1992; Blais *et al.*, 1993b). Ce procédé est opéré en bioréacteur à cuve agitée et aérée, avec une addition d'acide sulfurique pour abaisser le pH initial des boues et un ajout de sulfate ferreux comme substrat énergétique (Couillard *et al.*, 1993). Les conditions d'acidité ainsi créées et la hausse des conditions oxydantes du milieu lors de l'oxydation de l'ion ferreux en ion ferrique, permettent une solubilisation importante des métaux toxiques retrouvés dans les boues, de même qu'une élimination efficace des bactéries indicatrices de pathogénéicité (Couillard *et al.*, 1993). Le contenu initial optimal de solides des boues est compris entre 20 et 25 g/L. Un court temps de rétention hydraulique est possible en mode continu pour la décontamination des boues (Couillard *et al.*, 1993).

#### **4,3,3 Lixiviation chimique**

Le procédé chimique développé à l'INRS-Eau utilise l'acide sulfurique et le chlorure ferrique comme agent oxydant. L'ajout de chlorure ferrique (10 à 15 kg Fe<sup>3+</sup>/tbs ou 0,3 à

0,5 g Fe<sup>3+</sup>/L) aux boues acidifiées (pH entre 2,0 et 2,5) par ajout d'acide sulfurique (100 à 150 kg H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/tbs) permet d'une part, d'accélérer la solubilisation des métaux par une hausse des conditions oxydantes (POR > 350 mV) et d'autre part de diminuer de façon significative la mise en solution des éléments nutritifs (phosphore et azote). Contrairement au procédé de Rasmussen *et al.* (1991), cette technologie ne nécessite pas l'ajout d'un régénérant de l'agent oxydant. Un contenu en solides des boues se situant entre 30 et 40 g/L représente la gamme optimale d'opération pour cette technologie. Ce procédé peut être opéré facilement en mode cuvée, semi-continu ou continu, dans un réacteur de type cuve agitée, avec un temps de traitement compris entre 1 et 6 heures. L'acide chlorhydrique peut également être utilisé dans les mêmes conditions que l'acide sulfurique pour l'acidification des boues. De même, le sulfate ferrique industriel ou produit à partir du sulfate ferreux peut remplacer le chlorure ferrique industriel. Il peut être utilisé en alternative avec le procédé de biolixiviation, selon l'évolution des prix des facteurs générateurs de coûts. En plus ce procédé, permet un enlèvement adéquat des métaux toxiques, ainsi qu'une élimination efficace des microorganismes pathogènes (Blais *et al.*, 1993a).

La Figure 1 présente les diverses étapes de traitement faisant partie de la chaîne de décontamination utilisant le procédé de biolixiviation avec le sulfate ferreux. Les chaînes de décontamination utilisant les autres procédés sont similaires, à l'exception de la partie associée à l'étape de lixiviation ou biolixiviation en réacteur.



**Figure 1** Schéma du procédé biologique de décontamination des boues utilisant le sulfate ferreux

Après l'étape de solubilisation des métaux par l'un des trois procédés décrits précédemment, les boues sont conditionnées par ajout d'aide coagulant et de flocculants (polymère cationique), puis déshydratées sur une unité de filtres-presses à plateaux. Les boues déshydratées sont ensuite neutralisées à pH 7,0 par ajout de chaux vive et acheminée par camion au lieu de l'épandage agricole (Couillard *et al.*, 1993). Le lixiviat acide contenant les métaux est neutralisé à un pH compris entre 7,0 et 8,0 par ajout d'une solution de chaux saturée et laissé décanté (environ 4 heures) jusqu'à l'obtention d'une boue métallique. Un ajout facultatif de polyélectrolyte permet dans certains cas de hausser les rendements de précipitation des métaux. Ce dernier résidu est déshydraté tout d'abord sur une unité de filtres-presses, puis séché à l'air ou dans un séchoir avant d'être acheminé à un site de disposition de produits dangereux. Dans le cas du procédé biologique au sulfate ferreux, un second procédé de précipitation sélective des métaux, qui permet d'obtenir un concentré de fer à pH 3,5 environ et un concentré des métaux toxiques à un pH de 8,0, peut remplacer la précipitation totale. Le concentré de fer (pH 3,5) de la précipitation sélective n'est pas un déchet dangereux selon la loi actuelle en vigueur au Québec, celui-ci peut ainsi être enfoui dans un site de déchets municipaux. Des négociations sont également possibles en vue de recycler ces résidus métalliques (Couillard *et al.*, 1992a).

Les trois procédés de décontamination des boues permettent un enlèvement efficace des métaux lourds. En effet, les études menées à l'échelle du pilote industriel ont démontré que les rendements réels d'enlèvement du cuivre et du zinc se situent entre 70 et 90 %, alors que pour le manganèse, un pourcentage d'extraction compris entre 75 et 95 % est aisément atteint. Les autres métaux lourds comme le cadmium et le nickel sont également solubilisés lorsqu'ils sont présent en concentration élevée dans les boues. Les procédés de décontamination peuvent aussi être opérés de façon adéquate dans les diverses conditions climatiques rencontrées en Amérique du Nord.

Les performances de destruction des indicateurs bactériens et viraux des procédés de décontamination sont nettement supérieures à celles atteintes avec les procédés conventionnels de digestion aérobie et anaérobie (Blais *et al.*, 1993a). De plus, les

procédés de décontamination entraînent une réduction importante de l'émanation d'odeurs désagréables en comparaison aux boues brutes.

Le procédé de biolixiviation-digestion avec soufre permet également une réduction appréciable de la biomasse des boues. Les cinétiques de digestion des boues sont pratiquement similaires à celles prévalant lors de la stabilisation aérobie conventionnelle.

La caractéristique des boues traitées par ces procédés de décontamination indique que les boues décontaminées possèdent une valeur fertilisante comparable à celles de boues digérées par voie aérobie conventionnelle. La décontamination mène à un enrichissement appréciable des boues en fer et en soufre. Des études en serre sur de l'orge avec les boues décontaminées par le procédé biologique au sulfate ferreux ont démontré que les boues conservaient une bonne valeur fertilisante et qu'elles ne causaient pas de problèmes environnemental ou agronomique. En fait, ces essais ont indiqué que le potentiel de valorisation des boues ainsi décontaminées pourrait être particulièrement intéressant, en ce qui concerne les besoins nutritifs en soufre des cultures végétales. Il faut d'ailleurs noter à ce sujet qu'une portion appréciable des terres agricoles retrouvées à travers le monde, ont des carences en soufre. Il faut noter que les propriétés fertilisantes des boues générées par le procédé chimique et le procédé biologique au soufre élémentaire devront être évaluées par des essais de cultures en serre ou sur le terrain, dans le cadre de projets de démonstration technologique.

Les recherches effectuées ont démontré qu'il est possible de déshydrater les boues biologiques décontaminées dans des conditions normales d'opération, à l'échelle réelle, et à des coûts acceptables. L'utilisation d'un filtre presse à plateaux permet d'obtenir des gâteaux de boues présentant une siccité supérieure à 20 % et même, dans certains cas, de plus de 30 %.

En outre, la capacité de filtration mesurée avec les boues décontaminées peut être égale ou supérieure à celle atteinte avec les boues digérées par voie aérobie conventionnelle.

Le Tableau 22 illustre les principales caractéristiques permettant de comparer l'état de développement des technologies de décontamination.

**Tableau 22** Caractéristiques des procédés de décontamination des boues d'épuration municipales

Caractéristiques	Soufre	Fer	Chimique	Chimique (étangs)
Temps de rétention hydraulique (jrs)	8 - 12	1,5	0,1 - 0,25	0,1 - 0,25
Coût pour une usine neuve traitant 20 tbs/jr (\$/tbs)	200 - 240	165 - 205	160 - 200	520 - 640 *
Destruction des indicateurs de pathogènes	+++	+++	+++	+++
Enlèvement des métaux	+++	+++	+++	à évaluer
Effet sur la déshydratation des boues	+++	+++	+++	à évaluer
Travaux complémentaires pour fins de commercialisation	Étude agronomique	Aucun	Étude agronomique	Étude agrono. + Essais de labo.
Protection commerciale des technologies	Deux brevets obtenus	Brevet demandé	Brevet demandé	Brevet demandé
Particularités des technologies	Requiert la présence de digesteur aérobie	-	-	-
Marchés visés par les technologies	Principalement aux É.U. et Europe	Stations conventionnelles	Stations conventionnelles	Étangs aérés et non-aérés
Nombre de stations au Québec	3 - 5	65 - 70	65 - 70	225 - 275
Marché de boues disponible au Québec (tbs/an)	Faible	200 000	200 000	10 000

\* Dans le cas des boues d'étangs, la capacité de l'usine prévue est de 5-7 tbs/jr.



## **5 ÉTUDE DE CAS ET OBJECTIFS DE RECHERCHE**

La présente étude s'inscrit dans le cadre d'activités périphériques de R&D menées dans le contexte d'un projet de démonstration technologique de la technologie METIX-AC réalisé à la station d'épuration des eaux usées de la Communauté Urbaine de Montréal (CUM). La présente section discute donc de la problématique de la décontamination des boues à la station d'épuration de la CUM et présente les objectifs spécifiques associés à ce projet de recherche.

### **5,1 Cas de la station d'épuration de la Communauté Urbaine de Montréal**

La station d'épuration des eaux usées de la CUM produit une quantité de boues résiduelles s'élevant à environ 270 tonnes de boues sèches par jour, lesquelles doivent être traitées et disposées de manière sécuritaire conformément aux normes environnementales strictes et évolutives. À leur arrivée au bâtiment de traitement, les boues sont envoyées dans des bassins d'homogénéisation où elles sont mélangées. À partir des bassins d'homogénéisation, les boues sont pompées vers dix filtres-presses et cinq presseoirs rotatifs pour l'étape de la déshydratation. Cette déshydratation permet d'augmenter la concentration des boues de 3,5 % de solides à environ 30 % et plus. Une proportion importante des boues est par la suite acheminée aux incinérateurs. Depuis peu, une partie des boues est envoyée par une série de convoyeurs dans des silos à gâteaux afin d'être par la suite séchée et granulée pour fins de valorisation et de commercialisation. La capacité de l'unité de stabilisation thermique est de 70 tonnes de boues sèches par jour.

Les essais de stabilisation thermique des boues ont toutefois mis en évidence un problème préoccupant de génération d'odeurs durant l'opération de séchage et granulation. Les dirigeants de la CUM souhaitent résoudre ce problème afin de pouvoir exploiter de manière optimale les unités de séchage et granulation des boues.

De plus, les boues contiennent des contaminants métalliques (principalement le Cd et le Cu) qui nuisent à la valorisation en agriculture, en horticulture ou en sylviculture, ce frein à la valorisation des boues ne pouvant que s'accroître au fil des années compte tenu : 1) des tendances observées dans plusieurs pays dans le durcissement des normes de qualité requises pour leur valorisation. 2) à l'augmentation de l'offre de boues de qualité sur le marché qui résultera inévitablement de l'application de nouvelles réglementations concernant leur disposition et de la raréfaction progressive des sites de disposition. La diminution des teneurs de ces contaminants inorganiques devient ainsi un autre objectif des dirigeants de la station.

Afin de rencontrer ces objectifs d'enlèvement des métaux et de réduction d'odeurs, permettant ainsi une valorisation durable des boues de la station d'épuration de la CUM, la compagnie Mabarex inc., mandatée par La Financière des sciences et des technologies inc., détentrice de la licence de commercialisation de METIX, a proposé d'implanter le procédé METIX-AC comme pré-traitement à l'étape de séchage et granulation. La technologie METIX-AC est simple d'opération, et peut être aisément intégrée à la chaîne actuelle de traitement des boues de la CUM et est fort intéressante au point de vue économique.

L'implantation du procédé METIX-AC pour le traitement des boues de la CUM est l'avenue d'intérêt pour résoudre le problème actuel de génération d'odeurs, ainsi que pour améliorer la qualité des boues (enlèvement des métaux pour satisfaire aux critères C2 du gouvernement du Québec) pour leur valorisation après séchage et granulation. De plus, à cause des propriétés marchandes des boues propres, cette technologie peut permettre la valorisation de boues non séchées et non granulées, augmentant ainsi le potentiel de diversification des créneaux de valorisation. Le Tableau 23 montre les normes gouvernementales et les objectifs visés par le procédé METIX-AC.

**Tableau 23 Teneurs limites en contaminants inorganiques et teneurs en métaux dans les boues de la CUM**

Contaminants	Boues de la CUM (mg/kg b.s.)	Normes C1 (mg/kg b.s.)	Normes C2 (mg/kg b.s.)	Objectifs visés pour la valorisation (mg/kg b.s.)
As	5,9 - 11,0	13,0	75	< 60
Cd	6 - 28	3,0	20 (10)	< 8
Co	3,8 - 5,7	34,0	150	< 120
Cr	100 - 240	210,0	1 060	< 848
Cu	330 - 1 120	100,0	757 (430)	< 344
Hg	0,7 - 1,7	0,8	5	< 4
Mo	2,5 - 7,3	5,0	20	< 16
Ni	23 - 56	62,0	180	< 144
Pb	69 - 187	150,0	500	< 400
Se	3,2 - 18	2,0	14	< 11
Zn	520 - 1 260	500,0	1 850	< 1 480
Al + 0,5 Fe	34 000 - 48 600	25 000,0	100 000	< 80 000

Ce procédé chimique METIX-AC utilise un acide inorganique accompagné d'un ou de plusieurs agents oxydants. L'ajout de ces agents oxydants aux boues acidifiées permet d'accélérer la solubilisation des métaux par une hausse des conditions oxydantes et d'autre part de minimiser la mise en solution des éléments nutritifs et ainsi conserver les propriétés fertilisantes des boues.

Plusieurs agents oxydants peuvent être utilisés à cette fin. Par exemple, le peroxyde d'hydrogène, le permanganate de potassium, les produits chlorés, le sulfate ferrique ou le chlorure ferrique. L'oxydation par le peroxyde d'hydrogène, le sulfate ferrique, le chlorure ferrique présente certains avantages tels que la simplicité et le coût peu élevé des équipements requis pour l'entreposage et l'injection de ces produits. En plus, la décontamination des boues par traitement au sulfate ferrique au chlorure ferrique mène à

un enrichissement appréciable des boues en fer et en soufre. Rappelons à ce sujet qu'une importante portion des terres agricoles retrouvées à travers le monde, ont une carence en soufre. D'autre part, bien que les équipements de stockage et d'injection du permanganate soient simples et faciles à installer, le coût d'acquisition de ce réactif représente une contrainte sérieuse à l'emploi de celui-ci. Finalement, le chlore et l'ion hypochlorite réagissent promptement avec les matières organiques contenues dans les effluents.

C'est dans le cadre du dit projet avec la station d'épuration de la CUM que s'insère notre recherche qui a pour but d'évaluer la performance des trois agents oxydants ( $H_2O_2$ ,  $FeCl_3$ ,  $Fe_2(SO_4)_3$ ), et de comparer le coût relatif à chacun de ces agents oxydants pour la lixiviation chimique des métaux à partir des boues d'épuration de la CUM.

## **5,2 Objectifs de l'étude**

Cette étude vise à comparer l'emploi de différents oxydants chimiques pour la décontamination des boues d'épuration physico-chimiques de la station d'épuration de la CUM. En fait, les objectifs spécifiques de cette recherche peuvent être exprimés comme suit :

- Évaluer l'efficacité d'enlèvement des métaux toxiques des boues d'épuration et ce, en utilisant divers agents oxydants et des associations de ceux ci;
- comparer les coûts de décontamination des boues en utilisant les divers agents oxydants;
- étudier l'influence des différents paramètres clés tels que le pH et le POR sur l'efficacité de décontamination des boues;
- évaluer l'impact de l'utilisation de différents agents oxydants sur les propriétés fertilisantes des boues d'épuration;
- étudier la cinétique de mise en solution des métaux toxiques par utilisation des différents oxydants.

## 6 MÉTHODOLOGIE

### 6,1 Échantillonnage des boues

Les boues d'épuration utilisées pour les divers essais ont été recueillies d'un bassin d'homogénéisation des boues de la station d'épuration des eaux usées de la Communauté Urbaine de Montréal. Elles ont été conservées à 4°C dans des contenants en polypropylène jusqu'à leur utilisation. L'échantillonnage des boues s'est fait entre le 29 avril 1999 et le 12 août 1999. Les boues utilisées lors des travaux ont été générées lors du traitement des eaux usées de la station par précipitation avec un sel d'aluminium (alun) et leur composition en métaux toxiques et en solides totaux est présentée au Tableau 24.

**Tableau 24 Composition des boues utilisées lors des travaux**

Éléments	Boues C1		Boues C2		Boues C3		Boues C4	
	(mg/L)	(mg/kg)	(mg/L)	(mg/kg)	(mg/L)	(mg/kg)	(mg/L)	(mg/kg)
ST(g/L)	30,1		27,2		23,1		24,4	
Al	937	31200	1310	48100	779	33200	892	36700
Ca	3090	103000	2880	106000	2270	97500	640	26300
Cd	0,20	20,0	0,52	19,0	0,38	16,0	0,30	14,1
Cr	3,03	101	2,66	98,0	3,03	129	3,10	126
Cu	11,0	364	13,8	509	14,9	640	16,8	690
Fe	311	10300	367	13500	322	13800	339	13900
K	153	5090	135	4960	80,0	3450	114	4660
Mg	146	4860	140	5150	103	4410	nd	nd
Mn	4,35	145	4,08	150	4,47	191	nd	nd
Na	152	5040	112	4110	58,8	2540	nd	nd
Ni	0,90	30,0	0,82	30,0	1,05	44,0	0,90	35,0
P	453	15100	508	18700	391	16700	474	19500
Pb	2,38	790	2,05	750	2,07	890	1,90	80,0
S	153	5090	149	5490	152	6470	180	7410
Zn	16,6	552	15,2	559	19,7	838	25,6	1050

## **6,2 Courbes d'acidification et de hausse de POR**

Toutes les expériences ont été réalisées dans des béchers de 2 L de capacité avec un volume d'un litre de boues. Les boues ont été agitées au long des essais à l'aide d'un agitateur magnétique.

Les courbes d'acidification ont été effectuées en notant la variation du pH et du potentiel d'oxydoréduction (POR) lors de l'ajout d'un volume de 1 mL de  $H_2SO_4$  (10 N) à chaque fois.

Les courbes de hausse de POR ont été obtenues par une acidification à pH (2,0 et 2,5) dans un premier temps, puis par l'ajout d'un volume de 1 mL à la fois d'un agent oxydant ( $H_2O_2$ ,  $FeCl_3$ ,  $Fe_2(SO_4)_3$ ) tout en notant la variation du pH et du POR.

Les courbes de hausse de POR et les courbes d'acidification ont été faites en triplicata et sur trois échantillons différents de boues.

## **6,3 Essais de comparaison des agents oxydants**

Les essais de lixiviation chimique consistent d'abord en une acidification des boues à un pH (2,0 et 2,5) par ajout d'un volume connu de  $H_2SO_4$  (10 N), puis d'un agent oxydant ( $H_2O_2$ ,  $FeCl_3$ ,  $Fe_2(SO_4)_3$ ) pour maintenir le mélange à un pH et un POR fixés pendant une période de 2 heures.

Un volume de 25 mL de boues traitées a été filtré sous vide sur un entonnoir Buchner, en utilisant des membranes Whatman 934-AH. Un volume de 20 mL du filtrat recueillis auquel a été ajouté 1 mL d'acide chlorhydrique concentré a été conservé pour les analyses.

## **6,4 Essais de lixiviation mixte**

Pour les essais de lixiviation mixte, après l'acidification, et selon les conditions visées, un agent oxydant a été ajouté, qui est soit du  $\text{FeCl}_3$  ou du  $\text{H}_2\text{O}_2$  jusqu'à un POR intermédiaire. Le POR final a été obtenu par la suite par l'ajout de l'autre agent oxydant.

## **6,5 Essais de cinétique de lixiviation**

Afin de suivre l'évolution de la solubilisation des métaux toxiques, des essais de lixiviation d'une durée de 1, 2, 3 et 4 heures ont été effectués et des échantillons d'un volume de 30 mL ont été prélevés à chaque heure et ont été analysés après filtration.

## **6,6 Mesures analytiques**

### **6,6,1 POR et pH**

Ces deux paramètres ont été déterminés à l'aide d'un pH-mètre Fischer Accumet 915, équipé d'une électrode Cole-Parmer à double jonction, cellule de référence de type Ag/AgCl, pour le pH, et d'une électrode à bande de platine pour le POR.

La lecture de l'électrode de POR a été vérifiée à chaque semaine à l'aide de l'étalonnage à la quinhydrone à pH 4 et 7. Pour les lectures de pH, le pH-mètre a été étalonné quotidiennement à pH 2, 4 et 7.

### **6,6,2 Métaux et éléments nutritifs**

Les métaux et éléments nutritifs en solution (S, P, Al, Mg, Na, Ca, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn) ont été mesurés par spectrophotométrie à émission de plasma induit (ICP-AES). Le Cd et le Pb ont été mesurés par absorption atomique à la flamme (appareil Varian, modèle Spectra-20). Les métaux et les éléments nutritifs dans les boues ont été déterminés après digestion par  $\text{HNO}_3$ , HF et  $\text{H}_2\text{O}_2$  30 % selon le protocole utilisé par le Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ. 89,12/213. 1,3). Une matrice de 5 % (v/v) d'acide chlorhydrique a été utilisée pour l'ensemble des échantillons analysés au cours de ces travaux.

### **6,6,3 Solides totaux**

Les solides totaux ont été déterminés selon les méthodes standardisées (APHA, 1989; Degrémont, 1989). Les solides totaux sont le résidu sec qui résulte du séchage de la boue à 105°C pendant 24 h dans une étuve.



## 7 CONSOMMATION ET COÛTS DES PRODUITS CHIMIQUES

### 7,1 Consommation d'acide

L'acidification des boues requise lors de l'opération des essais de lixiviation a été effectuée par addition d'acide sulfurique (10 N). À l'échelle industrielle, l'acide sulfurique peut être obtenu de la compagnie Noranda Inc. et un prix budgétaire de 80 \$/t.m.  $H_2SO_4$  (93 % p/p et 1,78 kg/L) a été retenu pour l'évaluation des coûts de traitement.

Afin de comparer la consommation de l'acide utilisé avec la variation du pH, des courbes d'acidification ont été effectuées sur un volume de 1 L de boues, par ajout d'un volume de 1 mL de  $H_2SO_4$  à chaque fois, tout en notant la variation du pH et du POR.

La Figure 2 présente les courbes obtenues pour trois échantillons différents de boues nommés respectivement C1, C2 et C3. En fait, le patron des courbes est sensiblement le même pour les trois boues excepté entre pH 2 et 3, ce qui est probablement dû au pouvoir tampon des boues. Les courbes de tendance sont des courbes logarithmiques et donnent un coefficient de détermination ( $R^2$ ) allant jusqu'à 0,96, ce qui démontre une bonne corrélation entre les deux paramètres. Ceci a permis de déterminer la consommation de l'acide  $H_2SO_4$  en fonction du pH.

Le Tableau 25 présente les équations permettant le calcul de la consommation d'acide pour les trois échantillons de boues testés en triplicata, ainsi que les consommations correspondantes pour atteindre les pH 2,0 et 2,5, soient les conditions utilisées pour tous les essais de lixiviation des métaux.

L'équation suivante a été calculée à partir de l'ensemble des relations mathématiques établies à partir des résultats obtenus pour les trois échantillons de boues testés en triplicata. Cette équation peut donc être employée avec confiance pour calculer la consommation d'acide requise pour l'acidification des boues d'alun générées à la station d'épuration de la CUM.

$$\text{Consommation (Kg/tbs)} = -451,28 \text{ Ln (pH)} + 671,69 \quad (1)$$

En convertissant la consommation en coût, des coûts moyens de 30,87 \$/tbs et de 22,21 \$/tbs peuvent être établis respectivement pour une acidification des boues à pH 2,0 et 2,5.

