

Record Number:
Author, Monographic: Couillard, D.//Chartier, M.//Mercier, G.
Author Role:
Title, Monographic: Solubilisation biologique des métaux lourds dans les boues digérées
aérobies d'épuration pour fin de valorisation agricole
Translated Title:
Reprint Status:
Edition:
Author, Subsidiary:
Author Role:
Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1990
Original Publication Date: Mai 1990
Volume Identification:
Extent of Work: xxviii, 372
Packaging Method: pages incluant 37 annexes
Series Editor:
Series Editor Role:
Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche
Series Volume ID: 285
Location/URL:
ISBN: 2-89146-282-3
Notes: Rapport annuel 1989-1990
Abstract: Rapport rédigé pour le Centre québécois de valorisation de la biomasse
(CQVB), le Centre Saint-Laurent (CSL), le ministère de l'Environnement du
Québec (MENVIQ) et la Société québécoise d'assainissement des Eaux
55.00\$
Call Number: R000285
Keywords: rapport/ ok/ dl

Rapport scientifique No 285

**SOLUBILISATION BIOLOGIQUE DES
MÉTAUX LOURDS DANS LES BOUES DIGÉRÉES
AÉROBIES D'ÉPURATION POUR FIN DE
VALORISATION AGRICOLE**

Couillard, Denis
Chartier, Myriam
Mercier, Guy

Présenté
au Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse
au Centre Saint-Laurent
au Ministère de l'Environnement du Québec
et à la Société québécoise d'assainissement des eaux

INRS-Eau (Université du Québec)
2700, rue Einstein - C.P. 7500
Sainte-Foy, Québec
G1V 4C7

Version corrigée, mai 1990

PARTICIPANTS À L'ÉTUDE*

COUILLARD, D.	Professeur - génie chimique
TYAGI, R.D.	Professeur - génie chimique
BURELLE, S.	Assistante de recherche - génie chimique
CHARTIER, M.	Assistante de recherche - biologiste
MERCIER, G.	Assistant de recherche - chimiste
BASTILLE, C.	Technicien - chimie analytique (**)
BERTRAND, N.	Technicien - biochimie (**)
DUSSAULT, S.	Technicienne (**)
FOURNIER, F.	Technicien - assainissement
PARENT, A.	Technicien (**)
VEILLEUX, B.	Technicien de laboratoire (**)

* Au besoin, plusieurs étudiants gradués (L.M. Barrette, R. Lafleur, M. Lafond, J. Larreau, Y. Lefebvre, P.A. Thompson, E. Van Bochove) ont assisté ou aidé les techniciens et les assistants de recherche lors des surcroîts de travail.

** Techniciens spécialisés employés pendant une période limitée pour effectuer certaines analyses spécialisées ou pour opérer des appareils sophistiqués.



REMERCIEMENTS

Les auteurs adressent leurs remerciements au Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (subvention OGP0004984 et OGP0006514), au ministère de l'Éducation du Québec (subvention 89-EQ-3029), qui ont financé une partie des dépenses reliées au projet. L'autre partie des dépenses a été supportée par le Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse (CQVB), la Société Québécoise d'assainissement des Eaux (SQAE) et le Centre St-Laurent. Nous remercions aussi le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) pour soutien technique.



RÉSUMÉ

Le procédé de solubilisation des métaux s'applique bien aux boues aérobies d'épuration des eaux usées. Trois types de boues aérobies ont été testés: sans déphosphatation, avec déphosphatation au chlorure ferrique et déphosphatation à l'alun. Pour décontaminer les boues n'ayant subi aucune déphosphatation, un temps de séjour de 1 jour est requis dans un CSTR (20% recyclage, pH 4 à l'entrée, 300 rpm, 0,5 VVM) alors que le temps de réaction est de 1,9 jours en cuvée (20% inoculum, pH initial de 4, 300 rpm et 0,25 VVM). Le chrome, occasionnellement présent dans cette boue (source industrielle) n'a pu être solubilisé. Il est à noter que cette boue est la seule boue contaminée en chrome, recensée au Québec. Les boues contenant du chlorure ferrique requièrent 0,75 jour dans le CSTR et 2 jours en cuvée (mêmes conditions) pour être efficacement décontaminées. Les boues contenant de l'alun sont efficacement traitées en 1,5 jours dans le CSTR et 1,7 jours dans une cuvée (mêmes conditions). Cependant, un temps de séjour de 1 jour dans le CSTR aurait probablement été suffisant. Il semblerait même qu'une simple acidification à pH 4 aurait décontaminé ces boues qui ne dépassaient la norme que pour le manganèse. La solubilisation chimique du manganèse serait à étudier.

Comparées aux boues n'ayant pas subi de déphosphatation, les boues contenant du FeCl_3 ou de l'alun libèrent moins facilement le cuivre et le zinc qu'elles contiennent. Ni le degré de digestion, ni la présence de percol ne peuvent expliquer ce fait. Il semble plutôt que la précipitation chimique du phosphore

emprisonne une partie du cuivre et du zinc dans le floc, ce qui limite un peu leur pourcentage de solubilisation. Toutefois, la décontamination des boues en-dessous des normes est assurée.

Les tests de filtrabilité indiquent que les métaux ne reprécipitent pas lors de la filtration. Les coefficients de résistance spécifique à la filtration permettent d'envisager l'usage d'un filtre-presse à plateaux sans ajout de polymère. La centrifugation et la filtration sous vide seraient aussi à envisager mais produiraient une boue avec une moindre teneur en solides totaux. La consommation d'acide est 2 fois moindre qu'avec les boues anaérobies avec environ 0,040 g H₂SO₄ conc./g boues sèches. Le résidu métallique formé décante bien et contient environ 3% Cu, 1,5% Zn, 2,4% Mn, 2% Al et 61% Fe(OH)₃ lorsqu'il provient d'une boue principalement contaminée en cuivre. Sa classification comme déchet est à définir et son potentiel de recyclage à étudier.