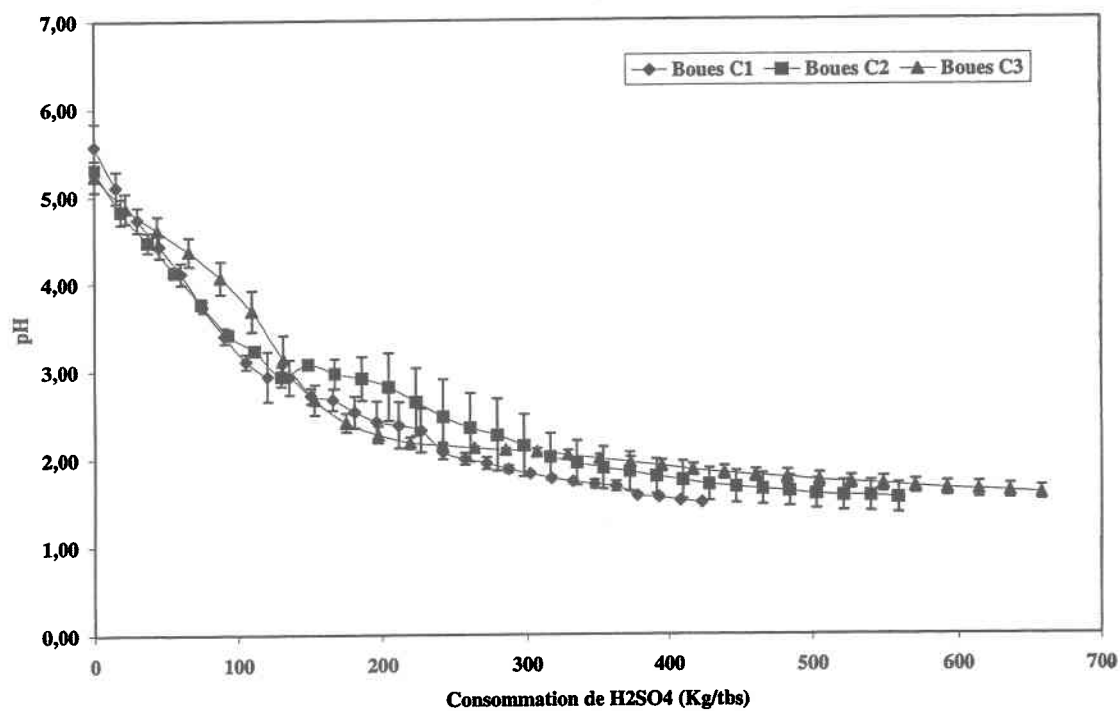


Figure 2 Variation de la consommation de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en fonction du pH

**Tableau 25** Consommations de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en (Kg/tbs) pour diverses boues et des pH différents

Boues	Équations des courbes de consommation de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	R <sup>2</sup>	pH 2,0 (Kg/tbs)	pH 2,5 (Kg/tbs)
C1	Cons (Kg/tbs) = -130,10 Ln (pH) + 194,21	0,841	104,03 *	75,00 *
	Cons (Kg/tbs) = -306,64 Ln (pH) + 488,31	0,963	275,76	207,34
	Cons (Kg/tbs) = -342,55 Ln (pH) + 527,09	0,943	289,65	213,21
	Moyenne		282,71	210,28
C2	Cons (Kg/tbs) = -555,49 Ln (pH) + 881,29	0,853	496,25	372,30
	Cons (Kg/tbs) = -394,29 Ln (pH) + 596,59	0,932	323,29	235,31
	Cons (Kg/tbs) = -498,30 Ln (pH) + 748,64	0,962	403,24	292,05
	Moyenne		407,60	299,89
C3	Cons (Kg/tbs) = -714,53 Ln (pH) + 1042,4	0,794	547,13	387,68
	Cons (Kg/tbs) = -394,85 Ln (pH) + 609,28	0,822	335,59	247,48
	Cons (Kg/tbs) = -388,55 Ln (pH) + 576,38	0,850	307,06	220,36
	Moyenne		396,59	285,17

\* Les résultats du premier échantillon n'ont pas été retenus dans le calcul des moyennes (erreur de manipulation)

Pour les essais de lixiviation des métaux effectués au laboratoire, la consommation et par conséquent, le coût d'acide varient selon les conditions de traitement et aussi selon l'agent oxydant utilisé. À pH 2,5, des coûts moyens de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> de 21,5 ± 0,7 \$/tbs, 13,6 ± 2,1 \$/tbs et de 16,4 ± 2,9 \$/tbs ont été respectivement calculés pour les tests avec le H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, le FeCl<sub>3</sub> et le Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>. Pour un pH 2,0, les coûts moyens d'acide s'élèvent à 22,5 ± 1,9 \$/tbs, 18,3 ± 4,3 \$/tbs et de 20,7 ± 3,9 \$/tbs pour les tests effectués respectivement avec le H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, le FeCl<sub>3</sub> et le Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>.

En terme de consommation, pour les tests effectués avec le chlorure ferrique, des valeurs moyennes de 158 ± 24 kg H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/tbs et 213 ± 50 kg H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/tbs ont été calculées respectivement pour les essais à pH 2,5 et pH 2,0. Cependant, une consommation plus grande est requise pour le traitement avec le peroxyde d'hydrogène avec des valeurs

moyennes de  $249 \pm 8$  kg  $\text{H}_2\text{SO}_4$ /tbs et  $262 \pm 22$  kg  $\text{H}_2\text{SO}_4$ /tbs. Ce fait s'explique par la présence en concentrations élevées d'acide chlorhydrique dans la solution du chlorure ferrique.

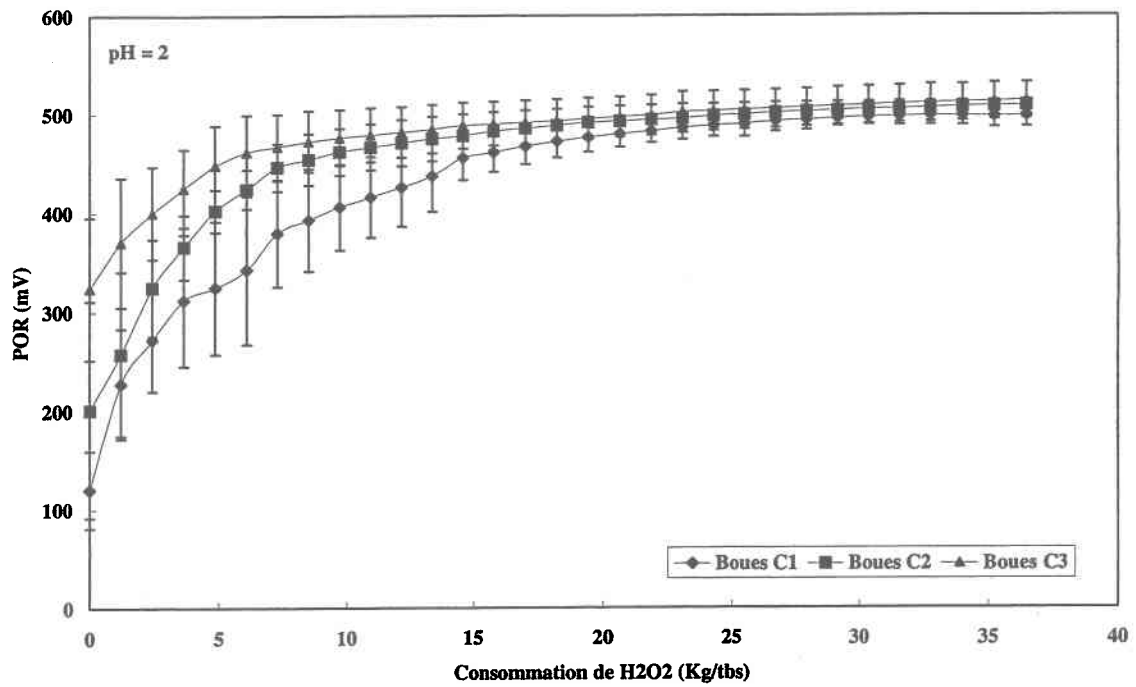
## **7.2 Consommation d'agents oxydants**

La hausse des conditions oxydantes des boues d'épuration permettant la solubilisation des métaux toxiques peut être effectuée par ajout de différents agents oxydants. Les sections suivantes décrivent les consommations des trois agents oxydants employés lors des présents travaux.

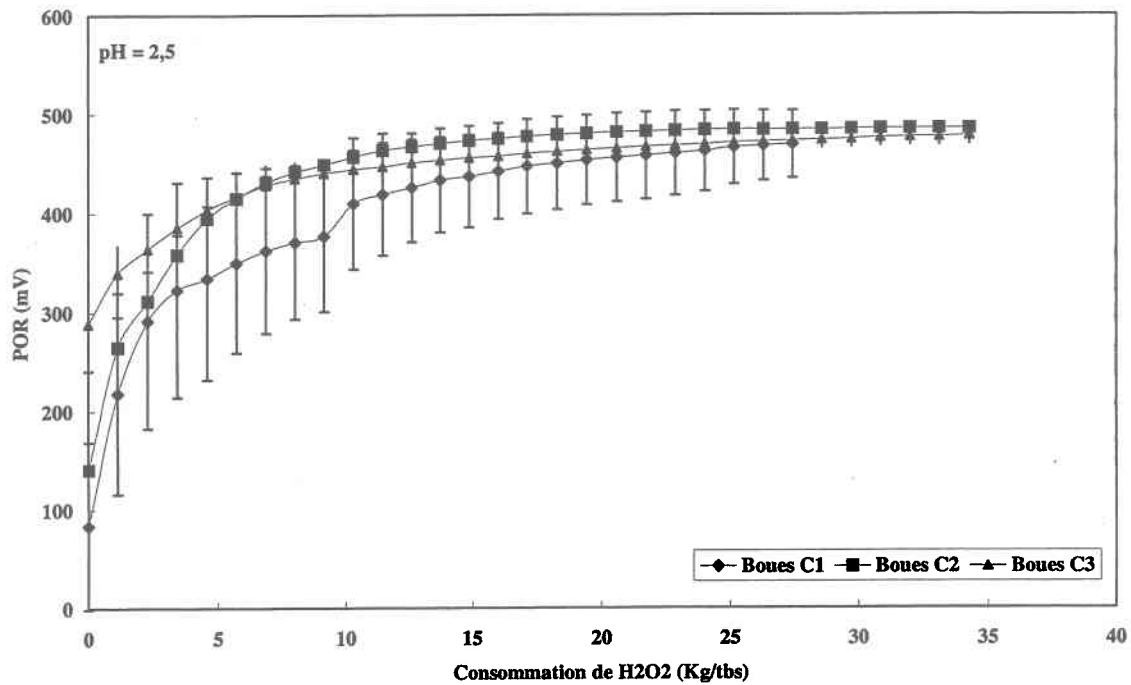
### **7,2,1 Peroxyde d'hydrogène**

Le peroxyde employé durant les travaux de cette recherche est du  $\text{H}_2\text{O}_2$  (30 % p/p) provenant de la compagnie Degussa Canada. À l'échelle industrielle, le peroxyde est livré sous forme d'une solution aqueuse à 50 % (p/p) de  $\text{H}_2\text{O}_2$  (densité 1,1 kg/L) et son coût s'élève à 850 \$/t.m.  $\text{H}_2\text{O}_2$  (50 %), soit l'équivalent de 1700 \$/t.m.  $\text{H}_2\text{O}_2$  (100 %).

Les Figures 3 et 4 représentent les courbes de hausse du POR en fonction de la consommation de  $\text{H}_2\text{O}_2$  pour les conditions de pH 2,0 et 2,5 respectivement. Ces courbes ont été effectuées sur un volume de 1 L de boues déjà acidifié au pH voulu, par addition d'un volume de 1 mL de  $\text{H}_2\text{O}_2$  tout en notant la variation du pH et du POR. Les courbes de hausse de POR donnent surtout une idée sur le volume nécessaire de  $\text{H}_2\text{O}_2$  afin d'atteindre le POR permettant la solubilisation des métaux toxiques des boues de la CUM. Les valeurs moyennes de la consommation de  $\text{H}_2\text{O}_2$  pour les différentes conditions de lixiviation des métaux sont illustrées au Tableau 26.



**Figure 3** Consommation de peroxyde d'hydrogène pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,0



**Figure 4** Consommation de peroxyde d'hydrogène pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,5

**Tableau 26** Consommation (Kg/tbs) de peroxyde d'hydrogène pour différentes conditions de lixiviation des métaux des boues de la CUM

Boues	pH 2,0		pH 2,5	
	POR 400 mV	POR 450 mV	POR 400 mV	POR 450 mV
C1	9,12 ± 1,95	14,00 ± 3,00	9,18 ± 0,82	18,29 ± 1,46
C2	4,88 ± 1,03	7,88 ± 1,69	4,59 ± 0,36	9,18 ± 0,73
C3	2,41 ± 0,52	4,88 ± 1,04	4,59 ± 0,36	12,59 ± 1,01
Moyenne	5,47 ± 3,53	8,82 ± 4,70	5,88 ± 2,94	13,53 ± 4,71

### 7,2,2 Chlorure ferrique

Le chlorure ferrique utilisé pour les essais de lixiviation provient de la compagnie L'Environnement Eaglebrook Québec Ltée. Le chlorure ferrique est fourni à l'échelle industrielle sous forme d'une solution à 32 %  $\text{FeCl}_3$  (10,65 % p/p de  $\text{Fe}^{3+}$  et 1,32 kg/L), alors que son prix est fixé à 850 \$/t.m.  $\text{Fe}^{3+}$ .

Les courbes de hausse de POR en fonction du coût de chlorure ferrique pour les différentes conditions du pH sont présentées aux Figures 5 et 6. Les dites courbes sont obtenues de la même manière que celles générées dans le cas du peroxyde d'hydrogène. Les consommations moyennes de chlorure ferrique pour les diverses conditions de lixiviation des métaux sont regroupées au Tableau 27.

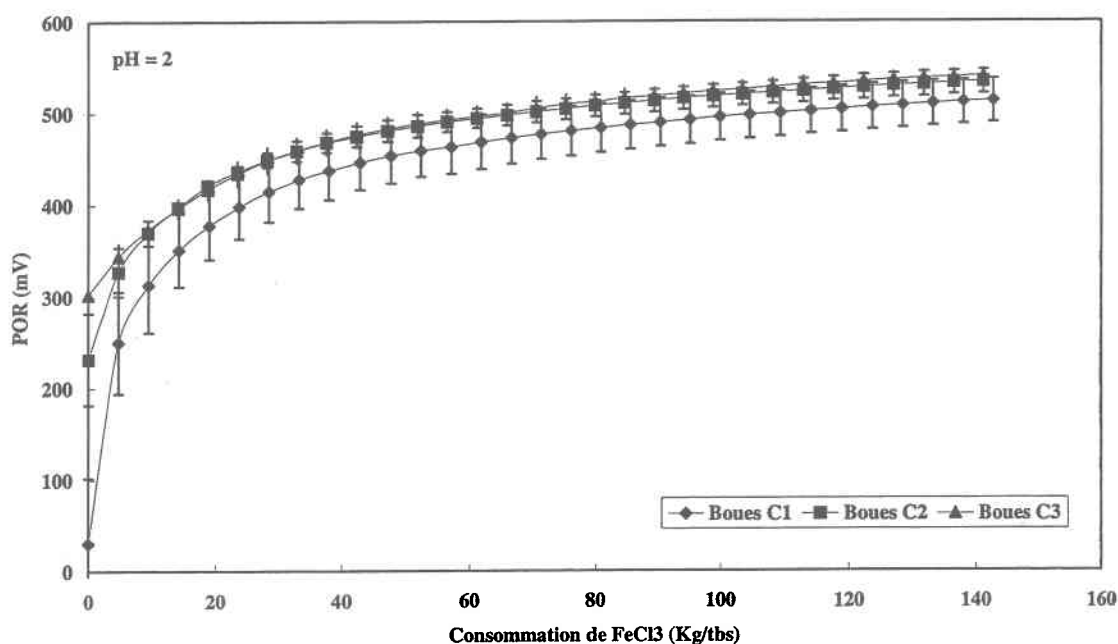
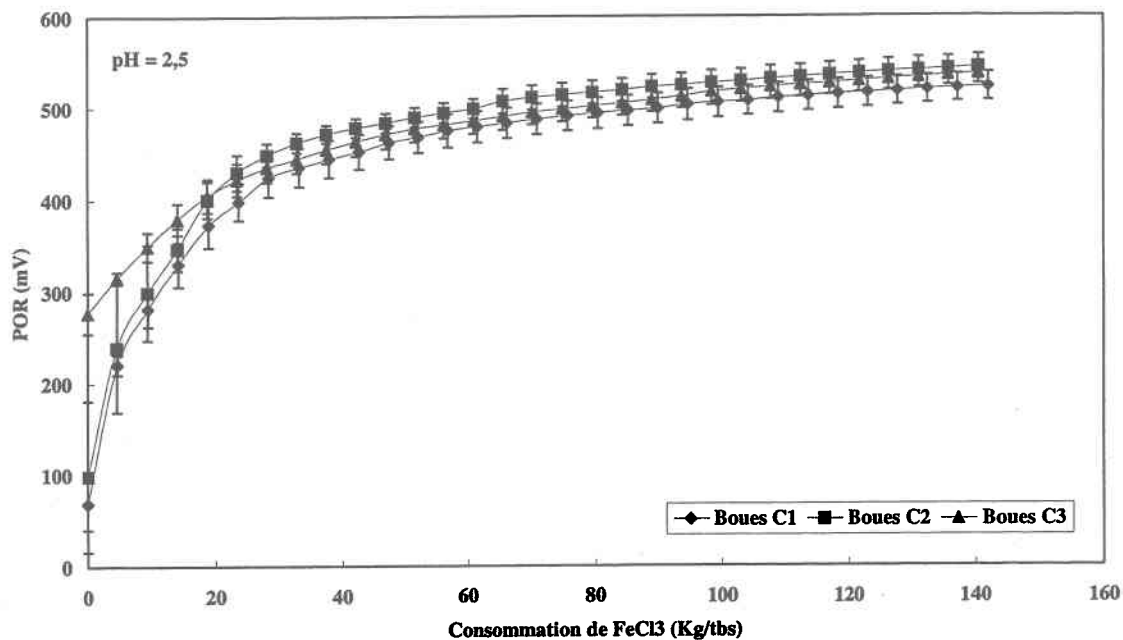


Figure 5 Consommation de chlorure ferrique pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,0



**Figure 6** Consommation de chlorure ferrique pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,5

**Tableau 27** Consommation (Kg/tbs) de chlorure ferrique pour différentes conditions de lixiviation des métaux des boues de la CUM

Boues	pH 2,0		pH 2,5	
	POR 400 mV	POR 450 mV	POR 400 mV	POR 450 mV
C1	23,8 ± 3,14	45,2 ± 5,97	23,7 ± 3,32	40,2 ± 5,64
C2	14,1 ± 1,86	28,2 ± 3,72	18,7 ± 2,61	28,1 ± 3,92
C3	14,1 ± 1,86	28,2 ± 3,72	18,7 ± 2,61	35,2 ± 4,89
Moyenne	17,3 ± 5,56	33,9 ± 9,78	20,4 ± 2,85	34,5 ± 6,08



### 7,2,3 Sulfate ferrique

Le dernier agent oxydant utilisé dans ces travaux est le sulfate ferrique qui provient de la compagnie Chemco. Le sulfate ferrique est distribué à l'échelle industrielle sous forme d'une solution aqueuse (12 % p/p de  $\text{Fe}^{3+}$  et 1,51 kg/L). Le coût industriel du sulfate ferrique s'élève à un coût de 1 400 \$/t.m.  $\text{Fe}^{3+}$ .

Les courbes de hausse de POR en fonction de la consommation de sulfate ferrique pour les deux conditions de pH sont obtenues de manière similaire à celles du peroxyde d'hydrogène et sont illustrées aux Figures 7 et 8, alors que les moyennes des consommations du sulfate ferrique pour les différentes conditions de solubilisation des métaux sont présentées au Tableau 28.

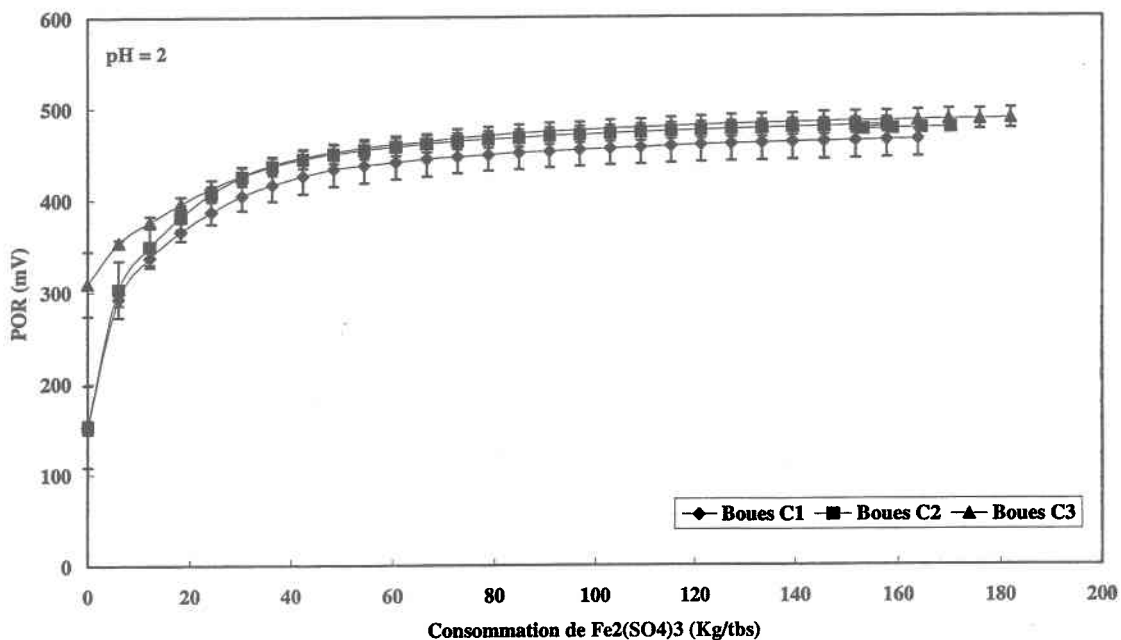
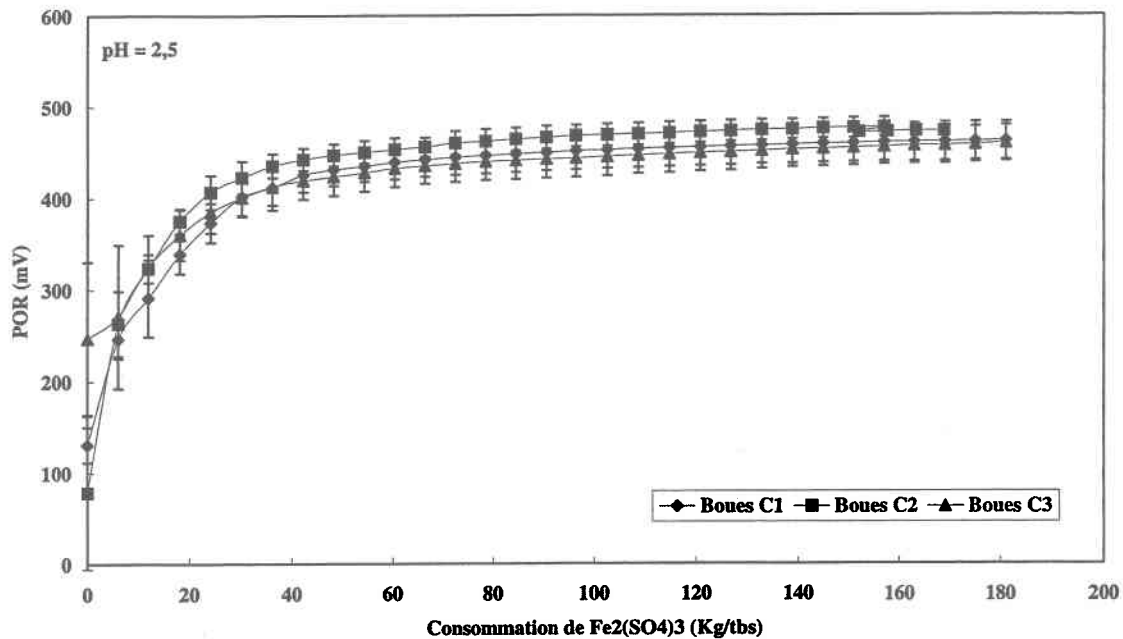


Figure 7 Consommation de sulfate ferrique pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,0



**Figure 8** Consommation de sulfate ferrique pour la hausse du potentiel d'oxydo-réduction des boues de la CUM à pH 2,5

**Tableau 28** Consommation (Kg/tbs) de sulfate ferrique pour différentes conditions de lixiviation des métaux des boues de la CUM

Boues	pH 2,0		pH 2,5	
	POR 400 mV	POR 450 mV	POR 400 mV	POR 450 mV
C1	30,4 ± 3,99	81,4 ± 10,4	30,2 ± 4,20	90,7 ± 26,6
C2	25,0 ± 3,19	48,5 ± 6,39	25,0 ± 3,36	54,4 ± 7,57
C3	18,2 ± 2,39	48,5 ± 6,39	30,2 ± 4,21	127 ± 17,6
Moyenne	24,5 ± 6,09	59,5 ± 19,0	28,5 ± 3,01	90,7 ± 36,4

#### 7,2,4 Comparaison des agents oxydants

Les Tableaux 29 à 31 représentent les coûts des agents oxydants utilisés lors des essais de lixiviation des métaux pour les différentes conditions de pH et de POR.

En terme de consommation, pour les tests effectués avec du peroxyde d'hydrogène, des valeurs moyennes variant entre  $4,10 \pm 0,5$  kg/tbs et  $5,40 \pm 0,7$  kg/tbs et entre  $6,90 \pm 0,7$  kg/tbs et  $8,90 \pm 0,6$  kg/tbs ont été calculées respectivement pour les essais à 400 mV et 450 mV. Par ailleurs, les valeurs moyennes obtenues pour le traitement avec le chlorure ferrique pour les mêmes conditions de POR que celles pour le traitement avec du peroxyde, varient entre  $8,9 \pm 1,2$  kg Fe/tbs et  $17,4 \pm 4,6$  kg Fe/tbs et entre  $22,1 \pm 7,9$  kg Fe/tbs et  $28,4 \pm 9,7$  kg Fe/tbs. Pour les tests avec le sulfate ferrique, des valeurs moyennes oscillant entre  $22,3 \pm 6,1$  kg Fe/tbs et  $45,3 \pm 12$  kg Fe/tbs et de  $68,9 \pm 28$  kg Fe/tbs à  $124 \pm 25$  kg Fe/tbs.

Les coûts des agents oxydants calculés lors des essais de lixiviation des métaux sont presque similaires à ceux prédits par les courbes de hausse de POR.

La comparaison des coûts des trois agents oxydants montre que le produit le plus intéressant au point de vue économique et selon les prix des produits chimiques utilisés, est le peroxyde d'hydrogène suivi par le chlorure ferrique. Il faut noter que la consommation moindre de l'acide liée au traitement par le chlorure ferrique constitue un gain intéressant. D'autre part, la consommation et, par conséquent, le coût du sulfate ferrique sont très élevés par rapport à ceux des autres produits chimiques.

**Tableau 29 Coût (\$/tbs) de peroxyde d'hydrogène consommé durant les essais de lixiviation des métaux des boues de la CUM**

Boues	pH 2,0		pH 2,5	
	POR 400 mV	POR 450 mV	POR 400 mV	POR 450 mV
C1	6,10 ± 2,11	10,5 ± 5,68	7,83 ± 4,40	14,0 ± 7,40
C2	7,20 ± 0,21	11,9 ± 3,18	9,60 ± 1,33	15,7 ± 4,54
C3	7,81 ± 1,18	12,7 ± 4,17	10,1 ± 1,94	15,7 ± 4,54
Moyenne	7,00 ± 0,87	11,7 ± 1,15	9,20 ± 1,20	15,1 ± 0,95

**Tableau 30 Coût (\$/tbs) de chlorure ferrique consommé durant les essais de lixiviation des métaux des boues de la CUM**

Boues	pH 2,0		pH 2,5	
	POR 400 mV	POR 450 mV	POR 400 mV	POR 450 mV
C1	21,3 ± 11,7	39,9 ± 23,3	35,3 ± 22,0	48,6 ± 26,8
C2	23,3 ± 8,15	42,6 ± 18,7	37,5 ± 18,2	53,2 ± 18,9
C3	24,6 ± 9,54	38,4 ± 16,2	30,7 ± 15,9	48,6 ± 16,4
Moyenne	23,1 ± 1,70	40,3 ± 2,14	34,5 ± 3,50	50,1 ± 2,64

**Tableau 31 Coût (\$/tbs) de sulfate ferrique consommé durant les essais de lixiviation des métaux des boues de la CUM**

Boues	pH 2,0		pH 2,5	
	POR 400 mV	POR 450 mV	POR 400 mV	POR 450 mV
C1	23,5 ± 8,39	86,5 ± 56,2	74,0 ± 26,4	137 ± 97,2
C2	30,9 ± 4,51	101 ± 30,2	56,4 ± 10,2	190 ± 4,14
C3	39,3 ± 12,9	102 ± 31,0	59,9 ± 14,3	191 ± 4,72
Moyenne	31,2 ± 7,92	96,8 ± 8,91	54,5 ± 6,67	173 ± 31,2

### 7,3 Comparaison laboratoire vs pilote

Il est intéressant de comparer les résultats de la présente étude avec les données de consommation et de coût associées aux produits chimiques utilisés pour la lixiviation des métaux lors des essais menés à l'échelle pilote installée à la station d'épuration de la CUM (Blais *et al.*, 2000). Lors de ces travaux, un volume total de 143 m<sup>3</sup> de boues a été décontaminé, dont 134 m<sup>3</sup> en utilisant le peroxyde d'hydrogène et 9 m<sup>3</sup> en employant le chlorure ferrique. Un contenu initial moyen en solides totaux de 29,3 g/L a été calculé pour les 47 essais réalisés (35 essais avec H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> et 12 essais avec FeCl<sub>3</sub>). Une différence importante existe entre la présente étude et les travaux pilotes. Ainsi, des boues d'alun ont été utilisées tout au long des présents travaux, alors que l'étude pilote a été réalisée sur des boues générées à partir de chlorure ferrique. Un pH moyen de 2,18 ± 0,14 et un POR moyen de 443 ± 26 mV ont été appliqués lors des essais pilotes.

Pour les essais avec le H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, le coût attribuable à l'ajout de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> était en moyenne de 16,8 ± 2,7 \$/tbs et celui dédié au H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 25,2 ± 6,7 \$/tbs. Pour les essais avec le FeCl<sub>3</sub>, le coût attribuable à l'ajout de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> était en moyenne de 10,2 ± 3,6 \$/tbs et celui dédié au FeCl<sub>3</sub> de 27,8 ± 9,6 \$/tbs.

En terme de consommation, une valeur moyenne de 176 ± 48 kg H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (100 %)/tbs a été mesurée pour l'ensemble des tests au pilote. Cependant, une consommation plus grande est requise pour le traitement avec le peroxyde d'hydrogène, soit une valeur moyenne de 196 ± 31 kg H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/tbs (écart de 150 à 300 kg/tbs), en comparaison au procédé utilisant le chlorure ferrique, avec une valeur moyenne de 118 ± 42 kg H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/tbs (écart de 44 à 183 kg/tbs). Ce fait s'explique par la présence en concentrations élevées d'acide chlorhydrique dans la solution de chlorure ferrique.

Pour ce qui est du peroxyde d'hydrogène, une consommation moyenne de 14,8 ± 3,9 kg H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (100%)/tbs a été mesurée pour l'ensemble des tests pilotes, avec une plage de variation se situant entre 6,4 et 22,7 kg/tbs.

Finalement, une consommation moyenne de chlorure ferrique de  $32,7 \pm 11,3$  kg Fe/tbs a été déterminée pour l'ensemble des tests avec ce réactif. Dans ce cas, la plage de variation se situait entre 14,0 et 50,1 kg Fe/tbs.

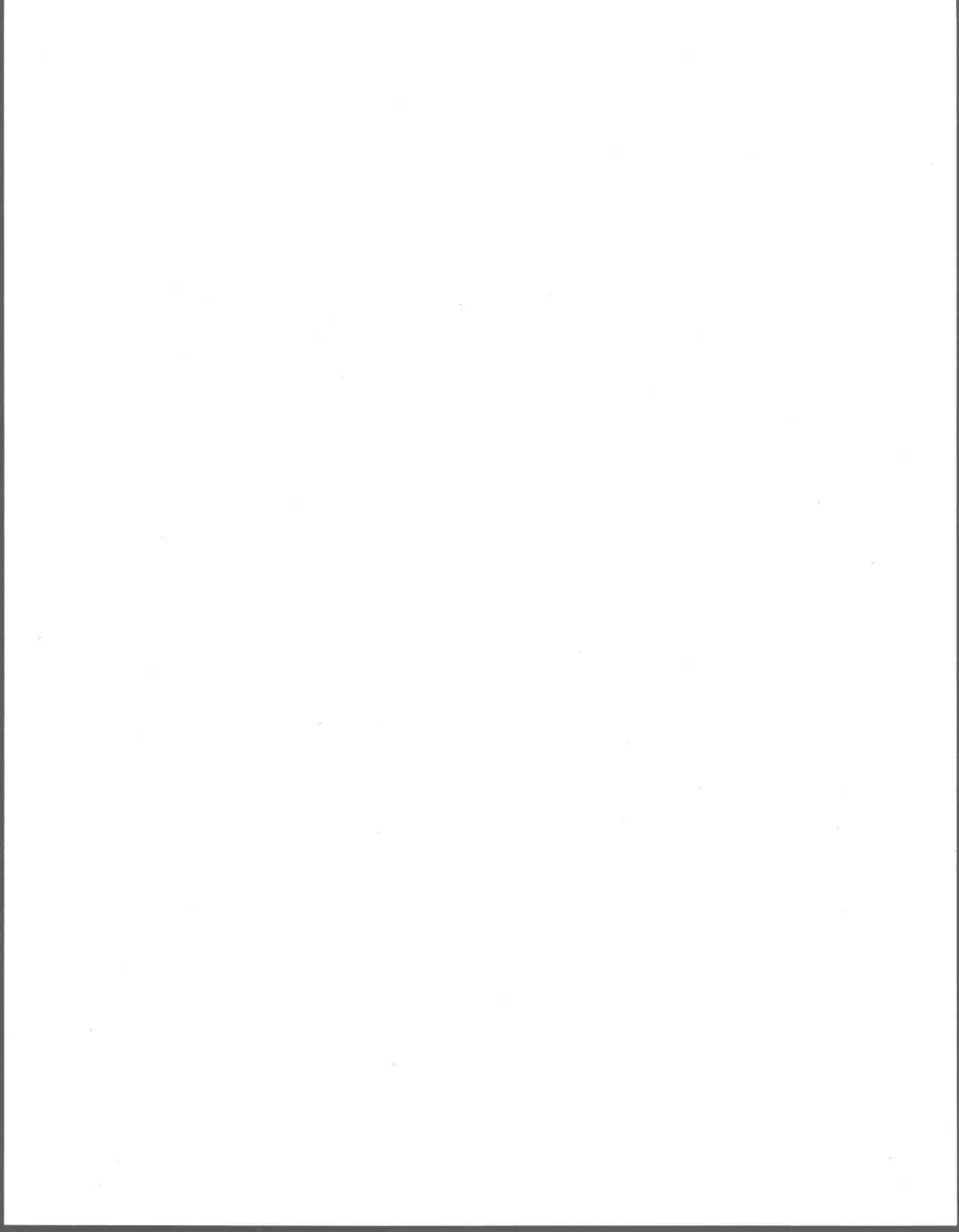
Pour les tests de lixiviation de métaux effectués au laboratoire sur les boues de la station de la CUM traitées à l'alun, des coûts moyens en produits chimiques (acide + oxydant) de  $32,7 \pm 3,30$  \$/tbs et  $52,9 \pm 13,4$  \$/tbs ont été calculés respectivement pour les essais avec du peroxyde d'hydrogène et avec du chlorure ferrique. Le coût assignable à l'ajout de  $H_2SO_4$  est de  $22,0 \pm 0,87$  \$/tbs et celui affecté au  $H_2O_2$  de  $10,8 \pm 3,48$  \$/tbs pour les tests avec  $H_2O_2$ . Pour les essais avec le  $FeCl_3$ , le coût attribuable à l'ajout de  $H_2SO_4$  était en moyenne de  $15,9 \pm 4,17$  \$/tbs et celui dédié au  $FeCl_3$  de  $37,0 \pm 11,3$  \$/tbs.

En terme de consommation, des valeurs moyennes de  $255 \pm 10,1$  kg  $H_2SO_4$  (100 %)/tbs et de  $185 \pm 48,5$  kg  $H_2SO_4$  (100 %) ont été mesurée pour les tests effectués respectivement au  $H_2O_2$  et  $FeCl_3$ . Pour ce qui est du peroxyde d'hydrogène, une consommation moyenne de  $6,33 \pm 2,05$ kg  $H_2O_2$  (100%)/tbs a été mesurée pour l'ensemble des tests effectués au laboratoire. Finalement, une consommation moyenne de chlorure ferrique de  $31,4 \pm 9,60$  kg Fe/tbs a été déterminée pour l'ensemble des tests avec ce réactif.

Les consommations et les coûts en produits chimiques établis dans cette étude sont donc supérieures a ceux déterminés à partir des travaux pilotes. Une partie de la différence pourrait s'expliquer par la nature distincte des boues (alun vs chlorure ferrique). Un phénomène d'échelle pourrait également être en cause puisque des consommations élevées de produits chimiques ont été calculées sur les boues de chlorure ferrique lors de tests effectués au laboratoire au cours de la période de pilotage.

Ainsi, un total de 32 essais ont été effectués sur des volumes de 1,0 à 3,5 L de boues de chlorure ferrique (4 essais avec  $H_2O_2$  et 28 essais avec  $FeCl_3$ ). Un pH moyen de  $2,26 \pm 0,22$  et un POR moyen de  $422 \pm 65$  mV ont été appliqués lors de ces travaux. Des coûts moyens en produits chimiques (acide + oxydant) de  $64,8 \pm 19,2$  \$/tbs et  $72,8 \pm 12,2$  \$/tbs ont été calculés respectivement pour les tests de laboratoire avec le  $FeCl_3$  et le  $H_2O_2$ . Pour les essais avec le  $H_2O_2$ , le coût attribuable à l'ajout de  $H_2SO_4$  était

en moyenne de  $20,8 \pm 5,8$  \$/tbs et celui dédié au  $\text{H}_2\text{O}_2$  de  $52,0 \pm 12,4$  \$/tbs. Pour les essais avec le  $\text{FeCl}_3$ , le coût attribuable à l'ajout de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  était en moyenne de  $23,8 \pm 9,1$  \$/tbs et celui dédié au  $\text{FeCl}_3$  de  $41,0 \pm 18,3$  \$/tbs.





## **8 COMPARAISON DES PERFORMANCES DES AGENTS OXYDANTS**

Alors que la section précédente portait sur la consommation et les coûts des différents agents oxydants et la comparaison entre eux. Cette section présente une comparaison des performances des agents oxydants responsables de la hausse des conditions oxydantes du milieu et, par conséquent, la mise en solution des métaux contenus initialement dans la phase solide des boues.

Dans la présente partie, les rendements de solubilisation sont calculés sur la base des teneurs en métaux dans les échantillons filtrés des boues lixiviées prélevées au terme de chaque essai. Les rendements d'enlèvement sont établis directement par la mesure de la teneur en métal dans le filtrat par comparaison aux boues initiales (avant traitement).

### **8,1 Cuivre**

Les boues de la station d'épuration de la CUM, contiennent des contaminants métalliques qui nuisent à leur valorisation agricole, le cuivre et le cadmium sont les principaux métaux problématiques.

Le Tableau 32 montre les concentrations de cuivre dans les filtrats obtenus et les rendements de solubilisation correspondants lors des essais de lixiviation des métaux. La mise en solution du cuivre dépend essentiellement des conditions oxydantes du milieu et semble relativement indépendante du pH. En effet, les valeurs moyennes des rendements de solubilisation du cuivre à 450 mV sont nettement supérieures à celles à 400 mV pour la totalité des essais effectués avec les trois agents oxydants. Aussi, la comparaison des rendements de solubilisation du cuivre pour les essais avec divers agents montre de meilleurs rendements pour les traitements avec le chlorure ferrique et le sulfate ferrique, qu'avec le traitement au peroxyde d'hydrogène.

La lixiviation chimique du cuivre, contenus dans les boues de la station d'épuration des eaux usées de la CUM, a permis l'obtention des rendements de solubilisation variant, selon l'agent oxydant utilisé, entre 18 % et 68 %. Tandis que les travaux effectués par

Blais *et al.* (1992) utilisant des boues biologiques, ont permis l'obtention des rendements de solubilisation du cuivre de  $75 \pm 21$  % utilisant le procédé simultané de biolixiviation et de digestion avec soufre élémentaire, ainsi que des rendements de  $60 \pm 22$  % pour le procédé de biolixiviation avec sulfate ferreux. De meilleurs rendements de solubilisation du cuivre sont obtenus avec l'utilisation des procédés biologiques. Il est à noter que la décontamination des boues d'épuration issues d'un traitement physico-chimique, est aussi plus difficile que la décontamination des boues biologiques.

**Tableau 32 Rendements de solubilisation du cuivre lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	3,69	34	3,25	54	5,90	30	6,50	59
	C2	2,01	15	3,49	25	1,55	11	3,15	23
	C3	1,77	12	4,42	30	2,15	15	4,63	31
	Moyenne	2,49	<b>20 ± 10</b>	3,72	<b>36 ± 20</b>	3,20	<b>18 ± 10</b>	4,76	<b>38 ± 20</b>
FeCl <sub>3</sub>	C1	6,17	56	9,62	88	6,91	63	9,88	90
	C2	4,96	36	6,59	48	3,69	27	6,58	48
	C3	3,52	24	7,87	53	6,15	41	9,63	65
	Moyenne	4,88	<b>39 ± 20</b>	8,02	<b>63 ± 20</b>	5,58	<b>44 ± 20</b>	8,70	<b>68 ± 20</b>
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	5,81	53	9,00	82	6,53	60	8,21	75
	C2	4,42	32	7,26	53	4,11	30	6,67	48
	C3	4,58	31	8,02	54	7,09	48	8,52	57
	Moyenne	4,94	<b>39 ± 10</b>	8,09	<b>63 ± 20</b>	5,91	<b>46 ± 20</b>	7,80	<b>60 ± 10</b>

## 8.2 Cadmium

Le cadmium est le deuxième métal qui pose un problème quant à la valorisation des boues de la CUM. La solubilisation du cadmium dépend, contrairement au cuivre, davantage du pH que du POR (Tableau 33). Les rendements de solubilisation du cadmium pour tous les essais effectués à pH 2,0 sont clairement supérieurs aux rendements de solubilisation obtenus à pH 2,5. Il faut aussi noter qu'une meilleure solubilisation du cadmium a été obtenue pour les essais avec le peroxyde d'hydrogène qu'avec ceux obtenus pour les traitements avec les sels de fer.

Des rendements de solubilisation du cadmium s'élevant respectivement à  $82 \pm 13 \%$  et  $74 \pm 13 \%$  (Blais *et al.*, 1992) ont été obtenus respectivement avec les procédés de biolixiviation avec soufre et sulfate ferreux.

**Tableau 33 Rendements de solubilisation du cadmium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	0,17	84	0,17	85	0,13	67	0,14	70
	C2	0,33	63	0,33	65	0,22	43	0,26	50
	C3	0,22	58	0,25	66	0,17	46	0,19	51
	Moyenne	0,24	<b>69 ± 10</b>	0,25	<b>72 ± 10</b>	0,18	<b>52 ± 10</b>	0,20	<b>57 ± 10</b>
FeCl <sub>3</sub>	C1	0,14	70	0,13	65	0,10	52	0,10	50
	C22	0,26	50	0,23	44	0,16	30	0,17	33
	C3	0,16	41	0,18	47	0,16	42	0,18	47
	Moyenne	0,19	<b>54 ± 10</b>	0,18	<b>52 ± 10</b>	0,14	<b>41 ± 10</b>	0,15	<b>43 ± 10</b>
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	0,16	78	0,14	72	0,11	57	0,11	53
	C2	0,29	57	0,29	56	0,18	35	0,18	34
	C3	0,21	56	0,21	56	0,17	44	0,17	45
	Moyenne	0,22	<b>64 ± 10</b>	0,22	<b>61 ± 10</b>	0,15	<b>45 ± 10</b>	0,15	<b>44 ± 10</b>

### 8,3 Chrome

La solubilisation du chrome est très difficile à effectuer comme le montre les résultats du Tableau 34. En effet, les rendements de solubilisation pour l'ensemble des essais effectués ne dépassent pas 48 %. Ce rendement de solubilisation reste assez important comparé aux rendements obtenus avec les traitements biologiques au soufre (31 %) et au sulfate ferreux (7 %) et au traitement chimique à l'acide (27 %). Aussi, les résultats obtenus ne permettent pas de prédire l'impact du pH ou du POR sur la solubilisation du chrome. Les meilleurs résultats de solubilisation du chrome ont été obtenus pour les essais menés avec du  $\text{FeCl}_3$  à 450 mV et ce, pour les deux conditions de pH.

**Tableau 34 Rendements de solubilisation du chrome lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
$\text{H}_2\text{O}_2$	C1	1,20	39	1,17	39	0,95	31	0,95	31
	C2	0,72	27	0,68	26	0,55	21	0,63	24
	C3	1,69	56	1,72	57	1,05	35	1,01	33
	Moyenne	1,20	41 ± 10	1,19	40 ± 20	0,85	29 ± 5	0,86	29 ± 5
$\text{FeCl}_3$	C1	1,26	42	1,41	47	1,13	37	1,57	52
	C2	0,94	35	1,14	43	0,86	32	1,12	42
	C3	1,35	45	1,56	52	1,12	37	1,51	50
	Moyenne	1,19	41 ± 5	1,37	47 ± 4	1,04	36 ± 3	1,40	48 ± 5
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	C1	0,89	29	1,02	34	0,60	20	1,06	35
	C2	0,64	24	0,81	30	0,42	16	0,82	30
	C3	1,40	46	1,43	47	0,80	27	1,15	38
	Moyenne	0,98	33 ± 10	1,09	37 ± 9	0,61	21 ± 5	1,01	35 ± 4

## 8,4 Nickel

Les plus élevés rendements de solubilisation du nickel ont été obtenus lors des essais effectués à 450 mV (Tableau 35). Le pH ne semble pas influencer significativement la mise en solution du nickel du fait que les résultats obtenus à pH 2,0 sont sensiblement les mêmes que ceux obtenus à pH 2,5. Quelques rendements issus des essais de traitement avec le sulfate ferrique donnent des valeurs dépassant 100 %. Ceci peut être expliqué par l'impureté de la solution de sulfate ferrique utilisée causant une contamination en nickel des boues. La comparaison entre les résultats issus du traitement avec les deux autres agents oxydants montre que le traitement avec le chlorure ferrique est plus efficace que le traitement avec le peroxyde d'hydrogène.

Les travaux de Blais *et al.* (1992) sur la décontamination des boues biologiques, en utilisant la biolixiviation avec soufre et avec sulfate ferreux donnent des rendements de solubilisation du nickel se situant respectivement à  $79 \pm 16 \%$  et  $63 \pm 19 \%$ .