Le procédé ne modifie pas de façon majeure les éléments nutritifs et la valeur intrinsèque des boues pour l'agriculture n'est très probablement pas diminuée. La concentration et la forme sous laquelle se retrouve les formes d'azote et de phosphore varient très peu. Les boues traitées sont en fait de meilleure qualité car elles contiennent moins de métaux.

TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
LISTE DES PARTICIPANTS À L'ÉTUDE	i
REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	xiii
LISTE DES FIGURES	xix
INTRODUCTION	3
CHAPITRE 1: Revue de littérature	7
1.1. PROBLÉMATIQUE	9
1.1.1 La solubilisation chimique et l'enlèvement magnétique versus la solubilisation biologique	15
1.1.2 Boues digérées aérobies et anaérobies	17
1.2 LA DIGESTION DES BOUES D'ÉPURATION	19
1.2.1 Objectifs de la digestion	19
1.2.2 Critère d'évaluation de la digestion	19
1.2.3 La digestion anaérobie	20
1.2.4 La digestion aérobie	21
1.2.5 Les organismes pathogènes et la digestion	22
1.3 SOLUBILISATION DES MÉTAUX DANS LES BOUES DIGÉRÉES ANAÉROBIES	22
1.4 LA SOLUBILISATION DES MÉTAUX DANS LES BOUES DIGÉRÉES AÉROBIES	23

	<u>Page</u>
1.4.1 La digestion en milieu acide	24
1.4.2 La nitrification comme économie d'acide	24
1.4.3 Effets possibles du procédé de solubilisation sur les microorganismes pathogènes	28
 CHAPITRE 2: Matériel et méthodes	 31
 2.1 CHOIX EXPÉRIMENTAUX ET OBJECTIFS	 33
2.1.1 Justification des choix expérimentaux	33
2.1.2 Objectifs de l'étude	34
 2.2 BOUES UTILISÉES	 35
 2.3 SOUCHE BACTÉRIENNE	 35
 2.4 MONTAGES EXPÉRIMENTAUX	 37
2.4.1 Étude du mode d'application du procédé de solubilisation sur des boues digérées en aérobiose au laboratoire	37
2.4.2 Solubilisation biologique des métaux dans les boues aérobies de la Haute-Bécancour	41
2.4.2.1 Solubilisation des métaux dans un bio-réacteur à ascension pneumatique (BAP)	41
2.4.2.2 Solubilisation des métaux dans des réacteurs en cuvée	43
2.4.2.3 Solubilisation des métaux en continu	43
2.4.3 Solubilisation biologique des métaux dans les boues déphosphatées au FeCl ₃ et à l'alun	45
2.4.4 Essai sur l'effet de l'ajout du percol et du degré de digestion des boues sur la solubilisation des métaux	45
 2.5 MESURES ET ÉCHANTILLONNAGE	 46

	<u>Page</u>
2.5.1 Potentiel d'oxydo-réduction (POR), pH et oxygène dissous ..	46
2.5.2 Analyse des métaux	46
2.5.3 Analyse des solides totaux volatils et inertes	47
2.5.4 Azote et phosphore	47
2.5.5 Demande chimique en oxygène (DCO)	47
2.5.6 Coefficient volumétrique du transfert d'oxygène ($K_L a$) et taux de consommation d'oxygène (TCO)	48
2.5.7 Compte bactérien	48
2.5.8 Essais de filtrabilité	49
2.5.9 Essais de neutralisation	50
2.5.10 Essais de centrifugation	50
 CHAPITRE 3: Étude du mode d'application du procédé de solubilisation sur des boues digérées en aérobiose au laboratoire	 51
 3.1 OBJECTIFS DE CETTE EXPÉRIENCE	 53
 3.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION	 54
3.2.1 Choix de la stratégie la plus adéquate	54
3.2.1.1 Digestion et solubilisation combinées	54
3.2.1.2 Solubilisation effectuée après la digestion	57
3.2.2 La solubilisation des métaux	59
3.2.2.1 La solubilisation du Cu	79
3.2.2.2 La solubilisation du Zn	84
3.2.2.3 La solubilisation du Mn	85
3.2.3 La digestion des boues	85
3.2.3.1 Réduction des solides volatils	88
3.2.3.2 Le taux de consommation d'oxygène (TCO)	88
3.2.3.3 La demande chimique en O_2 (DCO)	89

	<u>Page</u>
3.2.3.4 Les populations bactériennes	91
3.2.3.5 Nitrification et consommation d'acide	94
3.2.3.6 Critère d'évaluation de la digestion des boues	97
 CHAPITRE 4: Solubilisation des métaux dans les boues digérées aérobies n'ayant pas subi de déphosphatation	 101
4.1 OBJECTIFS DE CES EXPÉRIENCES	103
4.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION	103
4.2.1 Comparaison entre la solubilisation biologique des métaux dans un BAP et en cuvée (1,5 L) avec des boues aérobies de l'usine de la Haute-Bécancour	 103
4.2.2 Boues digérées en usine versus les boues digérées en béccher	110
4.2.3 Consommation d'acide	112
4.2.4 Solubilisation des métaux dans un CSTR avec $\bar{t} = 1$ jour, et en cuvée de 18 L	 112
4.2.5 Solubilisation des métaux dans l'alimentation	120
 CHAPITRE 5: Solubilisation des métaux dans les boues digérées aérobies provenant d'une déphosphatation au FeCl_3	 123
5.1 OBJECTIFS DE CES EXPÉRIENCES	125
5.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION	125
5.2.1 Solubilisation des métaux dans le CSTR	125
5.2.2 Solubilisation des métaux en cuvée	132
5.2.3 Solubilisation des métaux en cuvée versus dans le CSTR	135
5.2.4 Consommation d'acide	135
5.2.5 Métaux solubilisés dans l'alimentation	140