## 8,5 Plomb

Les rendements de mise en solution du plomb sont faibles pour tous les essais de lixiviation effectués à différentes conditions de pH et de POR comme le montre le Tableau 36. Ces résultats ne permettent donc pas de statuer sur l'effet du pH et du POR sur la mise en solution du plomb. Les rendements les plus élevés ont toutefois été obtenus lors des essais avec le peroxyde d'hydrogène. La faible solubilisation du plomb s'explique par la faible solubilité du sulfate de plomb. Une solubilisation plus importante de ce métal exige l'utilisation d'un acide différent de l'acide sulfurique, soit par exemple l'acide chlorhydrique ou nitrique. En effet, les travaux effectués par Blais *et al.* (1992) sur des boues biologiques, donnent de relativement semblables rendements de solubilisation du plomb. Ainsi, le traitement de biolixiviation avec soufre élémentaire a permis de calculer des rendements de  $27 \pm 21 \%$ , alors que les rendements de solubilisation du plomb obtenus pour le traitement de biolixiviation avec sulfate ferreux ne dépassent pas  $9 \pm 8 \%$ .

**Tableau 35 Rendements de solubilisation du nickel lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	0,35	39	0,38	42	0,33	37	0,34	38
	C2	0,19	23	0,15	19	0,14	17	0,20	24
	C3	0,45	43	0,48	46	0,39	38	0,37	35
	Moyenne	0,33	<b>35 ± 10</b>	0,34	<b>36 ± 15</b>	0,29	<b>30 ± 10</b>	0,30	<b>38 ± 7</b>
FeCl <sub>3</sub>	C1	0,45	50	0,42	47	0,49	54	0,66	73
	C2	0,32	39	0,42	52	0,28	35	0,38	47
	C3	0,39	37	0,60	57	0,53	50	0,67	63
	Moyenne	0,39	<b>42 ± 7</b>	0,48	<b>52 ± 5</b>	0,43	<b>46 ± 10</b>	0,57	<b>61 ± 10</b>
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	0,60	66	0,98	109	0,65	72	1,35	150
	C2	0,39	48	0,76	94	0,46	57	1,16	143
	C3	0,66	63	0,99	94	1,01	96	1,40	133
	Moyenne	0,55	<b>59 ± 10</b>	0,91	<b>99 ± 9</b>	0,71	<b>75 ± 20</b>	1,31	<b>142 ± 8</b>

**Tableau 36 Rendements de solubilisation du plomb lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	0,62	26	0,31	12	0,28	13	0,18	8
	C2	0,45	22	0,42	21	0,26	13	0,31	15
	C3	0,29	14	0,41	15	0,10	22	0,23	16
	Moyenne	0,45	<b>21 ± 6,0</b>	0,34	<b>16 ± 5,0</b>	0,34	<b>16 ± 5,0</b>	0,28	<b>13 ± 5,0</b>
FeCl <sub>3</sub>	C1	0,19	8,0	0,16	7,0	0,08	3,0	0,15	6,0
	C2	0,21	10	0,28	14	0,10	5,0	0,16	8,0
	C3	0,24	11	0,38	19	0,35	17	0,36	18
	Moyenne	0,21	<b>10 ± 2,0</b>	0,27	<b>13 ± 6,0</b>	0,17	<b>8,0 ± 7,0</b>	0,22	<b>11 ± 6,0</b>
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	0,63	27	0,32	13	0,11	5,0	0,18	8,0
	C2	0,29	14	0,41	20	0,10	5,0	0,23	11
	C3	0,29	14	0,54	26	0,58	28	0,44	21
	Moyenne	0,40	<b>18 ± 7,0</b>	0,42	<b>20 ± 6,0</b>	0,26	<b>13 ± 10</b>	0,28	<b>13 ± 7,0</b>

## 8,6 Zinc

Le zinc est un métal assez facilement solubilisé à partir des boues d'alun de la station d'épuration de la CUM. En effet, des rendements de solubilisation atteignant 94 % ont été obtenus lors des essais effectués avec le sulfate ferrique (Tableau 37). Le zinc a tendance à se solubiliser davantage lorsque des conditions de POR plus agressives sont employées. Par contre, le pH ne semble pas affecter grandement la mise en solution de ce métal.

La même tendance est observée pour les boues biologiques en utilisant les traitement de décontamination avec soufre et avec sulfate ferreux. Ainsi, des rendements de solubilisation de zinc de  $85 \pm 10$  % et  $82 \pm 12$  % ont été respectivement calculés par Blais *et al.* (1992).

**Tableau 37 Rendements de solubilisation du zinc lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	12,0	72	13,6	82	11,9	72	15,0	90
	C2	7,06	46	8,10	53	6,21	41	8,18	54
	C3	11,6	59	14,0	71	11,8	60	14,7	75
	Moyenne	10,2	<b>59 ± 10</b>	11,9	<b>69 ± 10</b>	10,0	<b>57 ± 20</b>	12,6	<b>73 ± 20</b>
FeCl <sub>3</sub>	C1	10,4	62	11,8	71	11,7	70	12,5	75
	C2	5,93	39	6,33	42	4,87	32	6,59	43
	C3	8,53	43	11,9	60	11,1	56	14,0	70
	Moyenne	8,27	<b>48 ± 10</b>	10,0	<b>58 ± 10</b>	9,23	<b>53 ± 20</b>	11,0	<b>63 ± 20</b>
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	13,1	79	16,2	97	13,8	83	17,8	107
	C2	8,43	55	11,0	73	8,27	54	12,5	82
	C3	13,3	68	16,6	84	16,2	82	18,5	94
	Moyenne	11,6	<b>67 ± 10</b>	14,6	<b>85 ± 10</b>	12,7	<b>73 ± 20</b>	16,3	<b>94 ± 10</b>



## 8,7 Aluminium

Les rendements de solubilisation de l'aluminium sont sensiblement les mêmes (entre 52 % et 62 %) pour tous les essais de lixiviation des métaux effectués à différentes conditions de pH et de POR (Tableau 38). D'autre part, les meilleurs résultats ont été obtenus pour les essais avec le peroxyde d'hydrogène. Les rendements obtenus par le procédé de lixiviation chimique sont meilleurs que ceux obtenus avec les boues biologiques traitées par les procédés de biolixiviation avec soufre (30 %) et biolixiviation avec sulfate ferreux (11 %) (Blais *et al.*, 1992).

**Tableau 38 Rendements de solubilisation de l'aluminium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	684	73	663	71	618	66	561	60
	C2	776	59	763	58	708	54	706	54
	C3	542	70	543	70	515	66	493	63
	Moyenne	667	67 ± 7	656	66 ± 7	614	62 ± 7	587	59 ± 5
FeCl <sub>3</sub>	C1	592	63	559	60	497	53	473	60
	C2	641	50	579	44	513	39	567	43
	C3	421	54	499	64	488	63	523	67
	Moyenne	551	55 ± 10	546	56 ± 10	499	52 ± 10	521	54 ± 10
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	630	67	621	66	529	56	554	59
	C2	719	55	734	56	644	49	660	50
	C3	544	70	543	70	529	68	530	68
	Moyenne	631	64 ± 8	633	64 ± 7	567	58 ± 9	581	59 ± 9

## 8,8 Fer

Les résultats obtenus concernant la mise en solution du fer ne sont significatifs que pour les essais effectués avec du peroxyde puisque les deux autres agents oxydants contiennent du fer (Tableau 39). Les meilleurs rendements (29 %) ont été obtenus pour les essais à pH 2,0 et 400 mV.

**Tableau 39 Rendements de solubilisation du fer lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	103	33	75,9	24	45,3	15	38,6	12
	C2	81,9	22	64,8	18	46,2	13	46,3	13
	C3	102	32	64,1	20	30,5	9,5	27,9	8,6
	Moyenne	95,9	<b>29 ± 6</b>	68,3	<b>21 ± 3</b>	40,7	<b>12 ± 3</b>	37,6	<b>11 ± 2</b>
FeCl <sub>3</sub>	C1	402	130	579	186	420	135	763	246
	C2	355	97,0	529	144	280	76,4	470	128
	C3	312	97,0	550	171	349	108	599	186
	Moyenne	357	<b>108 ± 19</b>	553	<b>167 ± 20</b>	350	<b>107 ± 30</b>	611	<b>187 ± 60</b>
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	506	163	924	297	493	159	998	321
	C2	520	142	905	247	441	120	912	249
	C3	488	151	714	221	644	200	721	224
	Moyenne	504	<b>152 ± 10</b>	848	<b>255 ± 40</b>	526	<b>160 ± 40</b>	877	<b>265 ± 50</b>

## 8,9 Magnésium

Les rendements de solubilisation du magnésium illustrés au Tableau 40 sont assez semblables pour tous les essais effectués aux différentes conditions de pH et de POR et également avec les trois agents oxydants. Cependant, des rendements légèrement plus élevés ont été atteints avec le peroxyde d'hydrogène.

**Tableau 40 Rendements de solubilisation du magnésium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	69,9	48	74,4	51	75,3	52	75,5	52
	C2	71,0	51	67,9	49	64,7	46	64,2	46
	C3	72,1	70	76,4	74	71,1	69	70,0	68
	Moyenne	71,0	56 ± 10	72,9	58 ± 10	70,4	56 ± 10	69,9	55 ± 10
FeCl <sub>3</sub>	C1	68,4	47	63,2	43	69,6	48	59,9	41
	C2	60,6	43	58,7	42	56,7	41	55,7	40
	C3	66,0	64	66,7	65	70,8	69	69,5	67
	Moyenne	65,0	51 ± 10	62,9	50 ± 10	65,7	52 ± 10	61,7	49 ± 20
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	69,7	48	66,6	46	57,9	40	64,2	44
	C2	66,5	48	64,9	46	60,2	43	52,9	38
	C3	71,4	69	70,8	69	70,2	68	64,5	63
	Moyenne	69,2	55 ± 10	67,4	54 ± 10	62,8	50 ± 20	60,5	48 ± 10

## 8,10 Manganèse

Les rendements de solubilisation du manganèse ne sont pas significatifs pour les essais avec le sulfate ferrique et le chlorure ferrique (Tableau 41). En effet, pour ces essais les rendements de solubilisation dépassent largement 100 %. Ceci résulte du fait que les deux solutions sont probablement contaminées par le manganèse. Des rendements de solubilisation du manganèse un peu plus élevés ont été obtenus à pH 2,0 pour le traitement avec le peroxyde d'hydrogène.

**Tableau 41 Rendements de solubilisation du manganèse lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	3,05	70	2,78	64	2,79	64	2,85	66
	C2	2,21	54	2,09	51	1,98	49	1,93	47
	C3	3,87	87	4,02	90	3,75	84	3,71	83
	Moyenne	3,04	<b>70 ± 20</b>	2,96	<b>68 ± 20</b>	2,84	<b>66 ± 20</b>	2,83	<b>65 ± 20</b>
FeCl <sub>3</sub>	C1	5,30	122	6,99	161	6,86	158	8,92	205
	C2	4,33	106	5,31	130	4,45	109	6,29	154
	C3	4,59	103	7,16	160	7,00	157	8,90	199
	Moyenne	4,74	<b>110 ± 10</b>	6,49	<b>150 ± 20</b>	6,10	<b>141 ± 30</b>	8,03	<b>186 ± 30</b>
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	7,01	152	11,7	268	8,83	188	17,5	403
	C2	6,20	152	10,9	268	7,66	188	15,8	388
	C3	7,89	177	12,3	276	13,9	311	19,4	435
	Moyenne	7,03	<b>163 ± 10</b>	11,6	<b>271 ± 5</b>	10,1	<b>234 ± 70</b>	17,6	<b>409 ± 20</b>

## 8,11 Phosphore

Contrairement aux autres métaux vus jusqu'à présent, la solubilisation du phosphore et des éléments nutritifs n'est guère désirable puisque les boues destinées à la valorisation agricole doivent garder leurs propriétés fertilisantes. Des rendements plus faibles de solubilisation du phosphore ont été obtenus pour les essais effectués à pH 2,5 en comparaison aux essais à pH 2,0 (Tableau 42). Le POR semble peu affecter la mise en solution du phosphore, excepté pour le traitement avec le sulfate ferrique. L'utilisation du chlorure ferrique permet la meilleure rétention du phosphore dans les boues de la CUM, alors que le peroxyde est fort peu efficace à ce niveau, puisque plus de 60 % du phosphore est solubilisé à pH 2,0 et plus de 44 % à pH 2,5.

**Tableau 42 Rendements de solubilisation du phosphore lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	310	68	288	64	226	50	219	48
	C2	290	57	276	54	216	42	218	43
	C3	247	63	241	62	172	44	164	42
	Moyenne	282	63 ± 6	268	60 ± 5	205	45 ± 4	200	44 ± 3
FeCl <sub>3</sub>	C1	76,8	17	33,6	7,4	9,50	2,1	29,9	6,6
	C2	71,0	14	48,8	2,1	10,9	2,4	12,3	9,6
	C3	135	35	52,0	13	10,7	2,7	21,2	5,4
	Moyenne	94,4	22 ± 10	44,8	10 ± 3	10,3	2,3 ± 0,4	21,1	4,8 ± 2
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	96,6	21	114	25	13,5	3,0	102	23
	C2	121	24	185	36	15,0	3,0	99,7	20
	C3	98,6	25	119	30	47,0	12	129	33
	Moyenne	105	23 ± 2	139	31 ± 6	25,2	6,0 ± 5,0	110	25 ± 7

## 8,12 Soufre

Les résultats présentés au Tableau 43 montrent des concentrations assez élevées de soufre dans les filtrats obtenus lors de la lixiviation des métaux. Ceci est dû à l'ajout de l'acide sulfurique requis pour l'acidification des boues. Des teneurs plus faibles ont été observées lors des tests avec le chlorure ferrique. Ce phénomène peut être expliqué par une consommation moindre d'acide sulfurique lors de l'emploi de chlorure ferrique, puisque la solution de ce réactif contient une concentration élevée d'acide chlorhydrique libre.

**Tableau 43** Concentration du soufre dans le filtrat lors des essais de lixiviation des boues de la CUM

Oxydants	Boues	pH 2,0		pH 2,5	
		POR 400 mV	POR 450 mV	POR 400 mV	POR 450 mV
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	2800	2600	2300	2300
	C2	2800	2700	2200	2200
	C3	2300	2300	1800	1800
	Moyenne	2600	2500	2100	2100
FeCl <sub>3</sub>	C1	2100	1600	1400	900
	C2	2000	1700	1500	1200
	C3	2000	1600	1400	1200
	Moyenne	2000	1600	1000	1100
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	3000	3400	2600	3400
	C2	3100	3900	2500	3300
	C3	2600	3000	2600	3200
	Moyenne	2900	3400	2600	3300

## 8,13 Calcium

Le Tableau 44 présente les rendements de mise en solution du calcium lors des essais de lixiviation des métaux. Les résultats obtenus sont relativement semblables pour toutes les conditions de pH et de POR testées, ainsi que par utilisation des différents agents oxydants. Une solubilisation très marquée de cet élément est constatée lors de l'application du procédé de décontamination des boues, ce qui fait en sorte que la teneur en calcium devrait être réduite significativement dans les boues décontaminées. Par contre, cette perte de calcium devrait être en bonne partie compensée par l'ajout de chaux nécessaire pour la neutralisation des boues avant leur application sur les terres agricoles.

**Tableau 44 Rendements de solubilisation du calcium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	1900	61	1800	59	1800	59	1900	61
	C2	1700	61	1700	59	1100	39	1600	57
	C3	1900	82	1900	84	1800	81	1800	81
	Moyenne	1800	68 ± 10	1800	67 ± 10	1600	60 ± 20	1800	66 ± 10
FeCl <sub>3</sub>	C1	1700	56	1600	52	1200	39	1600	51
	C2	1500	54	1500	52	1500	51	1500	51
	C3	1700	77	1800	78	1900	82	1800	81
	Moyenne	1700	62 ± 10	1600	61 ± 20	1500	57 ± 20	1600	61 ± 20
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	1700	55	1600	53	1600	53	1700	56
	C2	1600	57	1600	55	1500	53	1400	50
	C3	1900	82	1800	81	1900	82	1800	80
	Moyenne	1700	64 ± 20	1700	63 ± 20	1700	62 ± 20	1700	62 ± 20

## 8,14 Sodium

Le sodium ne constitue certes pas un élément important dans le suivi des caractéristiques des boues traitées. De plus, les résultats des essais effectués sous diverses conditions de pH et de POR et traités avec les différents agents oxydants sont semblables (Tableau 45). Des rendements de solubilisation fort élevés se situant entre 81 % et 92 % ont été obtenus lors des différents tests de décontamination.

**Tableau 45 Rendements de solubilisation du sodium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	103	68	95,0	66	98,9	65	108	71
	C2	77,5	69	74,8	64	72,1	65	70,9	59
	C3	80,2	136	85,4	145	80,8	137	82,6	140
	Moyenne	86,9	91 ± 40	85,0	92 ± 50	83,9	89 ± 40	87,1	92 ± 40
FeCl <sub>3</sub>	C1	86,1	57	91,5	60	93,5	62	93,1	61
	C2	65,8	59	67,9	61	66,7	60	67,5	61
	C3	78,9	134	76,1	129	85,2	145	83,8	142
	Moyenne	76,9	83 ± 40	78,5	83 ± 40	81,8	89 ± 50	81,5	88 ± 50
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	99,9	66	93,8	62	94,3	62	89,6	60
	C2	71,0	64	68,6	61	66,9	60	67,5	60
	C3	80,5	137	79,8	136	82,6	140	73,4	125
	Moyenne	83,8	89 ± 10	80,7	86 ± 40	81,3	88 ± 50	76,8	81 ± 40

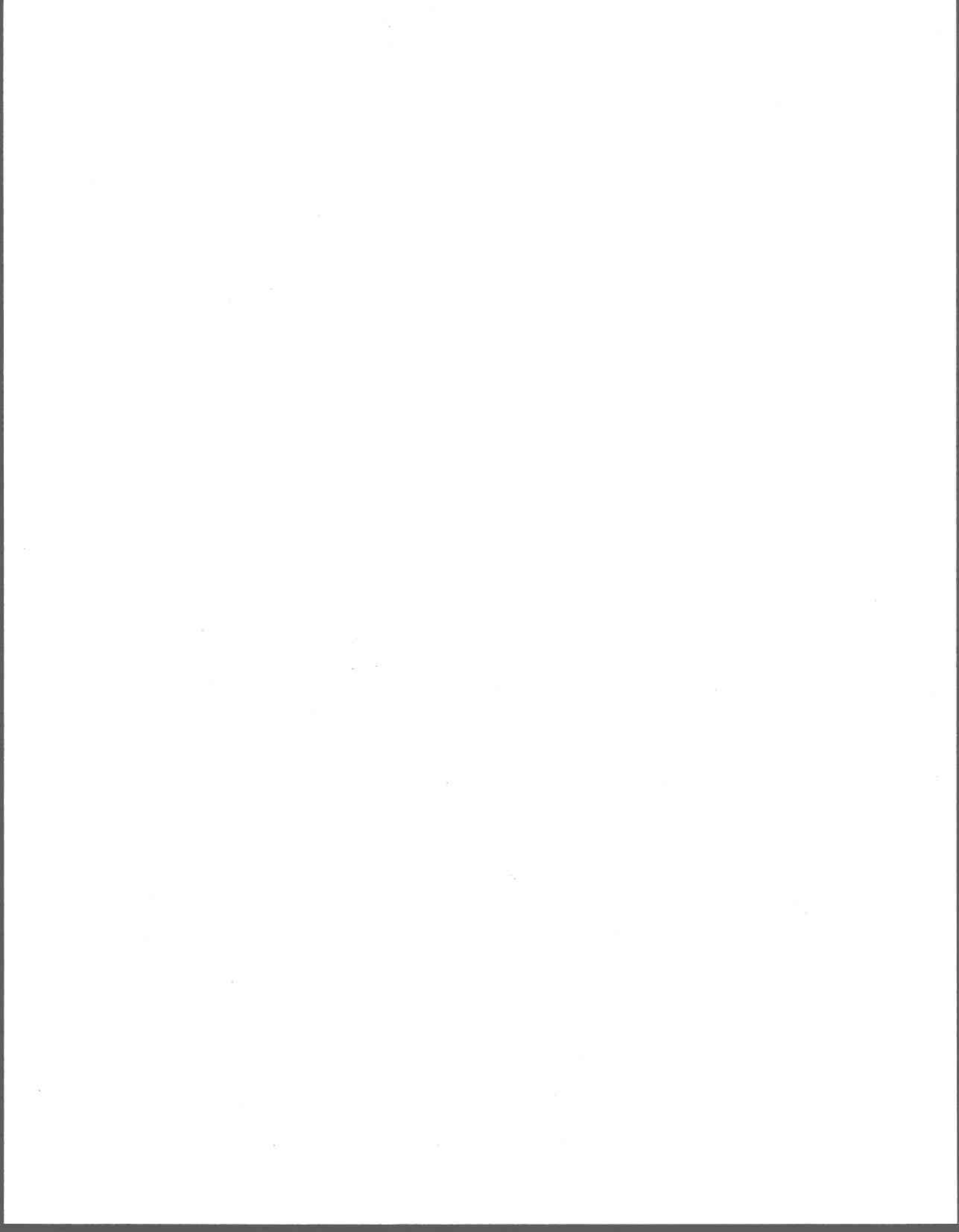


## 8,15 Potassium

La conservation du potassium dans les boues décontaminées est souhaitable puisque cet élément joue un rôle important au point de vue agronomique. Similairement aux résultats obtenus pour le sodium, les rendements de solubilisation du potassium sont presque les mêmes pour les essais effectués aux différentes conditions de pH et de POR et également avec les différents agents oxydants (Tableau 46). Une solubilisation importante du potassium, soit entre 60 % et 70 %, survient suite à l'application du procédé de décontamination des boues. Il faut toutefois noter que cet élément est très soluble et qu'il est déjà solubilisé en bonne partie avant l'application du procédé.

**Tableau 46 Rendements de solubilisation du potassium lors des essais de lixiviation des boues de la CUM**

Oxydants	Boues	pH 2,0				pH 2,5			
		POR 400 mV		POR 450 mV		POR 400 mV		POR 450 mV	
		(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)	(mg/L)	(%)
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	C1	93,8	61	83,7	55	86,7	57	91,2	60
	C2	73,5	54	68,4	51	66,4	49	65,1	48
	C3	74,8	93	79,0	99	72,6	91	74,8	94
	Moyenne	80,7	<b>70 ± 20</b>	77,0	<b>68 ± 20</b>	75,2	<b>66 ± 30</b>	77,0	<b>67 ± 20</b>
FeCl <sub>3</sub>	C1	74,9	49	77,6	51	80,1	52	81,1	53
	C2	60,0	44	61,1	45	58,7	43	60,6	45
	C3	70,0	88	70,1	84	75,0	94	73,8	92
	Moyenne	68,3	<b>60 ± 20</b>	68,6	<b>60 ± 20</b>	71,3	<b>63 ± 30</b>	71,9	<b>63 ± 30</b>
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	C1	88,3	58	83,5	55	81,8	53	81,2	53
	C2	66,7	49	65,3	48	60,6	45	63,0	47
	C3	73,9	92	73,8	92	76,5	96	68,8	86
	Moyenne	76,3	<b>66 ± 20</b>	74,2	<b>65 ± 20</b>	73,0	<b>65 ± 30</b>	71,0	<b>62 ± 20</b>



## **9 UTILISATION CONJOINTE DES AGENTS OXYDANTS**

Dans le but de trouver un meilleur compromis entre le coût des produits consommés, la performance au niveau de l'enlèvement des métaux toxiques et la préservation des propriétés fertilisantes des boues de la CUM, des essais de lixiviation ont été effectués en utilisant conjointement les deux agents oxydants les plus intéressants, soit le chlorure ferrique et le peroxyde d'hydrogène. Rappelons que les boues de la station de la CUM sont des boues physico-chimiques précipitées à l'alun.

### **9,1 Consommation des produits**

La présente section porte sur la quantité des produits chimiques nécessaires au traitement des boues de la station d'épuration de la CUM en utilisant conjointement les deux agents oxydants, le peroxyde d'hydrogène et le chlorure ferrique

Le Tableau 47 présente les données de consommation et de coût associées aux produits chimiques utilisés pour la lixiviation chimique des métaux lors des essais effectués à différentes conditions. Des coûts moyens en produits (acide + oxydant) variant entre  $45,2 \pm 4,6$  \$/tbs et  $53,2 \pm 7,7$  \$/tbs et entre  $45,8 \pm 2,2$  \$/tbs et  $51,3 \pm 2,1$  \$/tbs ont été calculés respectivement pour les tests effectués à 425 mV et 450 mV.

Pour les essais effectués seulement avec du  $H_2O_2$ , des coûts moyens s'élevant à  $37,4 \pm 4,5$  \$/tbs et  $39,1 \pm 3,8$  \$/tbs ont été déterminés respectivement pour les essais à 425 mV et 450 mV. D'autre part, des coûts de  $47,2 \pm 5,4$  \$/tbs et  $54,9 \pm 7,4$  \$/tbs ont été établis pour les essais effectués avec du  $FeCl_3$  seulement.

La comparaison des coûts associés aux produits chimiques utilisés lors des essais effectués avec seulement un agent oxydant et ceux utilisant conjointement deux agents oxydants montre que le procédé avec le peroxyde seul est le plus économique, suivi de l'utilisation conjointe des deux agents oxydants. L'emploi du chlorure ferrique seul représente l'option de traitement la plus coûteuse.

**Tableau 47 Coût et consommation des produits lors des essais de lixiviation des boues avec l'utilisation conjointe du FeCl<sub>3</sub> et du H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>**

Oxy 1	POR 1 (mV)	Oxy 2	POR 2 (mV)	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>		FeCl <sub>3</sub>		H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>		Total (\$/tbs)
				(\$/tbs)	(Kg/tbs)	(\$/tbs)	(Kg/tbs)	(\$/tbs)	(Kg/tbs)	
FeCl <sub>3</sub>	425			19,2	223	28,0	33,0			47,2
		H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	425	23,2	270			14,2	8,34	37,4
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	325	FeCl <sub>3</sub>	425	21,1	245	23,4	27,6	5,68	3,34	50,2
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	375	FeCl <sub>3</sub>	425	21,9	254	14,4	16,9	9,01	5,30	45,2
FeCl <sub>3</sub>	325	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	425	21,3	248	12,5	14,8	13,1	7,68	46,9
FeCl <sub>3</sub>	375	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	425	20,0	233	16,6	19,6	16,6	9,76	53,2
FeCl <sub>3</sub>	450			15,6	181	39,3	46,3			54,9
		H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	450	21,3	248			17,8	10,5	39,1
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	325	FeCl <sub>3</sub>	450	17,9	209	30,5	35,9	2,86	1,68	51,3
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	375	FeCl <sub>3</sub>	450	18,2	211	25,8	30,3	7,32	4,30	51,3
FeCl <sub>3</sub>	325	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	450	19,4	225	10,2	12,0	16,2	9,54	45,8
FeCl <sub>3</sub>	375	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	450	17,9	209	16,0	18,8	16,6	9,73	50,5

## 9,2 Enlèvement des métaux

Les Tableaux 48 et 49 présentent les concentrations et les rendements de solubilisation des métaux mesurés dans les filtrats des boues ayant subi un traitement conjoint au chlorure ferrique et au peroxyde d'hydrogène. Pour l'ensemble des métaux analysés, les rendements de solubilisation pour les tests effectués en utilisant conjointement du chlorure ferrique et du peroxyde d'hydrogène, sont assez comparables à ceux calculés pour les essais effectués avec un des deux agents oxydants dans les mêmes conditions de pH et de POR.

L'utilisation conjointe des deux oxydants permet toutefois de mieux conserver le phosphore dans la fraction solide des boues. Il pourrait donc être envisageable d'opérer le

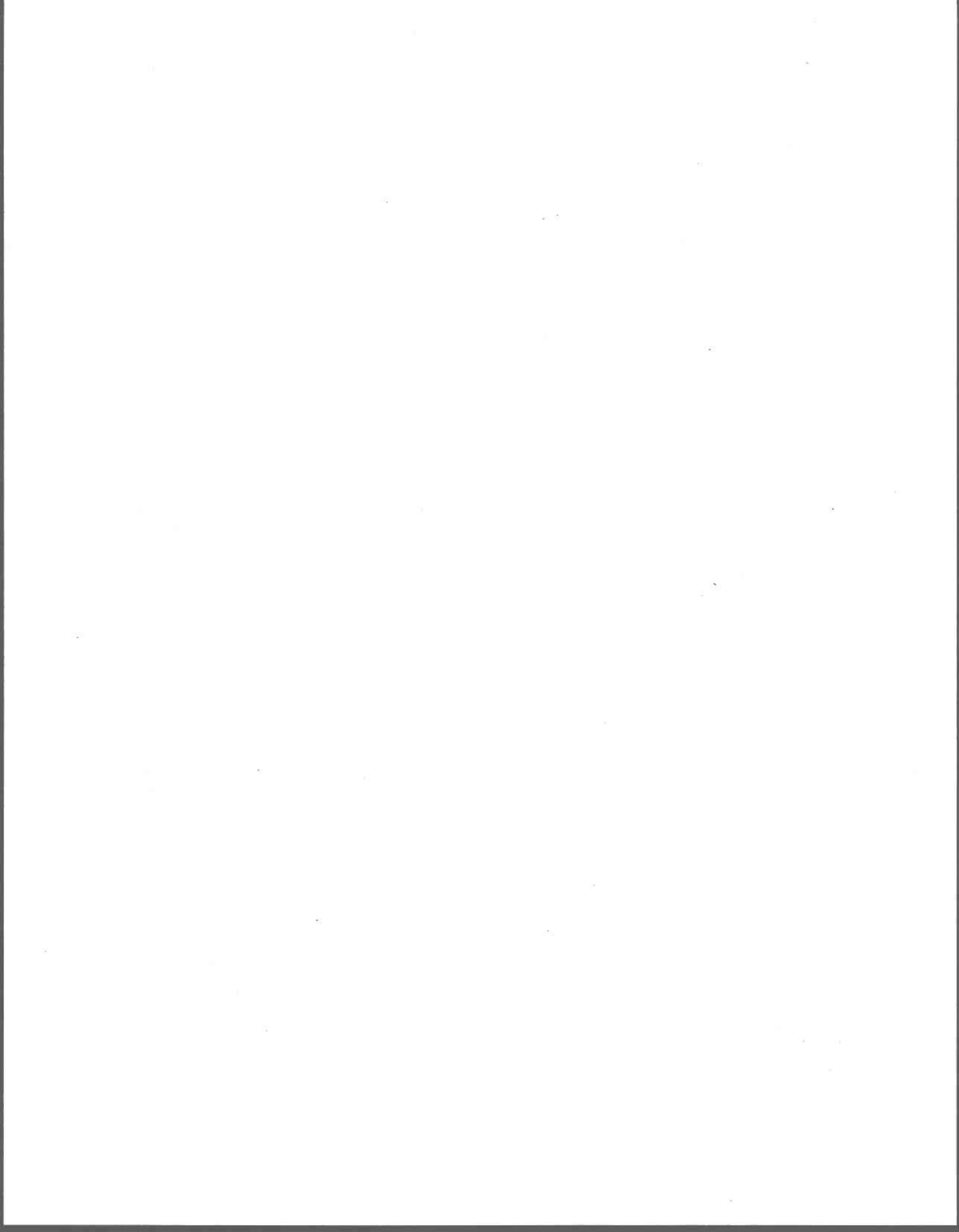
procédé de décontamination en utilisant principalement le peroxyde d'hydrogène (moins coûteux), mais en ajoutant une quantité suffisante de chlorure ferrique pour maintenir les teneurs en phosphore en solution à un niveau acceptable. Il est également souhaitable de réduire au minimum l'emploi de chlorure ferrique de manière à diminuer la production de résidu métallique lors de l'étape de précipitation des métaux.

**Tableau 48 Concentrations (mg/L) des métaux dans les filtrats recueillis lors des essais de lixiviation des boues avec l'utilisation conjointe du FeCl<sub>3</sub> et du H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>**

Oxy 1	POR 1 (mV)	Oxy 2	POR 2 (mV)	S	P	Al	K	Ca	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
FeCl <sub>3</sub>	425	-	-	1620	36,4	530	54,5	2480	1,25	397	0,48	6,17	15,9	0,17	0,59
-	-	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	425	1850	182	529	51,3	2420	1,08	41,1	0,32	0,59	14,2	0,15	0,22
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	325	FeCl <sub>3</sub>	425	2260	47,3	684	75,2	2890	1,79	331	0,93	7,96	19,2	0,17	0,34
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	375	FeCl <sub>3</sub>	425	1790	57,5	472	62,1	1860	1,15	167	0,48	4,48	13,5	0,16	0,27
FeCl <sub>3</sub>	325	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	425	2000	71,2	508	75,4	1900	1,22	85,8	0,58	3,65	14,1	0,16	0,28
FeCl <sub>3</sub>	375	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	425	1750	30,9	509	64,9	1810	1,03	101	0,49	5,08	13,3	0,14	0,19
FeCl <sub>3</sub>	450	-	-	1640	82,7	557	73,5	1950	1,51	484	0,56	7,16	17,6	0,16	0,24
-	-	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	450	1890	144	556	72,6	1950	1,31	169	0,46	4,89	17,6	0,17	0,34
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	325	FeCl <sub>3</sub>	450	1770	48,7	557	73,9	1970	1,69	563	0,62	9,52	17,1	0,17	0,35
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	375	FeCl <sub>3</sub>	450	1740	33,5	559	67,2	1930	1,52	368	0,60	8,39	15,9	0,16	0,26
FeCl <sub>3</sub>	325	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	450	1850	62,2	554	70,7	1910	1,18	60,1	0,47	4,80	14,1	0,16	0,22
FeCl <sub>3</sub>	375	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	450	1380	20,8	408	47,4	1750	1,26	70,3	0,60	4,23	11,6	0,14	0,26

**Tableau 49 Rendements (%) de solubilisation des métaux lors des essais de lixiviation des boues avec l'utilisation conjointe du FeCl<sub>3</sub> et du H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>**

Oxy 1	POR 1	Oxy 2	POR 2	P	Al	K	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
	(mV)		(mV)										
FeCl <sub>3</sub>	425	-	-	7,7 ± 2,9	59 ± 5,4	48 ± 2,5	41 ± 4,2	117 ± 10	57 ± 8,7	37 ± 7,7	62 ± 7,8	50 ± 6,1	30 ± 17
-	-	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	425	38 ± 0,7	60 ± 1,7	45 ± 1,4	35 ± 3,9	12 ± 0,8	38 ± 25	3,5 ± 1,6	55 ± 3,5	44 ± 2,9	12 ± 2,8
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	325	FeCl <sub>3</sub>	425	10 ± 2,8	77 ± 26	66 ± 36	58 ± 17	98 ± 36	110 ± 36	47 ± 20	75 ± 30	49 ± 4,5	18 ± 2,9
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	375	FeCl <sub>3</sub>	425	12 ± 4,7	53 ± 0,1	55 ± 3,0	38 ± 4,3	49 ± 10	56 ± 15	27 ± 3,8	53 ± 2,6	48 ± 4,5	14 ± 2,7
FeCl <sub>3</sub>	325	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	425	15 ± 5,4	57 ± 0,01	66 ± 1,1	40 ± 7,1	25 ± 3,3	68 ± 26	22 ± 6,8	55 ± 0,5	46 ± 1,7	15 ± 4,0
FeCl <sub>3</sub>	375	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	425	6,5 ± 1,2	57 ± 0,03	57 ± 2,7	34 ± 3,4	30 ± 0,7	58 ± 11	30 ± 4,0	52 ± 3,6	42 ± 1,7	10 ± 1,7
FeCl <sub>3</sub>	450	-	-	17 ± 19	62 ± 0,02	65 ± 3,8	49 ± 11	140 ± 110	66 ± 27	43 ± 24	69 ± 3,9	46 ± 4,5	13 ± 3,0
-	-	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	450	30 ± 24	62 ± 0,2	64 ± 4,1	43 ± 2,7	50 ± 56	55 ± 17	30 ± 19	69 ± 11	49 ± 12	18 ± 2,8
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	325	FeCl <sub>3</sub>	450	10 ± 0,8	62 ± 0,02	65 ± 1,9	55 ± 3,4	166 ± 12	72 ± 6	57 ± 5,5	67 ± 4,3	50 ± 1,7	18 ± 6,0
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	375	FeCl <sub>3</sub>	450	7,1 ± 2,3	62 ± 0,4	59 ± 1,6	50 ± 4,7	108 ± 11	71 ± 1	50 ± 7,2	62 ± 4,2	48 ± 1,7	14 ± 3,7
FeCl <sub>3</sub>	325	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	450	13 ± 3,6	62 ± 1,9	62 ± 11	38 ± 2,1	18 ± 4,8	55 ± 5	29 ± 5,3	55 ± 4,2	46 ± 1,7	12 ± 1,1
FeCl <sub>3</sub>	375	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	450	4,4 ± 1,8	46 ± 25	42 ± 18	41 ± 24	21 ± 2,0	70 ± 34	25 ± 7,2	45 ± 4,2	42 ± 1,7	14 ± 9,3





## 10. CINÉTIQUE DE LIXIVIATION

L'effet du temps sur la lixiviation des métaux dans les boues de la station d'épuration de la CUM a été évalué en effectuant des essais d'une durée de 4 h à différentes conditions de pH et de POR en prélevant des échantillons à chaque heure, lesquels ont été filtrés et analysés.

Les Figures 7 à 26 présentent la variation des rendements de solubilisation des métaux toxiques et des éléments nutritifs en fonction du temps. Pour les tests à des valeurs de POR de 400 et 450 mV, plusieurs conditions de pH ont été étudiées (1,5, 2,0, 2,5 et 3,0). De même, pour les tests effectués à pH 2,0 et 2,5 plusieurs conditions de POR ont été évaluées (350, 400, 450 et 500 mV).

Les métaux les plus problématiques dans les boues de la CUM sont le cuivre et le cadmium. La mise en solution du cuivre semble dépendre essentiellement du POR comme le montre la Figure 19, les rendements obtenus à POR 450 mV sont plus élevés que ceux obtenus à POR 400 mV. Aussi, la solubilisation du cuivre semble diminuer à bas pH, ce qui est confirmé dans la Figure 20. Ainsi, à pH 2,5 les rendements de solubilisation obtenus sont meilleurs que ceux obtenus à pH 2,0. La lixiviation du cuivre commence dès l'ajustement du pH et du POR et se produit en grande partie au bout des deux premières heures. Ensuite, elle continue à augmenter progressivement dans le temps.

Pour le cadmium, il est difficile de constater à partir des courbes obtenues une tendance générale. Cependant, une légère dépendance du pH est remarquée, des rendements de solubilisation plus élevés sont atteints à bas pH. Le POR ne semble pas trop affecté la mise en solution du cadmium. Le relargage du cadmium semble atteindre le maximum au bout des deux premières heures et demeure stable ou légèrement descendant le reste du temps.

La solubilisation du plomb se produit essentiellement après l'ajustement du pH et du POR. Une légère augmentation des rendements de solubilisation est observée dans le temps. La mise en solution du plomb dépend essentiellement du POR comme illustré aux

Figures 25 et 26. Il en est de même pour le zinc (Figures 21 et 22) excepté pour le pH où une meilleure solubilisation du zinc est obtenue pour des valeurs élevées de pH. La solubilisation du zinc s'effectue en majeure partie après deux heures de réaction et continue à augmenter légèrement le reste du temps. De même pour le nickel, la mise en solution augmente progressivement dans le temps et de bons rendements sont calculés à des POR élevés comme le montrent les Figures 17 et 18.

Pour ce qui des autres métaux, la cinétique de leur apparition en solution ne suit pas toujours le même patron. Ainsi, la solubilisation du magnésium ne semble dépendre ni du pH ni du POR et elle se produit assez rapidement, les Figures 7 et 8 indiquent qu'après l'ajustement du pH et du POR, des rendements maximaux de mise en solution sont obtenus, ces derniers restent sensiblement constants dans le temps. La solubilisation de l'aluminium dans le temps suit le même patron que le magnésium. De meilleurs rendements sont obtenus à des POR élevés 450 mV alors que le pH ne semble pas influencer significativement cette solubilisation.

Les Figures 11 et 12 présentent la solubilisation du phosphore en fonction du temps. Pour la majorité des essais la solubilisation maximale du phosphore est atteinte à la première heure et demeure sensiblement stable. La mise en solution du phosphore est très dépendante du pH et augmente considérablement à bas pH. Pour ce qui des autres éléments nutritifs, la solubilisation du calcium et du potassium se fait rapidement au bout de la première heure et demeure constante le reste du temps. De meilleurs rendements sont obtenus à de hautes valeurs de POR.

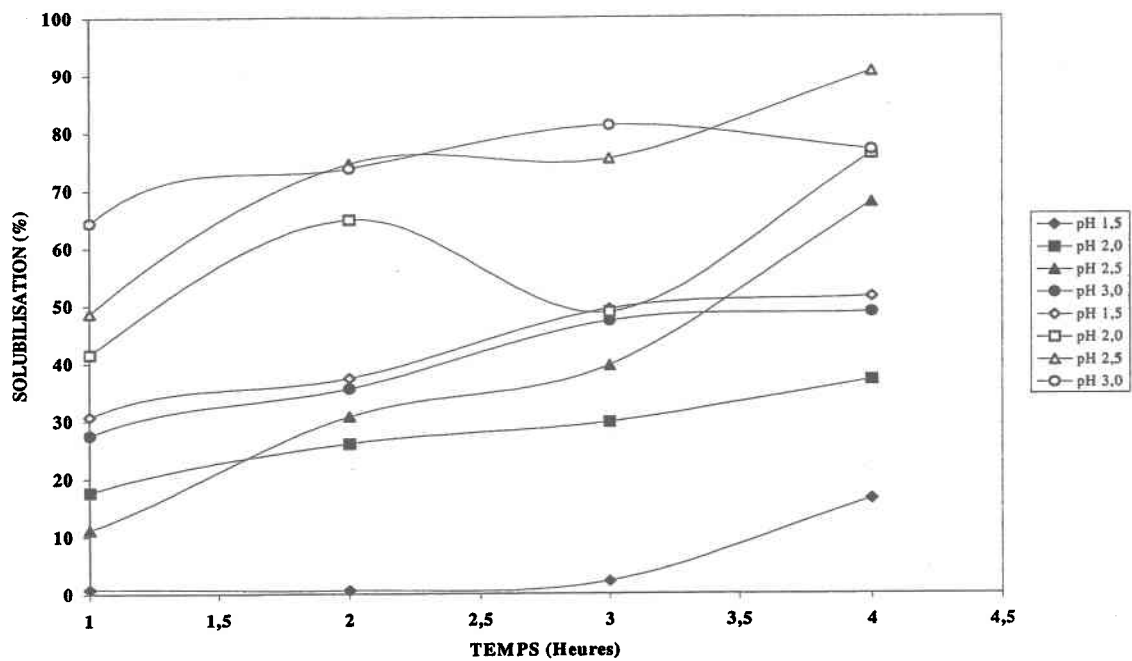


Figure 9 Cinétique de solubilisation du cuivre à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (○)

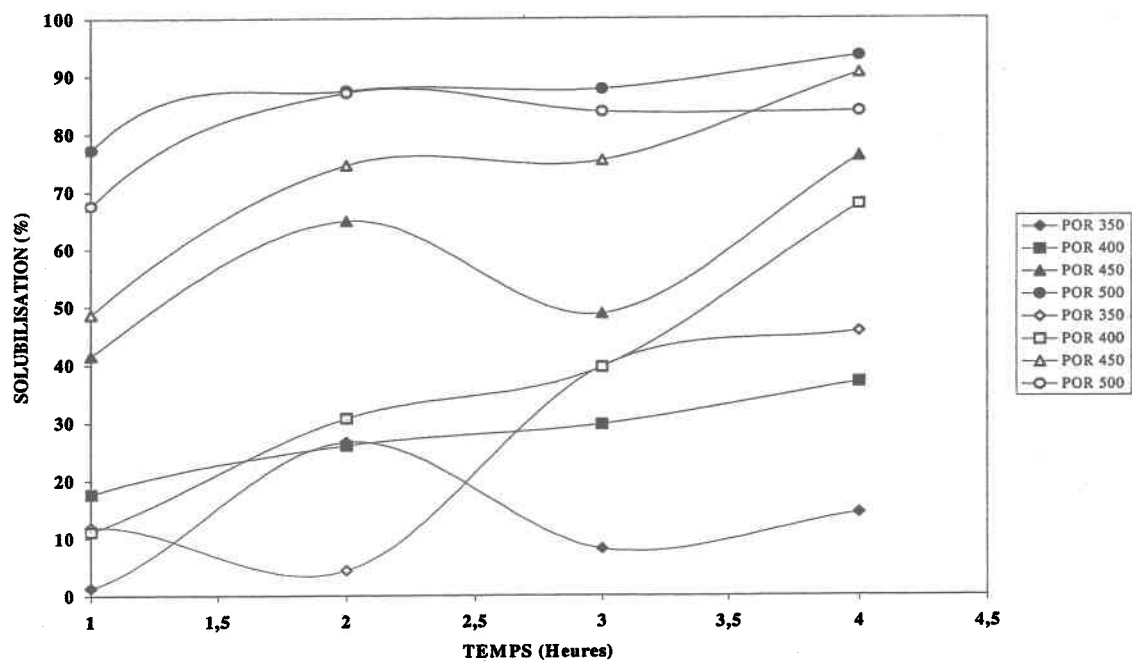


Figure 10 Cinétique de solubilisation du cuivre à pH 2,0 (●) et 2,5 (○)

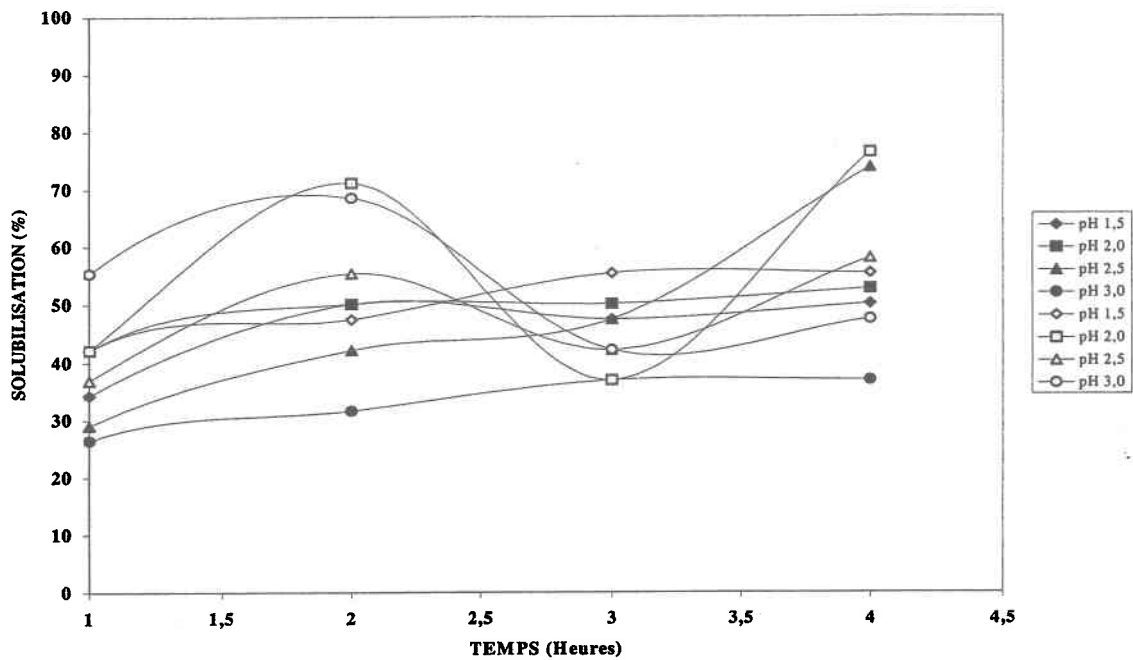


Figure 11 Cinétique de solubilisation du cadmium à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◊)