	<u>Page</u>
CHAPITRE 6: Solubilisation biologique des métaux dans les boues digérées aérobies provenant d'une déphosphatation à l'alun	143
6.1 OBJECTIF DE CES EXPÉRIENCES	145
6.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION	145
6.2.1 Solubilisation des métaux dans le CSTR à $\tau = 1,5$ jours	145
6.2.2 Solubilisation des métaux en cuvée	149
6.2.3 Solubilisation des métaux dans le CSTR versus en cuvée (30 L)	149
6.2.4 Consommation d'acide	149
6.2.5 Solubilisation des métaux dans le réservoir d'alimentation	154
CHAPITRE 7: Influence de différents facteurs sur la solubilisation biologique dans les boues aérobies	157
7.1 OBJECTIFS DE CES EXPÉRIENCES	159
7.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION	159
7.2.1 Effet du percol sur la solubilisation des métaux	159
7.2.2 Effet du percol sur la digestion des boues	160
7.2.3 Effet de la digestion sur le procédé de solubilisation biologique	160
7.2.4 Effet de la déphosphatation sur le procédé de solubilisation biologique	166
CHAPITRE 8: La séparation solide-liquide des boues traitées et comparaison des résultats globaux	169

	<u>Page</u>
8.1	OBJECTIFS DE CES EXPÉRIENCES 171
8.2	RÉSULTATS ET DISCUSSION 171
8.2.1	Essais de filtrabilité 171
8.2.2	Mode de séparation solide-liquide 178
8.2.3	Essais de neutralisation 181
8.2.4	Caractéristiques du résidu métallique formé 181
8.2.5	Suivi des métaux lors de la filtrabilité 184
8.2.5.1	Suivi des métaux pour les boues provenant d'une déphosphatation au FeCl ₃ (Cowansville) 184
8.2.5.2	Suivi des métaux pour les boues provenant d'une déphosphatation à l'alun (Beauceville) 194
8.2.5.3	Suivi des métaux pour les boues n'ayant pas subi de déphosphatation (Haute-Bécancour) 194
8.3	Efficacité des modes de traitement en référence aux barème de décontamination 198
CHAPITRE 9: Devenir de l'azote et du phosphore dans les boues aérobies ayant subi le procédé de solubilisation biologique 199	
9.1	OBJECTIFS DES EXPÉRIENCES 203
9.2	RÉSULTATS ET DISCUSSION 203
9.2.1	Devenir de l'azote dans les boues de Cowansville 203
9.2.2	Devenir du phosphore dans les boues de Cowansville 205
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 211	
RÉFÉRENCES 217	
ANNEXES	

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
Tableau 1.1: Contenu en solides totaux (ST) et en nutriments dans les boues de 34 villes du Québec (Source: St-Yves, et Beaulieu, 1988)	11
Tableau 1.2: Normes de la CEE relatives aux teneurs de métaux tolérées pour l'épandage agricole	12
Tableau 1.3: Concentrations maximales tolérables de métaux lourds (mg kg ⁻¹ boue sèche) dans les boues étant considérées acceptables pour épandage sur les terres agricoles (Tiré de Webber <u>et al.</u> , 1984 et modifié)	13
Tableau 1.4: Contenu en composés potentiellement toxiques dans les boues résiduares de 34 villes du Québec (Source St-Yves et Beaulieu, 1988b)	14
Tableau 1.5: Gammes de pH tolérés pour divers types de micro-organismes qui peuvent être présents dans les boues d'épuration (selon Vishniac, 1974 sauf pour les champignons et levures)	26
Tableau 1.6: Seuils des concentrations de métaux solubles qui inhibent le procédé de nitrification	28
Tableau 2.1: Caractéristiques des différents types de boues employées lors des expériences de solubilisation dans les boues aérobies	36
Tableau 2.2: Résumé des différents travaux qui ont été effectués dans le cadre de l'étude de la solubilisation biologique des métaux dans les boues digérées aérobies	39

	<u>Page</u>
Tableau 3.1 Taux de réduction des solides volatils	55
Tableau 3.2 Taux moyen de solubilisation pour le Cu, le Zn et le Mn dans les 6 béchers avec le maximum de pourcentage de solubilisation atteint par ces trois métaux.....	56
Tableau 3.3 Quantité d'acide sulfurique 5% v/v utilisée dans chacun des béchers, pour abaisser le pH à 4	58
Tableau 3.4 Comparaison entre la diminution de la DCO et la réduction des solides volatils au moment de l'inoculation pour les béchers 1 à 4 et au jour 23 pour les béchers 5 et 6	90
Tableau 3.5: Micro-organismes acidophiles ayant un potentiel pour la solubilisation bactérienne des métaux	93
Tableau 3.6 Évaluation de la population d'acidophiles chemoautrophes après l'inoculation	95
Tableau 4.1: Taux moyens de solubilisation dans les boues de la Haute-Bécancour pour le Cu, le Zn, le Mn, le Ni, le Cd, le Pb et le Cr dans le BAP (\bar{t} = 1 jour) et l'essai en cuvée ainsi que le pourcentage de solubilisation atteint par ces mêmes métaux	108
Tableau 4.2: Réduction des solides volatils et diminution de pH observés sur les boues digérées de l'usine de la Haute-Bécancour lors d'une digestion supplémentaire au laboratoire	111

	<u>Page</u>
Tableau 4.3: Quantité d'acide sulfurique 5% v/v utilisée dans les boues digérées de l'usine de la Haute-Bécancour, pour abaisser le pH à 4	113
Tableau 4.4: Analyses d'échantillons de boues homogènes provenant de l'usine de traitement des eaux de la Haute-Bécancour	114
Tableau 4.5: Comparaison du pourcentage de solubilisation du Cu, Zn, Mn et Ni entre le réacteur en continu ($\bar{t} = 1,0$) et en cuvée (18 L et 2,04% de solides totaux en moyenne) avec les boues aérobies de la Haute-Bécancour	118
Tableau 4.6: Pourcentage de solubilisation du Fe, Al, Cd, Pb et Cr atteint en continu et en cuvée (avec 2,04% de solides totaux en moyenne) avec les boues de la Haute-Bécancour	119
Tableau 4.7: Pourcentages moyens de solubilisation dans les boues de la Haute-Bécancour du Cu, Zn, Mn, Ni, Cd, Cr et Pb, obtenus dans l'alimentation du BAP et du CSTR à $t = 1$ jour	121
Tableau 5.1: Pourcentage de solubilisation du Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr atteint à 0,5, 0,75 et 1,5 jours dans le CSTR, avec les boues digérées aérobies de Cowansville	133
Tableau 5.2: Comparaison pour le pourcentage de solubilisation obtenu entre le réacteur en continu (type CSTR) et en cuvée (30 L et 2% de solides totaux en moyenne) pour les boues aérobies de Cowansville	136

	<u>Page</u>
Tableau 5.3: Pourcentage de solubilisation du Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr atteint en continu ($\bar{\tau}$ =1,5 jours) et en cuvée (avec 2% de solides totaux en moyenne), avec les boues de Cowansville	137
Tableau 5.4: Quantité d'acide sulfurique requise pour acidifier les 10 L de boues aérobies de Cowansville	138
Tableau 5.5: Métaux solubilisés dans l'alimentation aux différents temps de séjour avec les boues de Cowansville	141
Tableau 6.1: Pourcentage de solubilisation du Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr atteint à 1,5 jours, dans le CSTR, avec les boues digérées aérobies de Beauceville	148
Tableau 6.2: Comparaison entre le réacteur en continu ($\tau = 1,5$) et en cuvée (30 L et 1,87% de solides totaux) avec les boues aérobies de Beauceville	151
Tableau 6.3: Pourcentage de solubilisation du Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr atteint en continu ($\bar{\tau} = 1,5$ jours) et en cuvée (30 L et 1,87% de solides totaux), avec les boues de Beauceville	152
Tableau 6.4: Acide utilisé pour les boues provenant de la déphosphatation à l'alun (Beauceville), pour abaisser les boues de l'alimentation à pH = 4 et pH = 4,5	153
Tableau 6.5: Solubilisation moyenne des métaux dans l'alimentation du CSTR à $\tau = 1,5$ avec les boues de Beauceville	155

	<u>Page</u>
Tableau 7.1: Comparaison entre la solubilisation du Cu, Zn et Mn dans un CSTR sur les boues de Cowansville ayant subi une déphosphatation au FeCl ₃ , celles de Beauceville ayant subi une déphosphatation à l'alun et celles de la Haute-Bécancour n'ayant subi aucune déphosphatation	168
Tableau 8.1: Pourcentage de solides totaux obtenus pour les différents essais dans les boues étudiées	176
Tableau 8.2: Quantité de chaux requise pour neutraliser les boues et le surnageant (CSTR à $\bar{t} = 0,75$ j sur les boues de Cowansville contenant du FeCl ₃)	182
Tableau 8.3: Caractéristiques du résidu métallique produit (CSTR à $\bar{t} = 0,75$ j sur les boues de Cowansville contenant du FeCl ₃)	183
Tableau 8.4: Comparaison globale de l'efficacité des modes de traitement en référence aux barèmes de décontamination	199
Tableau 9.1: Effet du procédé de solubilisation sur la quantité des différentes formes d'azote contenues dans les boues d'alimentation non filtrées et les boues après traitement et filtration de Cowansville	204
Tableau 9.2: Effet du procédé de solubilisation sur la quantité de phosphore total et hydrolysable contenue dans les boues d'alimentation et les boues traitées et déshydratées de Cowansville	207



LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>
Figure 1.1: Schéma du procédé applicable pour la décontamination biologique des boues d'épuration	18
Figure 1.2: Effet de la température sur le changement de pH principalement dû à la nitrification lors de la digestion aérobie (tiré et modifié de Randall <u>et al.</u> , 1975)	25
Figure 2.1: Schéma global du procédé expérimental suivi	38
Figure 2.2: Bioréacteur à ascension pneumatique	42
Figure 2.3: Schéma expérimental suivi	44
Figure 3.1: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 1, où les deux inoculations ont été faites les 14 ^e et 16 ^e jours (45,5% de réduction des solides volatils)	60
Figure 3.2: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécher No. 1, où les deux inoculations ont été faites les 14 ^e et 16 ^e jours (45,5% de réduction des solides volatils)	61
Figure 3.3: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 2, où l'inoculation a été faite le 9 ^e jour (35,2% de réduction des solides volatils)	62
Figure 3.4: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécher No. 2, où l'inoculation a été faite le 9 ^e jour (35,2% de réduction des solides volatils)	63

	<u>Page</u>
Figure 3.5: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 3, où l'inoculation a été faite le 9e jour (32,3% de réduction des solides volatils) ...	64
Figure 3.6: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécher No. 3, où l'inoculation a été faite le 9e jour (32,3% de réduction des solides volatils)	65
Figure 3.7: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 4, où l'inoculation a été faite le 12e jour (39,3% de réduction des solides volatils)	66
Figure 3.8: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécher No. 4, où l'inoculation a été faite le 12e jour (39,3% de réduction des solides volatils)	67
Figure 3.9: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 5, où l'inoculation a été faite dès le début de la digestion	68
Figure 3.10: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécher No. 5, où l'inoculation a été faite dès le début de la digestion	69
Figure 3.11: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 6, où l'inoculation a été faite dès le début de la digestion	70
Figure 3.12: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécher No. 6, où l'inoculation a été faite dès le début de la digestion	71