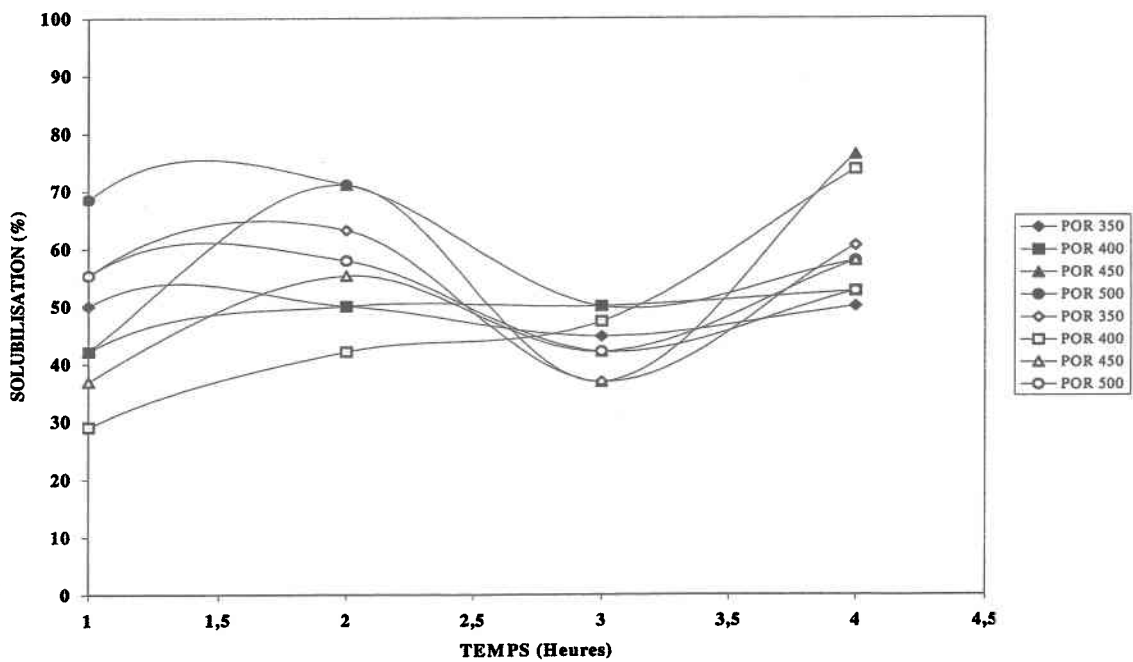


Figure 12 Cinétique de solubilisation du cadmium à pH 2,0 (●) et 2,5 (◊)

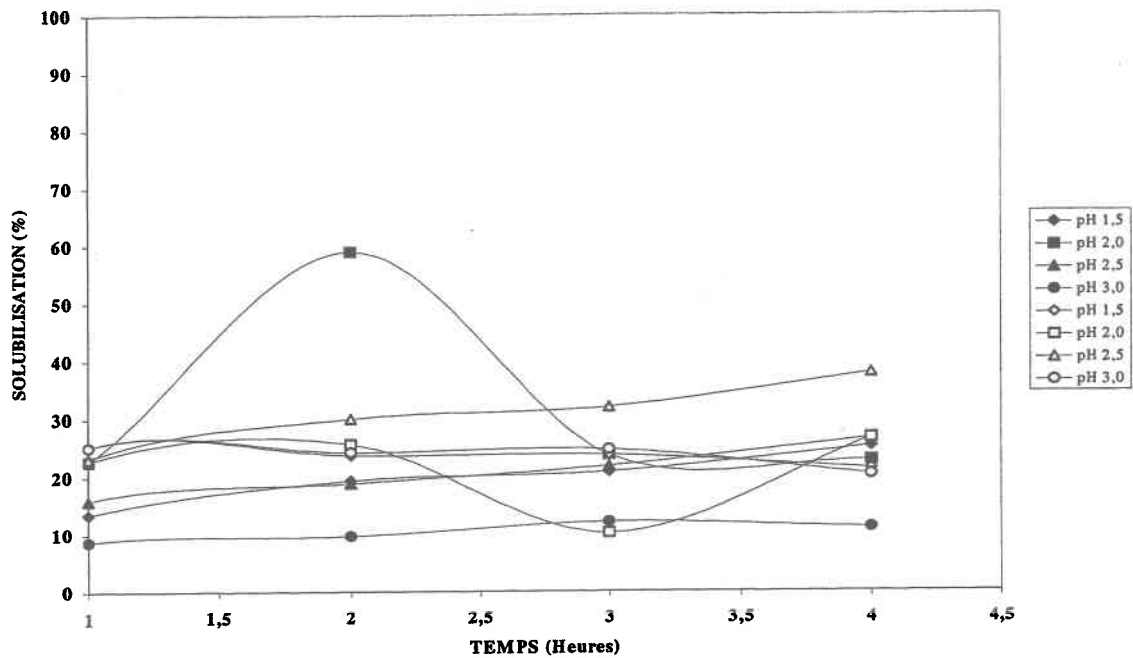


Figure 13 Cinétique de solubilisation du plomb à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (○)

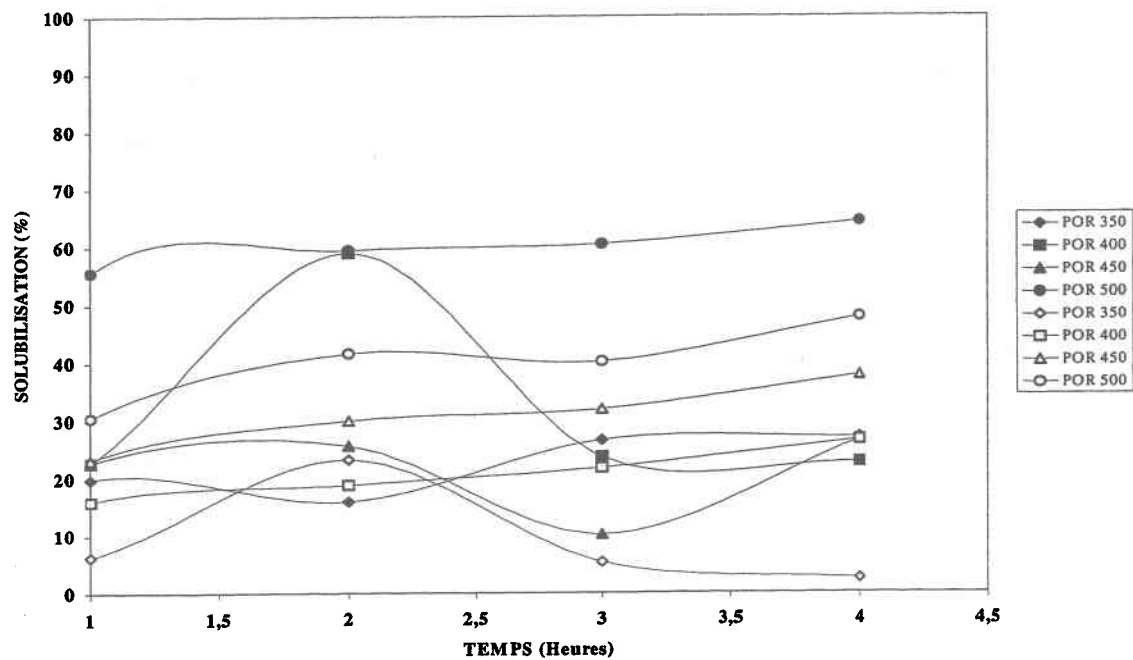


Figure 14 Cinétique de solubilisation du plomb à pH 2,0 (●) et 2,5 (○)

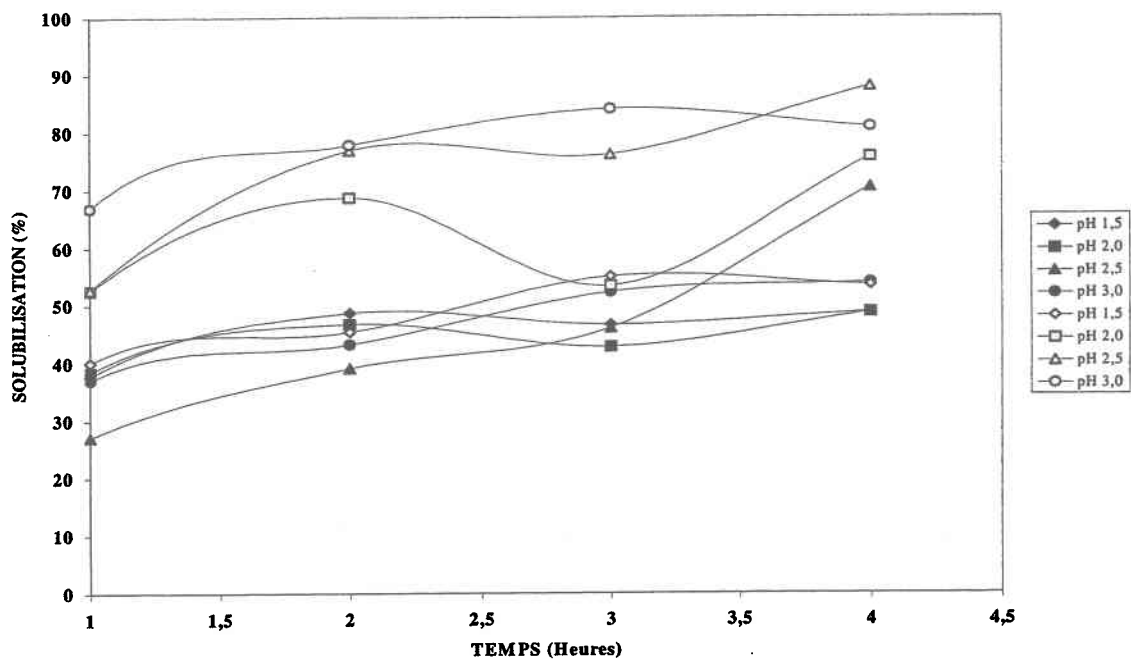


Figure 15 Cinétique de solubilisation du zinc à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (○)

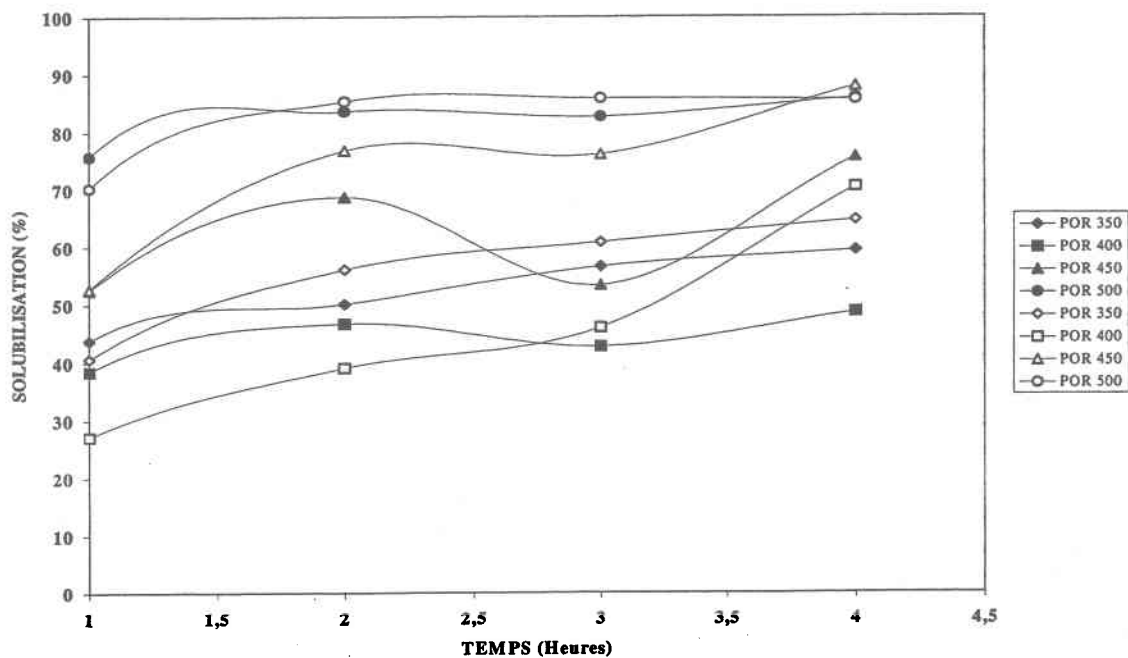
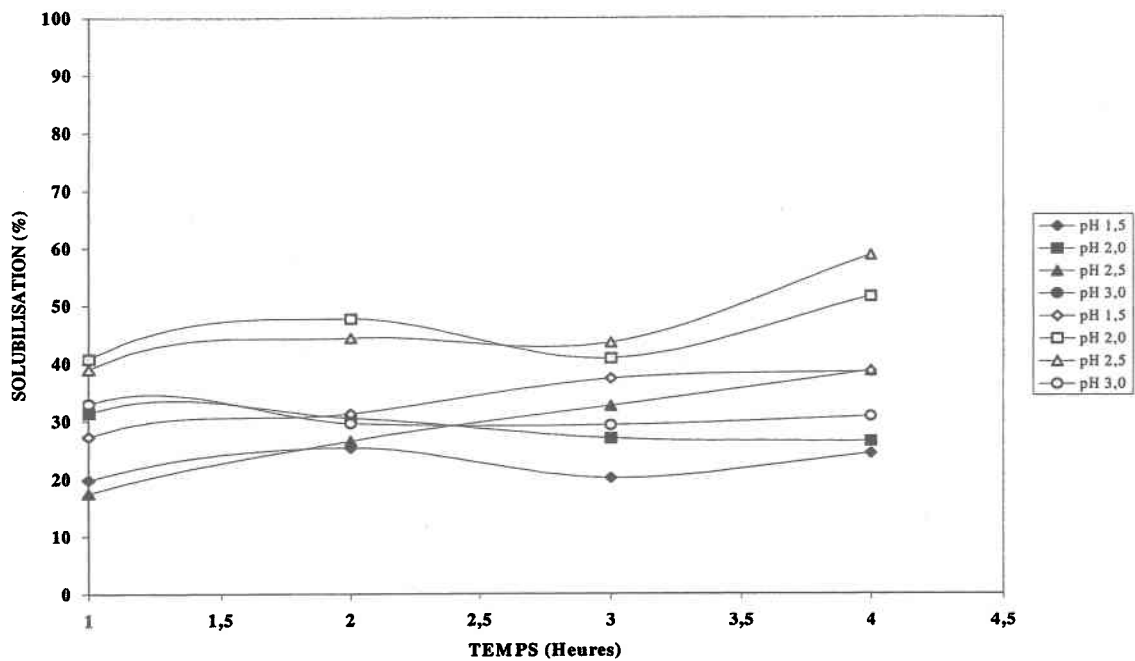
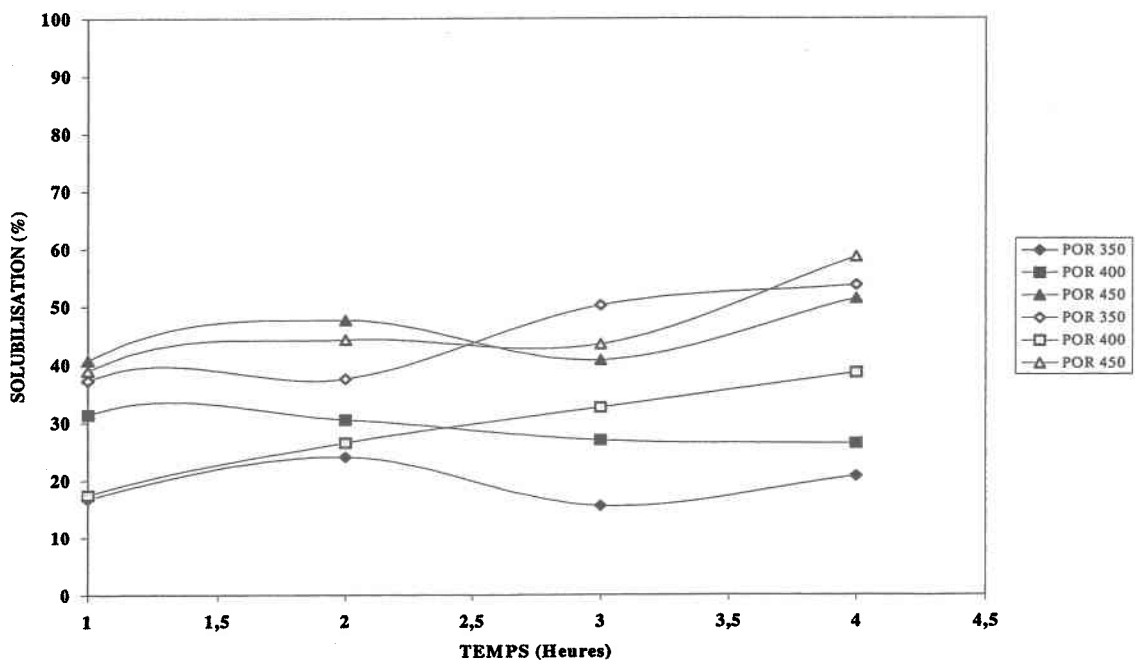


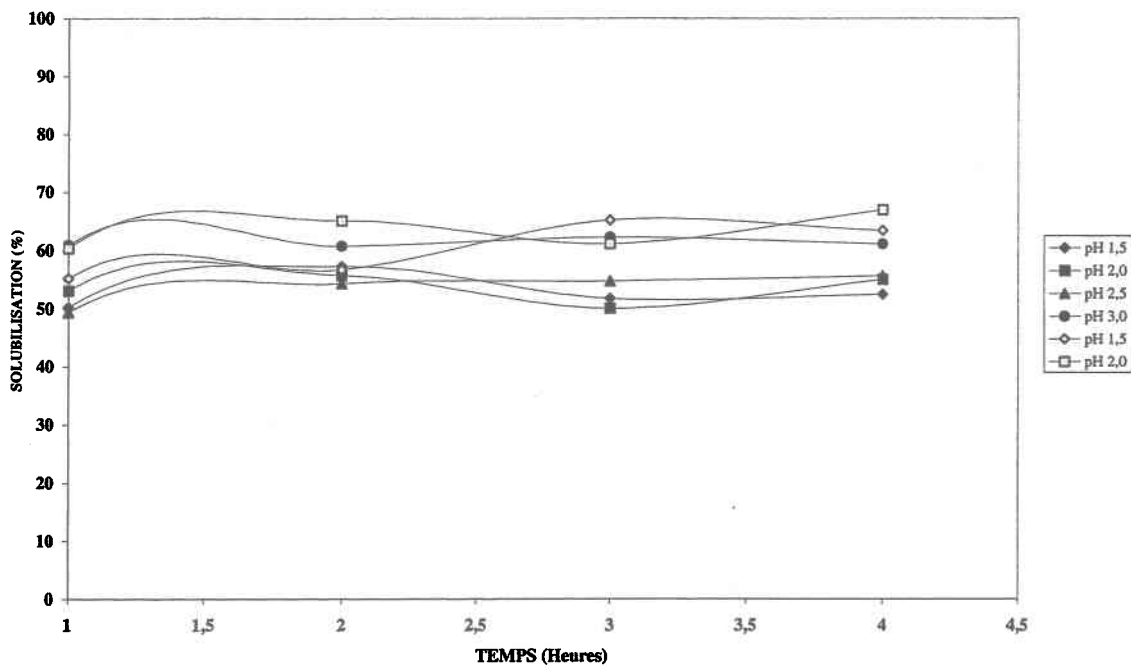
Figure 16 Cinétique de solubilisation du zinc à pH 2,0 (●) et 2,5 (○)



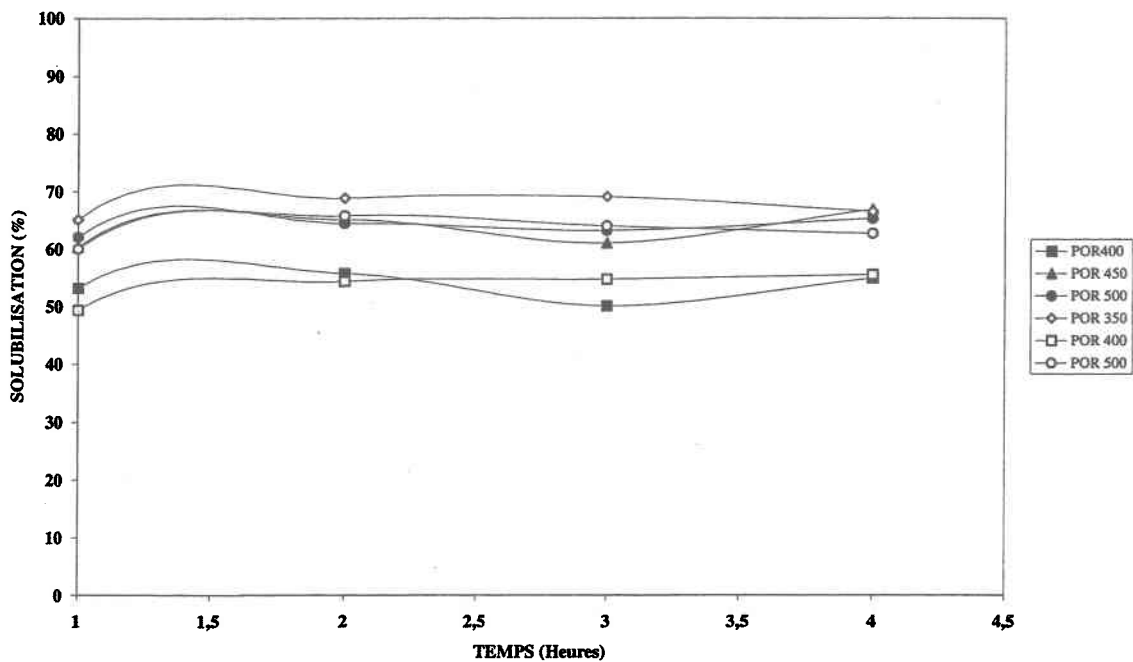
**Figure 17** Cinétique de solubilisation du nickel à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (◊)