	<u>Page</u>
Figure 3.13: Régression entre la solubilisation du cuivre et le pH avec $R = 0,92$ comme facteur de corrélation pour les béchers 1 à 4 et $R = 0,84$ pour les béchers 5 et 6 ...	73
Figure 3.14: Régression entre la solubilisation du cuivre et le POR avec $R = 0,84$ comme facteur de corrélation pour les béchers 5 et 6	74
Figure 3.15: Régression entre la solubilisation du zinc et le pH avec comme facteur de corrélation $R = 0,98$ pour les béchers 1 à 4 et $R = 0,90$ pour les béchers 5 et 6 ...	75
Figure 3.16: Régression entre la solubilisation du zinc et le POR $R = 0,46$ comme facteur de corrélation pour les béchers 1 à 4 et $R = 0,54$ pour les béchers 5 et 6	76
Figure 3.17: Régression entre la solubilisation du manganèse et le pH avec comme facteur de corrélation $R = 0,95$ pour les béchers 1 à 4 et $R = 0,96$ pour les béchers 5 et 6 ...	77
Figure 3.18: Régression entre la solubilisation du manganèse et le pH avec $R = 0,49$ comme facteur de corrélation pour les béchers 1 à 4 et $R = 0,44$ pour les béchers 5 et 6 ...	78
Figure 3.19: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le bécher No 1 (inoculations ont été faites au 14 ^e et 16 ^e jours à 45,5% de réd. des S.V.)	80
Figure 3.20: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le bécher No 2 (inoculation au 9 ^e jour à 35,2% de réd. des S.V.)	81

	<u>Page</u>
Figure 3.21: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le bécher No 3 (inoculation au 9e jour à 32,3% de réd. des S.V.)	82
Figure 3.22: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le bécher No 4 (inoculation au 12e jour à 39,3% de réd. des S.V.)	83
Figure 3.23: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le bécher No 5 (inoculation a été faite dès le début de la digestion)	86
Figure 3.24: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le bécher No 6 (inoculation a été faite dès le début de la digestion)	87
Figure 4.1: Solubilisation du cuivre, du zinc et du manganèse, pH et POR, dans le BAP au temps de séjour de 1 jour, dans les boues de la Haute-Bécancour	104
Figure 4.2: Solubilisation du nickel et du cadmium, pH et POR dans le BAP au temps de séjour de 1 jour, dans les boues de la Haute-Bécancour	105
Figure 4.3: Solubilisation du cuivre, du zinc et du manganèse, pH et POR, dans des boues aérobies, en cuvée à 27°C, dans les boues de la Haute-Bécancour	106

	<u>Page</u>
Figure 4.4: Solubilisation du nickel et du cadmium, pH et POR, dans des boues aérobies, en cuvée à 27°C, dans les boues de la Haute-Bécancour	107
Figure 4.5: Solubilisation du Cu, Zn et Mn dans le CSTR à 1 jour de temps de séjour, avec les boues aérobies de la Haute-Bécancour	116
Figure 4.6: Solubilisation du Cu, Zn et Mn en cuvée de 18 L, dans les boues aérobies de la Haute-Bécancour	117
Figure 5.1: Solubilisation du Cu, Zn et Mn ainsi que le pH et le POR, dans les boues aérobies à 0,5 jour	126
Figure 5.2: Solubilisation du Cu, Zn et Mn ainsi que le pH et le POR, dans les boues aérobies, dans le CSTR à 0,75 jour	127
Figure 5.3: Solubilisation du Cu, Zn et Mn ainsi que le pH et le POR, dans le CSTR à 1,5 jours dans les boues aérobies de Cowansville	128
Figure 5.4: Potentiel d'oxydo réduction (POR) et pH moyens, obtenus avec les boues de Cowansville, dans le CSTR, aux différents temps de séjour	130
Figure 5.5: Pourcentages de solubilisation moyens, obtenus avec les boues de Cowansville, dans le CSTR, aux différents temps de séjour	131
Figure 5.6: Solubilisation du Cu, Zn et Mn, en cuvée (30 L) avec les boues de Cowansville effectuée avec un pH initial de 4 à 19°C	134

	<u>Page</u>
Figure 5.7: Consommation d'acide en fonction du pH d'acidification de la boue initiale pour les boues aérobies de Cowansville	139
Figure 6.1: Solubilisation du Cu, Zn et Mn dans le CSTR, à 1,5 jours dans les boues aérobies de Beauceville	146
Figure 6.2: Solubilisation du Cu, Zn et Mn, en cuvée de 30 L, avec les boues aérobies de Beauceville	150
Figure 7.1: Comparaison entre la solubilisation des métaux d'essai en cuvée de 18 L, avec et sans percol	161
Figure 7.2: Régression entre la réduction des solides volatils et le temps pris pour digérer les boues de Beauceville avec percol (courbe A) et sans percol (courbe B)	162
Figure 7.3: Digestion effectuée en laboratoire des boues de Cowansville (T = 20°C)	164
Figure 7.4: Comparaison entre la solubilisation du Cu, Zn et Mn en cuvée, avec des boues dont la digestion a été complétée en laboratoire et des boues n'ayant subi qu'un stockage en aérobiose (boues de Cowansville)	165
Figure 8.1: Coefficients de résistance spécifique ($r_{0,5}$) trouvés en fonction de la quantité de polymère ajoutée à différents temps de séjour dans le CSTR et en cuvée de 18 L, avec les boues de Cowansville	173
Figure 8.2: Coefficients de résistance spécifique ($r_{0,5}$) trouvés en fonction de la quantité de polymère ajoutée à 1,5 jours et en cuvée, avec les boues de Beauceville	174

	<u>Page</u>
Figure 8.3: Coefficients de résistance spécifique ($r_{0,5}$) trouvés en fonction de la quantité de polymère ajoutée dans des cuvées avec et sans percol, avec les boues de la Haute-Bécancour	175
Figure 8.4: Contenu en solides totaux obtenu suite à l'application de différentes forces centrifuges avec les boues de la Haute-Bécancour, en cuvée de 18 L avec (ajout lors du procédé, donc 1,9 jours avant la centrifugation) et sans percol, pendant une période de 10 minutes	179
Figure 8.5: Contenu en solides totaux obtenu suite à l'application de différentes forces centrifuges avec les boues aérobies, pendant une période de 10 minutes, sans ajout de polymère	180
Figure 8.6: Suivi des métaux effectué à 0,75 jour dans le CSTR sur les boues de Cowansville, après une filtration sous vide	185
Figure 8.7: Suivi des métaux effectué à 0,5 jour dans le CSTR sur les boues de Cowansville, après une filtration sous vide	186
Figure 8.8: Suivi des métaux effectué à 1,5 jours dans le CSTR avec les boues de Cowansville, après une filtration sous vide	187
Figure 8.9: Suivi des métaux effectué à 1,5 jours dans le CSTR avec les boues de Beauceville, après une filtration sous vide	188