**Figure 18** Cinétique de solubilisation du nickel à pH 2,0 (●) et 2,5 (◊)

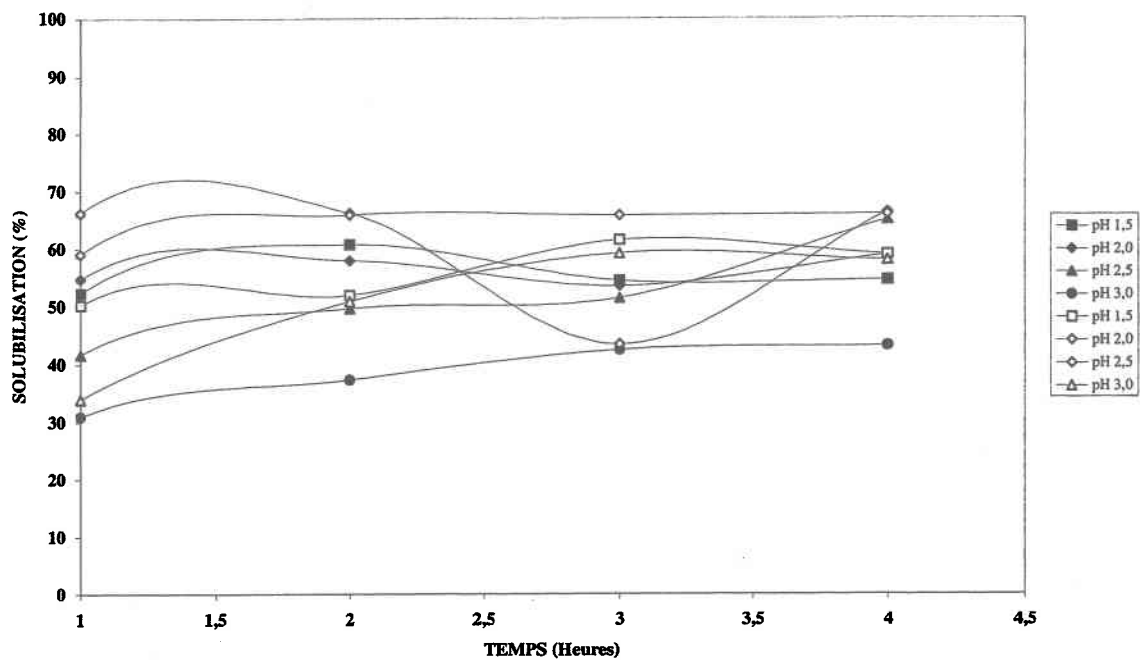


**Figure 19** Cinétique de solubilisation du magnésium à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (■)

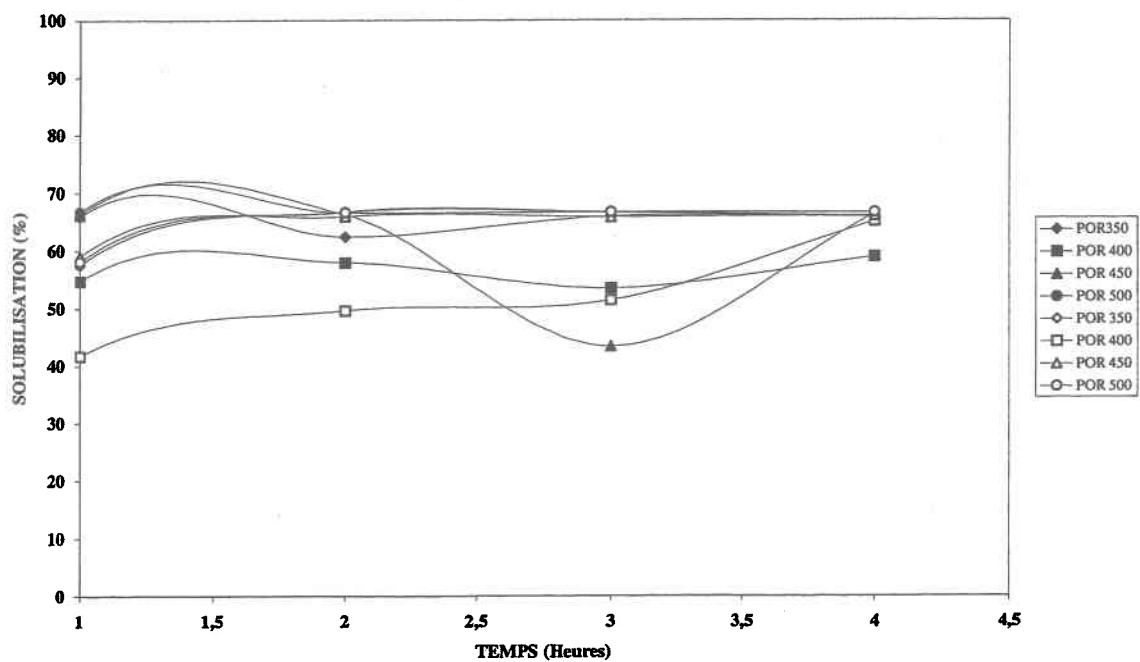


**Figure 20** Cinétique de solubilisation du magnésium à pH 2,0 (●) et 2,5 (■)

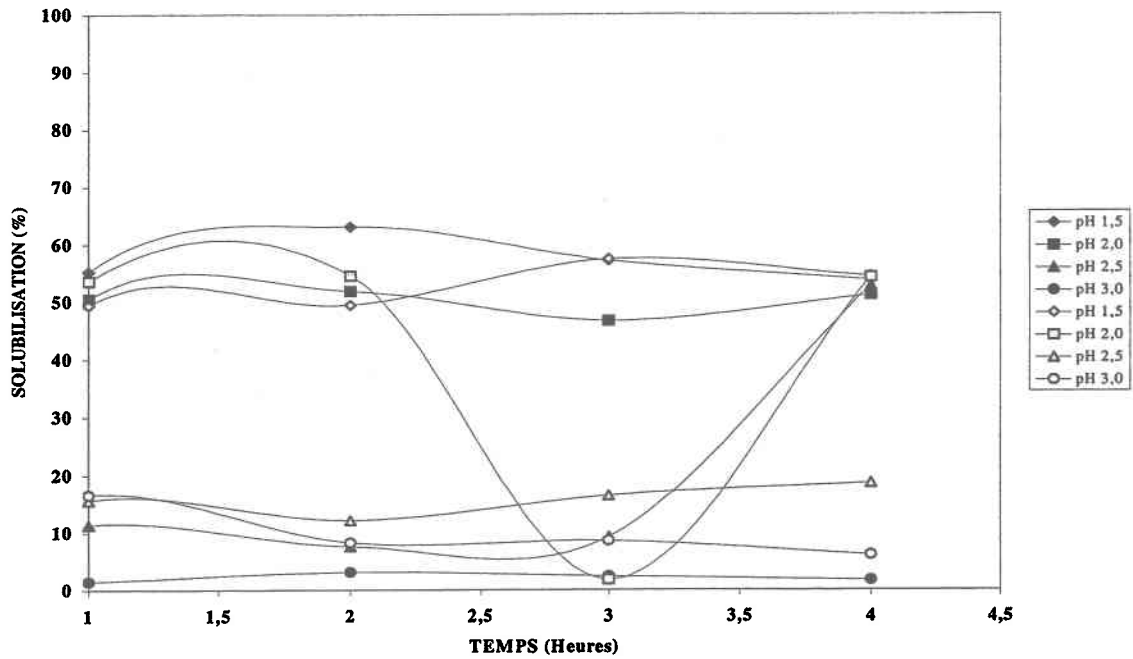




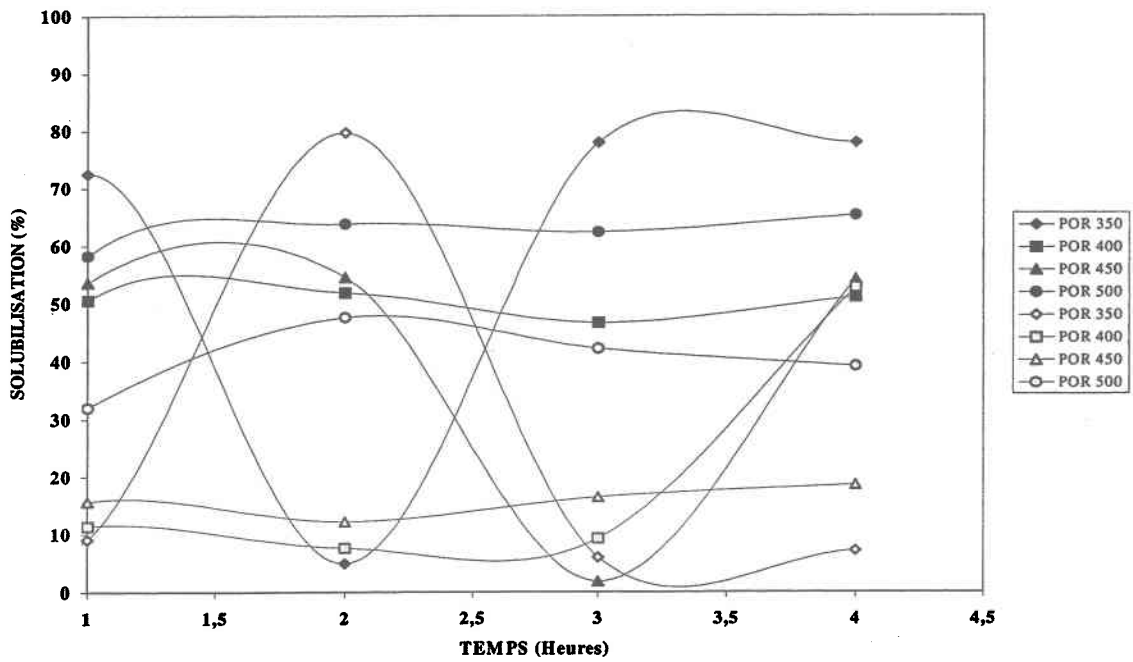
**Figure 21** Cinétique de solubilisation de l'aluminium à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (○)



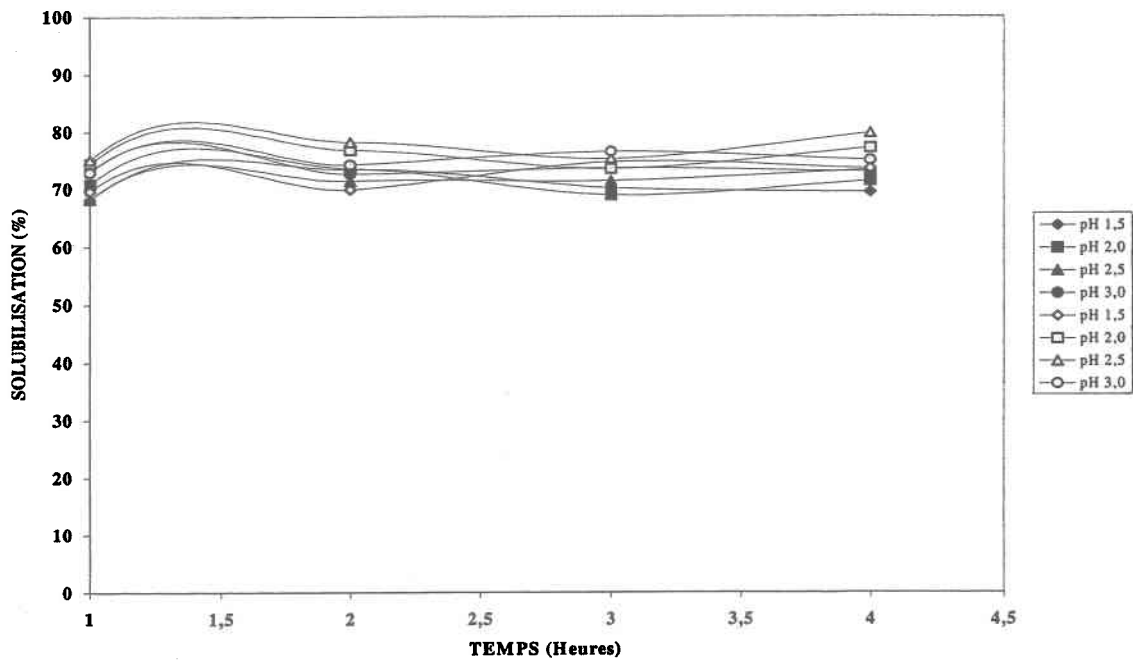
**Figure 22** Cinétique de solubilisation de l'aluminium à pH 2,0 (●) et 2,5 (○)



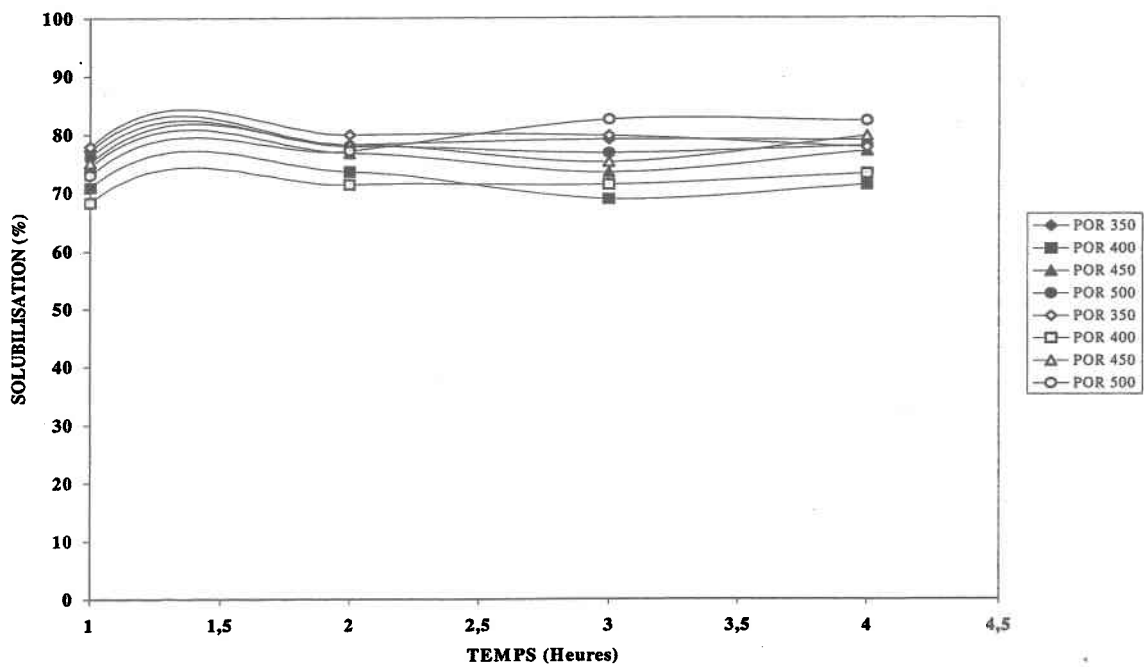
**Figure 23** Cinétique de solubilisation du phosphore à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (○)



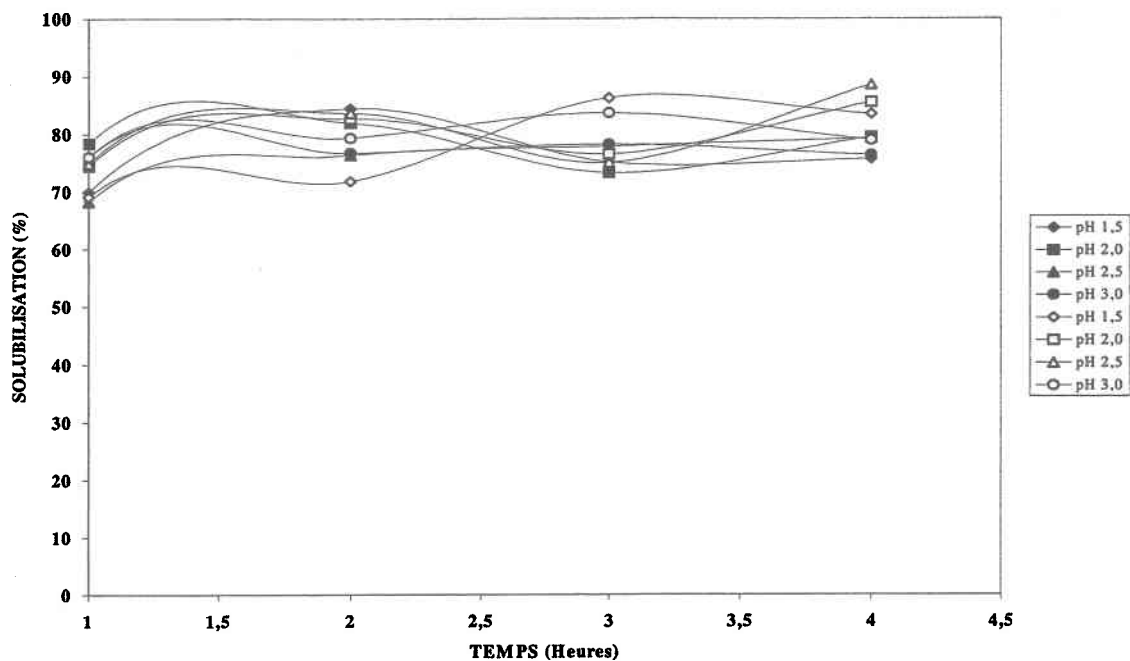
**Figure 24** Cinétique de solubilisation du phosphore à pH 2,0 (●) et 2,5 (○)



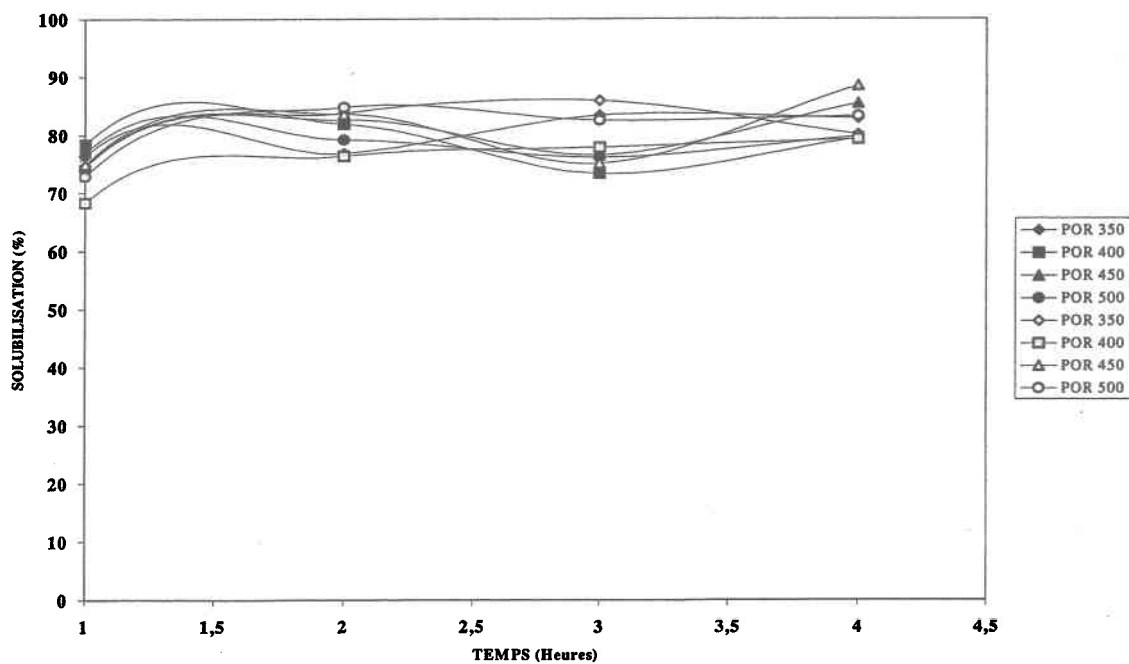
**Figure 25** Cinétique de solubilisation du calcium à POR 400(mV) (●) et 450(mV) (○)



**Figure 26** Cinétique de solubilisation du calcium à pH 2,0 (●) et 2,5 (○)



**Figure 27** Cinétique de solubilisation du potassium à POR 400 (mV) (●) et 450 (mV) (◐)



**Figure 28** Cinétique de solubilisation du potassium à pH 2,0 (●) et 2,5 (◐)

## CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le procédé chimique de décontamination des boues est réalisé en utilisant l'acide sulfurique ainsi qu'un agent oxydant qui permet de hausser les conditions oxydantes du milieu et ainsi accélérer la solubilisation des métaux contenus dans la fraction solide des boues. Des études technico-économiques et de performances de trois agents oxydants ainsi qu'une association de ceux ci ont été effectuées à différentes conditions de pH et de potentiel d'oxydoréduction.

Les ajouts d'acide et d'oxydant lors de la décontamination des boues doivent être ajustés de manière à appliquer des conditions assez agressives pour permettre la solubilisation des métaux toxiques tout en évitant, le plus possible, la solubilisation des éléments fertilisants des boues. L'ajout des produits chimiques est également sujet à des contraintes économiques. Les conditions de pH et de potentiel d'oxydoréduction (POR) maintenues durant les essais de décontamination des boues se situent entre pH (2,0 et 2,5) et POR (400 et 450 mV).

La solubilisation des différents éléments et métaux présents dans les boues est liée aux conditions de pH et de POR appliquées et une période de traitement de 2 à 4 h est requise pour l'obtention de rendements satisfaisants d'enlèvement des métaux.

La mise en solution du cuivre, métal problématique dans les boues de la CUM, dépend essentiellement des conditions oxydantes du milieu et semble relativement indépendante du pH. De meilleurs rendements de solubilisation du cuivre sont obtenus pour les traitements avec les sels de fer (68 %) comparé à des rendements de (38 %) pour le traitement au peroxyde d'hydrogène.

La solubilisation du cadmium, deuxième métal qui pose un problème quant à la valorisation des boues de la CUM, dépend davantage du pH que du POR. Une meilleure solubilisation du cadmium a été obtenue pour les essais avec le peroxyde d'hydrogène (72 %) qu'avec ceux obtenus pour les traitements avec les sels de fer (64 %).

Une difficile solubilisation du chrome a été observée. En effet, pour l'ensemble des essais effectués les rendements de solubilisation ne dépassent pas 48 %.

Pour le nickel, le traitement avec le chlorure ferrique est plus efficace que le traitement avec le peroxyde d'hydrogène. La solubilisation du nickel ne semble pas dépendre significativement du pH.

Les rendements de mise en solution du plomb sont faibles pour l'ensemble des essais et les résultats obtenus ne permettent donc pas de statuer sur l'effet du pH et du POR sur la mise en solution du plomb. Les rendements les plus élevés ont toutefois été obtenus lors des essais avec le peroxyde d'hydrogène. La faible solubilisation du plomb s'explique par la faible solubilité du sulfate de plomb. Une solubilisation plus importante de ce métal exige l'utilisation d'un acide différent de l'acide sulfurique, soit par exemple l'acide chlorhydrique ou nitrique.

Le zinc est un métal assez facilement solubilisé. En effet, des rendements de solubilisation atteignant 94 % ont été obtenus lors des essais effectués avec le sulfate ferrique. Le zinc a tendance à se solubiliser davantage lorsque des conditions de POR plus agressives sont employées. Par contre, le pH ne semble pas affecter grandement la mise en solution de ce métal.

Les rendements de solubilisation de l'aluminium sont sensiblement les mêmes pour tous les essais effectués à différentes conditions de pH et de POR. D'autre part, le traitement au peroxyde d'hydrogène donne de meilleurs résultats. Le même patron est observé pour le magnésium.

Les mesures de phosphore en solution varient avec le type d'agent oxydant utilisé. Ainsi, le traitement au peroxyde d'hydrogène semble solubiliser beaucoup de phosphore, soit un rendement variant de 44 % à 63 %, contrairement aux procédés utilisant les sels de fer qui permettent une faible mise en solution du phosphore soient des rendements variant de 2 % à 31 %. Cette faible solubilisation du phosphore peut être expliquée par la formation d'un précipité de phosphate ferrique attribuable à la présence en concentration élevée du fer.

En ce qui concerne le potassium, une solubilisation importante de ce dernier est observée pour tous les essais effectués avec différents agents oxydants, soit entre 60 % et 70 %. Il faut toutefois noter que cet élément est très soluble et qu'il est déjà solubilisé en bonne partie avant l'application du procédé.

Les mesures de calcium dans les boues démontrent que cet élément est aussi partiellement solubilisé dans les boues lors du traitement. Il faut noter que la perte de calcium dans les boues devrait être compensée par l'ajout de chaux nécessaire à la neutralisation des boues avant leur valorisation sur les terres.

Évidemment, l'utilisation d'acide sulfurique dans les boues résulte en une augmentation significative de la teneur en soufre dans le filtrat acide. Des concentrations de soufre plus élevés sont obtenues pour le traitement au sulfate ferrique, alors que des valeurs moins importantes ont été observées pour le traitement au chlorure ferrique étant donné la consommation moindre d'acide sulfurique.

Les essais de décontamination réalisés au cours de la présente recherche ont permis de montrer qu'il est possible de réduire les teneurs en métaux toxiques dans les boues de la CUM et ce, de manière qu'elles soient aptes à la valorisation agricole. Toutefois, il faut signaler que les boues physico-chimiques de la CUM sont particulièrement difficiles à décontaminer puisque les rendements d'enlèvement des métaux, ou encore les rendements de solubilisation des métaux, sont en général plus faibles que ceux obtenus préalablement sur des boues biologiques de stations d'épuration municipales.