	<u>Page</u>
Figure 8.10: Suivi des métaux effectué en cuvée avec les boues de Beauceville (2% ST au départ), après une filtration sous vide	189
Figure 8.11: Suivi des métaux effectué à 1,0 dans le CSTR avec les boues de la Haute-Bécancour, après une filtration sous vide	190
Figure 8.12: Suivi des métaux effectué avec les boues de la Haute-Bécancour en cuvée (18 L), avec percol après une filtration sous vide (essai #1)	191
Figure 8.13: Suivi des métaux effectué avec les boues de la Haute-Bécancour en cuvée (18 L) sans percol, après une filtration sous vide	192
Figure 8.14: Régression trouvée entre le pourcentage de solubilisation du Mn et sa teneur dans les boues aérobies ...	196

NOMENCLATURE

- BAP : bioréacteur à ascension pneumatique.
- CSTR : réacteur opéré en continu (quasi-continu) avec recirculation d'une partie de la biomasse (20% de Q).
- DCO : demande chimique en oxygène (mg O₂/L).
- IVB : indice du volume des boues = $\frac{VBC \times 1\ 000}{MES_{\text{liqueur}}} = \frac{(\text{cm}^3/\text{L}) \times \text{mg/g}}{\text{mg/L}} = \left(\frac{\text{cm}^3}{\text{g}}\right)$.
- K_La : coefficient volumétrique du transfert d'oxygène (h⁻¹).
- MES : matière en suspension (mg/L).
- N - NH₄⁺ : azote ammoniacal (mg/L ou mg/Kg).
- NTK : azote total kjeldahl (mg/L ou mg/Kg).
- P_h : phosphore hydrolysable (mg/L ou mg/Kg).
- POR : potentiel d'oxydo-réduction (mV).
- P_t : phosphore total (mg/L ou mg/Kg).
- Q : débit journalier de boue traitée (excluant la recirculation) ($\frac{\text{L}}{\text{J}}$).
- $r_{0.5} = \frac{2a \text{ PS}^2}{\eta C}$ = indice de filtrabilité de la boue ou coefficient de résistance spécifique à la filtration (m/kg).

où a = pente du graphique ayant pour ordonnée, $T_x/V_x - V_0$ (T_x = temps et V_x = volume au temps x) et pour abscisse, le volume filtré (V_x).
L'unité de a est s/m⁶.

V_0 = volume de filtrat au temps 0
 P = pression en Pascal (49×10^3)
 S = surface du filtre en m^2 (6.4×10^{-3})
 η = viscosité dynamique du filtrat (1.1×10^{-3} Pa·s à 20°C)
 C = concentration en solides en kg/m^3 (de 16.7 à 28.4)

SI : solides inertes (%).

ST : solides totaux (%).

SV : solides volatils (%).

\bar{t} : temps moyen de rétention hydraulique basé sur $\frac{V}{Q}$ (j).

TCO : taux de consommation d'oxygène des bactéries ($mg O_2/L \cdot min$).

V : volume utile du réacteur (excluant le décanteur) (L).

VBC : volume occupé par la boue décantée après 30 minutes de décantation dans un cylindre de 1 L (cm^3/L).

VVM : volume d'air fourni au réacteur par minute divisée par le volume utile du réacteur.

INTRODUCTION



Introduction

But de l'étude

Le présent rapport sur la solubilisation biologique des métaux dans les boues digérées aérobies, couvre une série d'expériences s'étalant du mois d'avril 1989 à janvier 1990. Le but global de cette étude vise à l'obtention d'un procédé optimal de valorisation agricole des boues d'épuration par enlèvement biologique des métaux lourds.

Cadre de l'étude

Avec le programme d'assainissement des eaux du Québec et la construction de nombreux systèmes d'épuration des eaux résiduelles (Couillard, 1988a; 1988b; Couillard et Tyagi, 1988; 1990; Couillard et al., 1986; Crowley et al., 1986), la production de boues d'épuration croît à un rythme très rapide (Couillard, 1989a; 1989b). Les divers modes de gestion de ces boues sont l'enfouissement sanitaire, l'épandage agricole et sylvicole (Couillard, 1989b; Couillard et Grenier, 1989a; 1987; Grenier et Couillard, 1987), l'incinération et le rejet en mer. Le rejet en mer est une solution inacceptable et de toute façon peu applicable au Québec. Pour le ministère québécois de l'Environnement, l'incinération n'est pas considérée comme un mode de disposition car il faut disposer des cendres. L'enfouissement sanitaire nécessite la disponibilité de sites appropriés de plus en plus rares; il y a aussi les risques de contamination des nappes souterraines et la valeur de la biomasse des boues est perdue (Couillard et Grenier, 1989b). L'épandage agricole demeure plus économique que l'incinération (EPA, 1984) qui est une méthode destructrice et potentiellement polluante.

Cependant, plus de 50% des boues contiennent trop de métaux lourds pour être épandues. Cette étude vise donc à enlever, à peu de frais, les métaux de ces boues (Mercier, 1988; Tyagi et Couillard, 1989). Le procédé étudié est un procédé biologique utilisant des micro-organismes aptes à solubiliser les métaux par production biologique d'acide sulfurique. L'étude de divers types de réacteurs et des paramètres de contrôle du procédé sont les principales préoccupations de ce projet et ce en vue de l'évaluation du potentiel économique du procédé dans une phase ultérieure.

Jusqu'à maintenant, la solubilisation biologique des métaux a été effectuée sur les boues anaérobies. Ceci étant donné que les conditions réductrices des boues anaérobies favorisent la formation de sulfure de métaux (Hayes et Theis, 1978; Mosey, 1976) et que les sulfures peuvent servir de substrat à Thiobacillus ferrooxidans (Wong et Henry, 1984a; Vishniac, 1974). Les recherches sur la solubilisation biologique dans les boues ont donc été plutôt dirigées vers les boues digérées de façon anaérobie (Couillard et al., 1988a; 1988b; 1988c; 1988d; Mercier, 1988; Piché, 1989; Tyagi et al., 1988). Lors de l'étude de la solubilisation des métaux dans les boues anaérobies, l'addition de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ a permis d'augmenter l'efficacité du procédé. Ce substrat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) nous permet donc de fournir artificiellement un substrat capable de se substituer aux sulfures de métaux et d'envisager la solubilisation des métaux dans les boues aérobies.

Au Québec, la plupart des usines font une digestion aérobie de leur boue. De plus, le POR élevé des boues aérobies ($> 400 \text{ mV}$) (Ahlberg et Boyko, 1972) rend l'utilisation de ces boues pour la solubilisation bactérienne intéressante et prometteuse, étant donné la disponibilité d'un substrat économique. Les

objectifs de cette étude sont d'évaluer les possibilités de solubilisation des métaux dans les boues digérées de façon aérobie avec ajout de substrat. À noter qu'au Québec, il y a trois types de boues digérées aérobies: celles n'ayant subi aucune déphosphatation, celles subissant, durant l'été, un procédé de déphosphatation au chlorure ferrique (FeCl_3) ou à l'alun. Le FeCl_3 ou l'alun sont ajoutés dans le réacteur biologique secondaire.

Ce projet subventionné par le Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse (CQVB), le Centre St-Laurent et la Société québécoise en assainissement des eaux (SQAE), s'inscrit donc dans une seconde phase d'étude sur le procédé de solubilisation biologique des métaux. La première phase avait porté sur la solubilisation biologique mais dans les boues anaérobies (Couillard et al., 1988a; 1988b; 1988c; 1988d).

Cheminement général

Dans un premier temps, l'acclimatation des micro-organismes aux boues aérobies et l'étude des différents modes d'application du procédé sur des boues digérées en laboratoire ont été accomplis. Ces essais ont été faits en cuvée dans des béciers de 1,5 L. Ils ont permis d'établir la possibilité d'opérer le procédé sur les boues digérées aérobies et son mode d'application: soit en fin de digestion, après la digestion ou simultanément à la digestion. Puis, la solubilisation dans les boues aérobies dans des réacteurs en continu (CSTR) ($\bar{t} = 1$ jour), en cuvée (1,5 L et 18 L) et dans un réacteur à ascension pneumatique (BAP) a été étudiée. Ces essais avaient été faits avec les boues aérobies de la Haute-Bécancour qui, au moment du prélèvement, ne subissaient pas encore de déphosphatation. Afin d'évaluer l'effet de la déphosphatation sur

le procédé et d'étudier le procédé sur divers types de boues aérobies, des expériences de solubilisation biologique en continu et en cuvée ont été menées avec des boues déphosphatées au FeCl_3 dans un premier temps et à l'alun dans un second temps.

Enfin, des expériences ont été effectuées afin d'évaluer l'effet de différents facteurs sur le procédé; soit l'état de digestion des boues et l'ajout de percol.

Lors de l'application du procédé, les boues devront être déshydratées pour séparer le surnageant contaminé en métaux des boues destinées à être appliquées en agriculture. La filtration sous vide et la centrifugation ont été étudiées, comme mode de séparation solide-liquide. Les coefficients de résistance spécifique à la filtration ont été déterminés. Ceux-ci permettent d'évaluer les techniques applicables pour la séparation solide-liquide. L'analyse des métaux contenus dans les boues traitées et filtrées par filtration sous vide, permet de suivre le devenir des métaux solubilisés par le procédé.

Étant donné que les boues sont destinées à l'épandage agricole, le devenir des éléments nutritifs azote et phosphore a été suivi. Ceci afin de s'assurer que les boues traitées contiennent encore l'azote et le phosphore qui les rendent intéressantes pour l'épandage agricole.

CHAPITRE 1

Revue de littérature



1.1 PROBLÉMATIQUE

Lors du traitement des eaux usées, il y a production massive de boues résiduelles. Ces boues sont constituées de solides en suspension et de la biomasse bactérienne dans le cas d'un procédé biologique, ou de solides en suspension avec les agents flocculants dans le cas d'un procédé physico-chimique. Le volume de ces boues représente 1% du volume des eaux usées traitées (Davis, 1986), et elles contiennent entre 1 et 7% de solides (Lester et al., 1983). Le traitement et la disposition finale de ces boues représentent un des coûts majeurs du traitement des eaux, allant selon certains auteurs, jusqu'à 50% du coût total de la dépollution des eaux (Couillard, 1988a; Davis, 1986; Lester et al., 1983). En plus, selon EPA (1984), dû aux traitements tertiaires, la quantité de boue doublera d'ici l'an 2000.

Les modes de disposition des boues comprennent; l'enfouissement des cendres précédé par l'incinération, l'enfouissement sanitaire et l'épandage agricole. L'incinération est un mode coûteux (Davis, 1987) qui, de plus, pollue l'air (Scheltinga, 1987). En fait, au Canada lors d'une étude, il s'est révélé qu'il en coûtait de 357 \$ CAN/t brute à 925 \$ CAN/t brute pour l'incinération dans 4 grosses villes ontariennes (Proctor & Redfern Group, 1986). Le coût par tonne digérée serait 30% plus élevé, donc de 464 \$ CAN/t digérée à 1 202 \$ CAN/t digérée. Lorsqu'on compare ce coût à celui de 191 \$ CAN/t brute qui est estimé à partir des données de laboratoire (Couillard et al., 1990a) pour la solubilisation des métaux et l'épandage agricole sur les boues anaérobies, l'écart est frappant. En plus, il faut disposer des cendres sécuritairement. L'enfouissement sanitaire est de plus en plus difficile dû au manque de site approprié (Couillard et al., 1987). Enfin, le rejet en mer est inacceptable à cause des problèmes environnementaux qu'il occasionne (Lester et al., 1983). Ainsi, l'épandage sur des terres agricoles, s'avère souvent la solution la plus économique (Davis, 1987; 1986).