Des coûts moyens variant de  $9,3 \pm 6,0$  \$/tbs à  $23,0 \pm 8,0$  \$/tbs, de  $14,7 \pm 4,7$  \$/tbs à  $29,3 \pm 5,2$  \$/tbs et de  $34,3 \pm 8,5$  \$/tbs à  $127,0 \pm 51,0$  \$/tbs ont été calculés respectivement lors de l'utilisation de  $H_2O_2$ ,  $FeCl_3$  et  $Fe_2(SO_4)_3$ . Le coût attribuable à la consommation d'acide est de  $21,5 \pm 0,7$  \$/tbs à  $22,5 \pm 1,9$  \$/tbs, de  $13,6 \pm 2,1$  \$/tbs à  $18,3 \pm 4,3$  \$/tbs et de  $16,4 \pm 2,9$  \$/tbs à  $20,7 \pm 3,9$  \$/tbs respectivement pour les procédés utilisant  $H_2O_2$ ,  $FeCl_3$  et  $Fe_2(SO_4)_3$ . Une consommation moindre d'acide sulfurique est requise lors du traitement au chlorure ferrique, laquelle est attribuable à la présence de l'acide chlorhydrique dans la solution de chlorure ferrique. La comparaison de la consommation des trois agents oxydants montre que le produit le plus intéressant au point de vue

économique est le peroxyde d'hydrogène suivi par le chlorure ferrique. D'autre part, la consommation et, par conséquent, le coût du sulfate ferrique sont très élevés par rapport à ceux des autres produits chimiques.

Les essais effectués au laboratoire sur des boues issues d'un traitement au sel d'aluminium (alun) montrent une moins importante consommation de peroxyde d'hydrogène par rapport aux tests réalisés à l'échelle du pilote industriel sur des boues issues d'un traitement au chlorure ferrique. Ce phénomène s'explique par le fait que le peroxyde d'hydrogène ajouté sur aux boues traitées au chlorure ferrique sert en grande partie à oxyder l'ion ferreux présent dans les boues en ion ferrique. Ainsi, le coût du traitement de décontamination des boues traitées à l'alun est relativement moins cher que celui des boues traitées au chlorure ferrique.

Le procédé utilisant l'association des deux agents oxydants a été évalué afin de pouvoir tirer profit du coût moins élevé du peroxyde d'hydrogène et du potentiel de conservation des propriétés fertilisantes du chlorure ferrique. Ainsi, les coûts des produits chimiques consommés avec ce procédé ont été calculés et des valeurs moyennes en produits (acide + oxydant) variant entre 45,2 et 53,2 \$/tbs et entre 45,8 et 51,3 \$/tbs pour les tests effectués respectivement à 425 mV et 450 mV. En comparaison, des coûts variant entre 37,4 et 39,1 \$/tbs et entre 47,2 et 54,9 \$/tbs ont été estimés pour les essais réalisés en utilisant un seul agent oxydant, respectivement le peroxyde d'hydrogène et le chlorure ferrique.

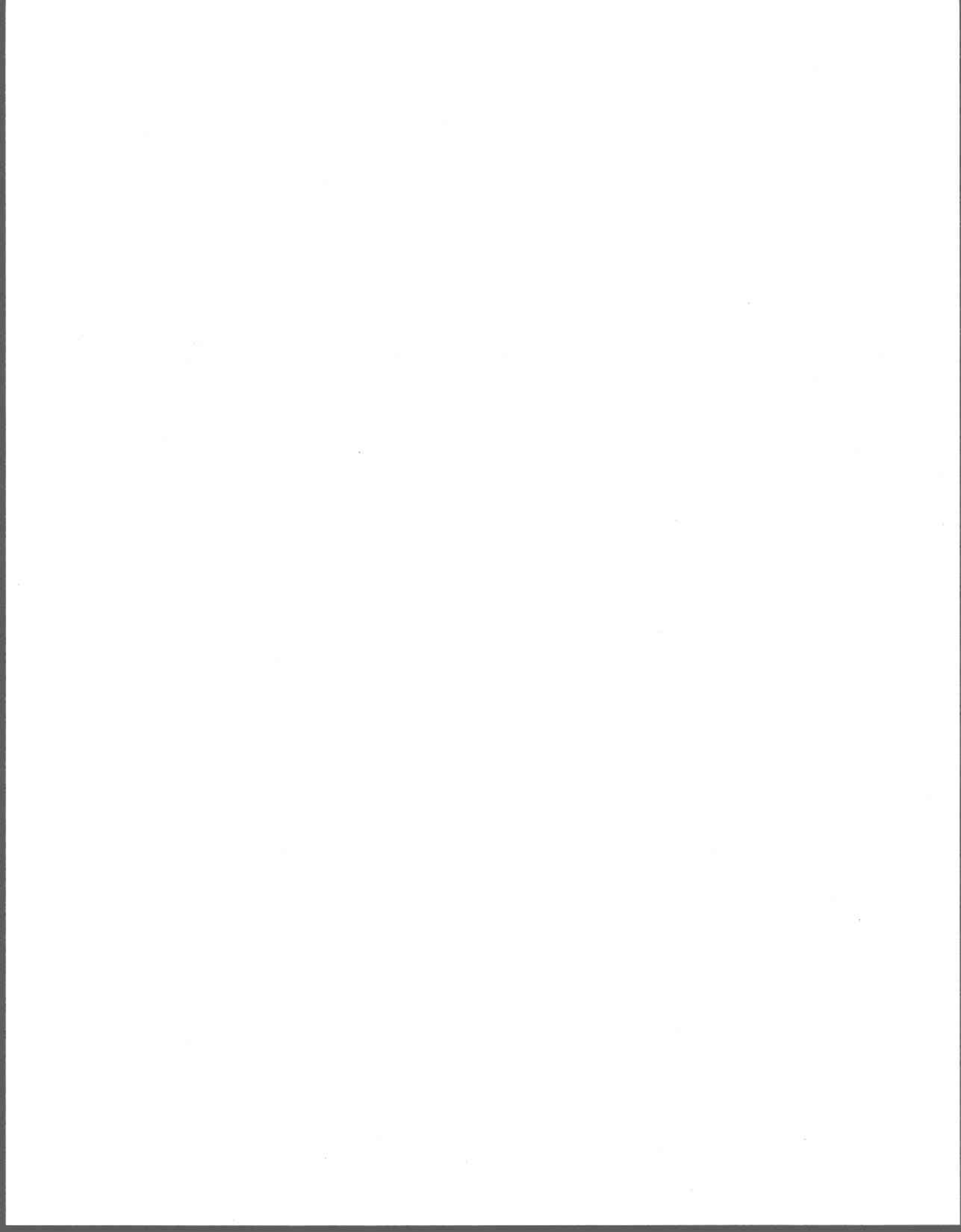
Pour l'ensemble des métaux analysés, les rendements de solubilisation pour les tests effectués en utilisant conjointement du chlorure ferrique et du peroxyde d'hydrogène, sont assez comparables à ceux calculés pour les essais effectués avec un des deux agents oxydants dans les mêmes conditions de pH et de POR.

L'utilisation conjointe des deux oxydants permet toutefois de mieux conserver le phosphore dans la fraction solide des boues. Il pourrait donc être envisageable d'opérer le procédé de décontamination en utilisant principalement le peroxyde d'hydrogène (moins coûteux), mais en ajoutant une quantité suffisante de chlorure ferrique pour maintenir les teneurs en phosphore en solution à un niveau acceptable. Il est également souhaitable de



réduire au minimum l'emploi de chlorure ferrique de manière à diminuer la production de résidu métallique lors de l'étape de précipitation des métaux.

Cette étude a montré la performance d'un procédé chimique pour la décontamination de boues d'épuration urbaines issues d'un traitement physico-chimique à l'alun. Les efforts ultérieurs de recherche devraient porter sur une étude plus approfondie de l'option d'un traitement utilisant conjointement deux oxydants, soit le peroxyde d'hydrogène et le chlorure ferrique. Finalement, il serait également intéressant d'évaluer la performance du procédé pour le traitement de boues d'épuration générées par un traitement biologique, puisque ce type de boues est très largement produit dans les stations d'épuration municipales.



## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 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.
- Alloway B.J. et A.P. Jackson (1991)** *The behavior of heavy metals in sewage sludge-amended soils.* Sci. Total Environment **100**, 151-176.
- APHA (1989)** *Standards Methods for Examination of Water and Wastewaters.* 17<sup>e</sup> éd., Am. Public Health Assoc., Washington, DC, États-Unis.
- Association Québécoise des Techniques de l'Environnement (1995)** *Répertoire 1995-1995 sur les produits et services dans le domaine de l'eau et de l'environnement.* AQTE, Montréal, Québec, Canada, 312 pages.
- 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.
- Ballay D. et J.F. Blais (1998)** *Le traitement des eaux usées.* Rev. Sci. Eau No. spécial, 77-86.
- Becker N.S., W.J. Chen, R.J. Eldredge et S.A. Swinton (1989)** *Recovery of heavy metals from municipal and industrial wastewaters with magnetic ion exchange resins.* 12th International Symposium of Wastewater Treatment, 20 et 21 nov., Montréal, Québec, Canada, pp. 77-95.
- Benmoussa H, P.G.C. Campbell, R.D. Tyagi et J.F. Blais (1994)** *Lixiviation biologique des métaux toxiques et stabilisation des boues municipales.* Wat. Pollut. Res. J. Can. **29**, 39-52.

- Blais J.F., J.L. Sasseville, J.P. Raboud, G. Mercier, M. Lounès, M. Chartier et N. Meunier** (2000) *Étude du procédé METIX pour l'enlèvement des odeurs et des métaux dans la chaîne de production des granules de boues dans la station d'épuration de la CUM en vue de leur valorisation*. INRS-Eau, Université du Québec, Rapport de recherche No R-556, Sainte-Foy, Québec, Canada, 101 pages.
- Blais J.F. et J.L. Sasseville** (1997) *Analyse technico-économique des procédés de décontamination des boues d'épuration municipales*. Vecteur Environ. **30(3)**, 25-39.
- Blais J.F., N. Meunier, J.L. Sasseville et R.D. Tyagi** (1993a) *Les procédés de décontamination des boues d'épuration municipales*. Projet de R & D: PMC-1 (partie B), Rapport final, J.F. Blais, N. Meunier et J.L. Sasseville (éditeurs), novembre, INRS-Eau, Université du Québec, 7 volumes et 3 annexes.
- Blais J.F., R.D. Tyagi et J.C. Auclair** (1992a) *Bioleaching of metals from sewage sludge by sulfur-oxidizing bacteria*. J. Environ. Eng. Div. ASCE **118(5)**, 690-707.
- Blais J.F., R.D. Tyagi et J.C. Auclair** (1993b) *Metals removal from sewage sludge by indigenous iron-oxidizing bacteria*. J. Environ. Sci. Health **A28(2)**, 443-467.
- Blais J.F., R.D. Tyagi, C.P. Huang et J.C. Auclair** (1992b) *Comparison of acid and microbial leaching for metal removal from municipal sludge*. Wat. Sci. Technol. **26(1/2)**, 197-206.
- Bloomfield C. et G. Pruden** (1975) *The effects of aerobic and anaerobic incubation on the extractabilities of heavy metals in digested sewage sludge*. Environ. Pollut. **8**, 217-232.
- Boileau & Associés Inc., R. Gauthier et CQVB** (1989) *Étude des coûts d'immobilisation et d'exploitation concernant les techniques de traitement des boues et des modes d'élimination finale*. Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse, +C-Q/E37V34A31/A83, Québec, Québec, Canada.

- Bradley J.W., S. Kyosai, P. Matthews, K. Sato et M. Webber** (1992) Worldwide sludge management practice. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. C. Lue-Hing et D. R. Zenz (éds) Lancaster, PA : Technomic Publishing Company inc., pp. 537-653.
- Bruce A.M. et R.D. Davis** (1989) *Sewage sludge disposal: current and future options*. *Wat. Sci. Technol.* **21**, 1113-1128.
- Calmano W., W. Ahlf et U. Förstner** (1985) *Heavy metal removal from contaminated sludges with dissolved sulfur dioxide in combination with bacterial leaching*. Heavy Metals Intern. Conf., pp. 952-955.
- Campanella L., E. Cardarelli, T. Ferri, B.A. Petronio et A. Pupella** (1985) *Evaluation of toxic metals leaching from urban sludge*. Dans: *Chemistry for protection of the environment*. L. Pawlowski, G. Alaerts et W.J. Lacy (éds), Elsevier, Amsterdam, pp. 151-161.
- Cappon C.J.** (1991) *Sewage sludge as a source of environmental selenium*. *Sci. Total Environment* **100**, 177-205.
- Chang A.C. J.E. Warneke, A.L. Page et L.J. Lund** (1984) *Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils*. *J. Environ. Qual.* **13**, 87-91.
- Chang Chin-Jung et J.C. Liu** (1998) *Feasibility of copper leaching from industrial sludge using ammonia solutions*. *J. Hazardous Materials* **58**, 121-132.
- Coker C.S. et P.J. Matthews** (1983) *Metals in sewage sludge and their potential effects in agriculture*. *Wat. Sci. Technol.* **15**, 209-225.
- Commission Économique Européenne** (1986) *Directive du 12 juin 1986 sur la protection de l'environnement, et en particulier des sols, lorsque des boues d'épuration sont utilisées en agriculture*. *Journal officiel des Communautés européennes*, No L181/6-12.

- Cornwell D.A., G.P. Westermoff et G.C. Cline** (1980) *Batch feasibility testing of heavy metals removal from wastewater sludge with liquid-ion exchange*. Proc. Mid. Atlantic Waste Conf., Bucknell Univ., 13 au 15 juillet, Lewisburg, PA, U.S.A., Compte-rendu, pp. 111-119.
- Couillard D., J. Bourget, M. Chartier, P. Chouinard, G. Mercier et G. Roberge** (1993) *Mise au point d'un procédé industriel au  $FeSO_4 \cdot 7H_2O$  pour la décontamination des boues résiduelles d'usine d'assainissement des eaux usées urbaines, Tome I et II*. Projet de R&D: PMC-1 (partie A), Rapport final, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, novembre.
- Davis J.A. et J. Jacknow** (1975) *Heavy metals in wastewater in three urban areas*. J. Wat. Pollut. Control Fed. **47**, 2292-2297.
- Davis R.D.** (1987) *Use of sewage sludge on land in the United Kingdom*. Wat. Sci. Technol. **19**, 1-8.
- 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.
- Degrémont et Lyonnaise des Eaux** (1989) *Mémento technique de l'eau*. 2 tomes, Degrémont, Paris, France.
- Desjardins M.A. et F.G. Brière** (1994) *Caractérisation de boues d'étangs aérés facultatifs*. Sci. Tech. Eau **27(4)**, 45-56.
- Dirkzwager A.H. et P. L'Hermite** (1989) *Sewage sludge treatment and use: New developments, technological aspects and environmental effects*. Elsevier Applied Science, Londres et New York.
- El-Aassar A.** (1998). *The release of heavy metals from digested sludge by centrifugation*.

Environ. Technol. **19**, 537-542.

**Flynn F., J.M. Jalbert, R. Robert, A. St-Yves, A. Terreault et G. Trudel (1984)** *Rapport sur la qualité des boues de stations d'épuration et d'autres boues.* MENVIQ, Ministère de l'Environnement du Québec. Août, 74 pages.

**Förstner U. et G.T.W. Wittmann (1979)** Toxic Metals. Dans : *Metal pollution in the aquatic environment.* Springer-Verlag, Berlin, Allemagne, pp. 3-68.

**Fronk C.A., J.B. Farrell et W. Strachan (1985)** *Separation of metals in wastewater sludge by centrifugal classification.* Environ. Prog. **4**, 269-276.

**Gouvernement de l'Ontario (1992)** *Directives concernant l'utilisation de boues d'épuration sur des terres agricoles.* Ministère de l'Environnement and Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation. Gouvernement de l'Ontario, 32 pages.

**Gouvernement du Québec (1991a)** *Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide de bonnes pratiques.* Ministère de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Juillet, 91 pages.

**Gouvernement du Québec (1991b)** *Valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide de bonnes pratiques.* Ministère de l'Environnement, Ministère des Forêts, Ministère de la Santé et des Services sociaux. Mai, 83 pages.

**Hashimoto S., O. Masanori et N. Ozaki (1987)** *Bacterial leaching of sewage sludge containing some heavy metals.* Mizu Shori Gijutsu **28**, 285-300.

**Hayes T.D., W.J. Jewell et R.M. Kabrick (1979)** *Heavy metals removal from sludges using combined biological/chemical treatment.* 34th P.I.W.C., J.M. Bell Pub., Ann Arbor Sci., pp. 529-543.

**Hsiau Ping-Chin et Shang-Lien Lo (1998)** *Extractabilities of heavy metals in chemically-fixed sewage sludge.* J. Hazardous Materials **58**, 73-82.

- 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.
- Jenkins R.L., B.J. Scheybeler, M.L. Smith, R. Baird, M.P. Lo et R.T. Haug** (1981) *Metals removal and recovery from municipal sludge*. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* **53**, 25-32.
- Jennette K.W.** (1981) *The role of metals in carcinogenesis: biochemistry and metabolism*. *Environ. Health Perspect* **40**, 233-252.
- 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.
- Kiff R.J. et S. Brown** (1981) *The development of an oxidative acid hydrolysis process for sewage sludge detoxification*. International Conference, Heavy metals in the environment, Septembre, Amsterdam, Pays-Bas, pp. 159-162.
- Klein L.A., M. Lang, N. Nash et S.L. Kirschner** (1974) *Sources of metals in New York city wastewater*. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* **12**, 2653-2662.
- 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.
- Korentajer L.** (1991) *A review of the agricultural use of sewage sludge : benefits and potential hazards*. *Wat. SA* **17(3)**, 189-196.
- 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.
- L'Hermite P.** (1991) *Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes*. Elsevier Applied Science, Londres et New York.



- Lo K.S.L. et Y.H. Chen** (1990) *Extracting heavy metals from municipal and industrial sludges*. *Sci. Total Environment* **90**, 99-116.
- Logan T.J. et R.E. Feltz** (1985) *Effect of aeration, cadmium concentration and solids content on acid extraction of cadmium from a municipal wastewater sludge*. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* **57**, 406-412.
- Martell A.E.** (1981) *Chemistry of carcinogenic metals*. *Environ. Health Perspect* **40**, 207-226.
- 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.
- McNulty K.J., A.T. Malarkey, R.L. Goldsmith et M.A. Fremont** (1977) *Development of a new process for sludge conditioning*. *National Conference on Composting of Municipal Residue and Sludge*, 23-25 août, Rockville, MD, États-Unis.
- 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.
- Mininni G. et M. Santori** (1987) *Problems and perspectives of sludge utilization in agriculture*. *Ecosystem Environ.* **18**, 291-311.
- Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario et Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario** (1996) *Guidelines for the utilization of biosolids and other wastes on agricultural land*. Mars, 28 pages.
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie et le Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario** (1996) *Guidelines for the utilization of biosolids and other wasters on agricultural land*.
- Mitani T., T. Ueno et T. Nakamura** (1991) *Characteristics of heavy metals removed from activated sludge by acidification*. *Agric. Biol. Chem.* **55(2)**, 569-571.

- Mourato D. et D.D. Lang** (1994) *The Toronto harbour commissioners soil recycling demonstration project, summary of operations and test results*. Final report. The Toronto harbour commissioners et Zenon Environmental inc., 46 pages.
- 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 (éds) Elsevier Applied Science, Londres, Royaume-uni, pp. 11-39.
- 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.
- Obbard J.P., D.R. Sauerbeck et K.C. Jones** (1993) *Rhizobium leguminosarum bv. Trifolii in soils amended with heavy metals contaminated sewage sludges*. *Soil Biol. Biochem.* **25(2)**, 227-231.
- Oliver B.G. et J.H. Carey** (1976) *Acid solubilization of sewage sludge and ash constituents for possible recovery*. *Wat. Res.* **10**, 1077-1081.
- Olivier** (1994) *Des boues sans nuisance*. *Point, Sciences et Techniques* **5(1)**, 4-8.
- Olver J.W., W.C. Kreye et P.H. King** (1975) *Heavy metal release by chlorine oxidation of sludge*. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* **47**, 2490-2497.
- Rasmussen H.W. et M.A. Rockandel** (1991) *Method to detoxify sewage sludge*. Brevet enregistré au Canada et aux États-Unis, Septembre, No. 5,051,191.
- Ravishankar B.R., J.F. Blais et R.D. Tyagi** (1994) *Discussion on coliform inactivation in sludge by copper sulphate*. *Can. J. Civ. Eng.* **20**, 1070-1071.
- 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.

- Roca J., F. Pomares et F. Tarazona (1989)** *Chemical properties of sewage sludges produced in the Valencian area (Spain)*. Dans: *Sewage sludge treatment and use : new developments, technological aspects and environmental effects*. Dirkwager A.H. et P. L'Hermitte (éds), Elsevier Applied Science, Londres, Royaume-Uni, pp. 508-516.
- Schönborn W. et H. Hartmann (1978)** *Bacterial leaching of metals from sewage sludge*. Eur. J. Appl. Microbiol. **5**, 305-313.
- Scott D.S. et H. Horlings (1975)** *Removal of phosphates and metals from sewage sludges*. Environ. Sci. Technol. **9**, 849-855.
- Shooner F., H. Benmoussa, J.F. Blais et R.D. Tyagi (1992)** *Inactivation virale lors d'un processus de biolixiviation des boues d'usines d'épuration des eaux municipales*. 8<sup>e</sup> Congrès régional de l'Est du Canada de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau, Sainte-foy, Québec, Canada, Compte-rendu, p. 47.
- Smith R. et H. Vasiloudis (1991)** *Importance, determination and occurrence of inorganic chemical contaminants and nutrients in South African municipal sewage sludges*. Wat. 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 (éds), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, États-Unis, 286 pages.
- Sreekrishnan T.R., R.D. Tyagi, J.F. Blais et P.G.C. Campbell (1993)** *Kinetics of heavy metals bioleaching from sewage sludge-I: Effects of process parameters*. Wat. Res. **27**, 1641-1651.
- 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.

- 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 pages.
- 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), D. Reidel Publishing Co., Rome, Italie, 8 au 11 octobre, pp. 348-361.
- Tyagi R.D, J.F. Blais, N. Meunier (1992)** *Biolixiviation des métaux lourds et stabilisation des boues d'épuration : essai en mode cuvée*. *Can. J. Civ. Eng.* **20**, 57-64.
- U. S. Environmental Protection Agency (1990)** *ASCII Format Databases for the 1988 National Sewage Sludge Survey*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA PB93-500403, Cincinnati, Ohio, États-Unis.
- U.S. Environmental Protection Agency (1984)** *Environmental regulations and technology. Use and disposal of municipal wastewater sludge*. EPA-625/10-84-003, 78 pages.
- U.S. Environmental Protection Agency (1985)** *Estimating sludge management costs: Handbook*. SCS Engineers Inc., U.S. Environmental Protection Agency, EPA /625/6-85/010, Cincinnati, Ohio, États-Unis.
- U.S. Environmental Protection Agency (1989)** *1988 Needs survey of municipal wastewater treatment facilities*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 430/09-89-001, Cincinnati, Ohio, États-Unis.
- 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, États-Unis.
- Webber M.D.** (1986) *Épandage des boues d'épuration sur les terres agricoles - une évaluation*. Direction Générale de la Recherche, Agriculture Canada, 42 pages.
- 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, 45-51.
- Webber M.D. et A. Shames** (1987) *Heavy metal concentrations in Halton region soils: an assessment for future municipal sludge utilization*. Can. J. Soil Sci. 67, 893.
- Webber M.D., H.D. Monteith, D.G.M. Corneau** (1981) *Assesment of heavy metals and PCB's at selected sludge applications sites in Ontario*. Ministère de l'approvisionnement et des services du Canada. Rapport de recherche no 109. 27 pages.
- Webers H.A.A.M. et M. Visser** (1991) Strategic studies on sludge. Dans: *Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes*. P. L'Hermite (éd), Elsevier Applied Science, Londres, Royaume-Uni, pp. 34-44.
- Wong L. et J.G. Henry** (1984) *Decontaminating biological sludge for agricultural use*. Wat. Sci. Technol. 17, 575-586.
- Wong L.T.K. et J.G. Henry** (1988) *Bacterial leaching of heavy metals from anaerobically digested sludge*. Dans : *Biotreatment Systems, Volume II*. D.L. Wise (éd), CRC Press, Inc., Boca Raton, Floride, États-Unis, pp. 125-169.
- Wozniak D.J. et J.Y.C. Huang** (1982) *Variables affecting metal removal from sludge*. J. Wat. Pollut. Control. Fed. 54, 1574-1580.