En plus les boues constituent un excellent engrais (Davis, 1987), et un bon amendement de sol. Elles permettent une économie d'engrais puisque, selon Environnement Canada (1985), la valeur marchande moyenne de l'azote, du phosphore et du potassium, contenue dans les boues est estimée à 56.60\$ CAN

tm⁻¹ boue sèche. Le tableau 1.1 donne la composition en nutriments des boues de 34 villes du Québec.

Par contre, l'accumulation des métaux lourds dans les boues, présente des inconvénients pour leur épandage agricole. En effet, dans les usines municipales d'épuration des eaux usées, les principaux métaux lourds (le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le plomb (Pb), le mercure (Hg), le chrome (Cr), le nickel (Ni)) et le manganèse (Mn)) se concentrent dans les boues des décanteurs primaires et secondaires (Stephenson et Lester, 1987a; 1987b; Nelson, 1986; Stoveland et al., 1979; Cheng et al., 1975; Oliver et Cosgrove, 1974). Le manganèse est un élément problématique au Québec (St-Yves et Beaulieu, 1988). La plupart des métaux lourds étant toxiques, leur concentration en trop grande quantité dans les boues résiduelles est inquiétante (Scheltinga, 1987; Tjell, 1986; Sommers et Nelson, 1981). Le cuivre, le nickel et le zinc sont phytotoxiques (Webber, 1986; Davis et Carlton-Smith, 1984; Beckett et Davis, 1982; Bingham et al., 1979). Tandis que le cadmium est zootoxique (Nriagu, 1988; Environnement Canada, 1985; Lester et al., 1983; Ryan et al., 1982; Naylor et Loehr, 1981). Celui-ci est très redouté, car les concentrations requises pour être zootoxiques sont plus faibles que celles nécessaires pour être phytotoxiques.

De même, l'accumulation du manganèse, du fer, du zinc et du cadmium par les plantes a déjà été prouvée (Scheltinga, 1987). Les tableaux 1.2 et 1.3 illustrent les normes relatives aux teneurs en métaux lourds admissibles dans les boues destinées à l'épandage agricole.

En Ontario, plus de 50% des boues dépassent les normes pour la teneur en métaux lourds (Wong et Henry, 1984b). Aux États-Unis, 50 à 60% des boues dépassent les normes (Wozniak et Huang, 1982). De plus, une étude sommaire effectuée au Québec (voir tableau 1.4), révèle que 18 municipalités sur 34 dépassent au moins pour un des métaux les normes tolérées dans les boues. Le cuivre est l'un des éléments les plus problématiques. La seule solution pour ces boues dépassant les normes tolérées pour l'épandage agricole, reste la décontamination, c'est-à-dire l'enlèvement des métaux lourds.

Tableau 1.1: Contenu en solides totaux (ST) et en nutriments dans les boues de 34 villes du Québec (Source: St-Yves, et Beaulieu, 1988)

MUNICIPALITÉ	ST mg/L	NTK mg/kg m.s.	NH ₄ mg/kg m.s.	NO ₂ + NO ₃ mg/kg m.s.	P tot mg/kg m.s.	K mg/kg m.s.	Ca mg/kg m.s.	Mg mg/kg m.s.
Ascot Corner (BD)	49 000	72 400	17 900	2.1	1 455	572	3 190	1 515
Aubert-Gallion (BA RBS)	19 100	26 600	3 270	429	15 460	2 762	10 910	2 311
Ayer's Cliff (BA)	33 000	58 300	12 700	2.6	980	1 493	1 223	1 180
Beauceville (BA Fo)	24 100	34 630	8 130	353	18 210	3 956	11 880	4 345
Beauharnois (BA Fo)	6 600	51 061	1 515	127.3	13 435	7 400	20 800	8 200
Black-Lake (BA RbS)	12 000	40 140	12 000	840	16 980	7 478	10 330	17 200
Campbell's Bay (BD)	10 600	27 736	849	101.9	3 563	1 500	18 100	5 500
Chapeau (BD)	24 400	29 385	2 869	109.8	4 266	1 400	8 500	2 500
Communauté régionale outaouais (BA)	7 000	82 000	24 286	154.3	28 953	7 600	38 600	6 100
Cowansville (BA Fo)	41 000	27 500	19 300	4.6	5 265	2 650	1 120	1 565
Farnham (BA Fo)	61 000	14 500	8 800	4.5	2 265	2 855	2 199	1 125
Granby (BA)	31 000	47 600	15 100	16.1	3 585	7 741	1 250	1 685
Jonquière (BA Fo)	20 800	40 270	9 760	567	24 630	8 654	13 280	4 240
Lac-Mégantic (BA AP)	19 500	56 960	14 370	785	18 840	15 550	12 820	6 827
Magog (BA Fo)	52 000	45 200	25 000	12.1	3 755	3 120	351	1 314
Mont-Rolland (BA)	11 400	17 895	728	126.3	15 470	8 500	14 900	6 500
Mont-Tremblant (BD)	27 800	19 353	1 727	79.9	16 363	1 600	14 500	1 500
Notre Dame des Pins (BD)	24 700	26 450	2 840	96.4	12 850	1 023	14 200	2 597
Notre-Dame-du-Lac (BA)	22 800	28 530	4 280	260	16 310	2 073	13 270	4 942
Rock Forest (BA)	44 000	76 700	16 500	6.9	4 750	4 332	610	1 602
Rock Island (BA)	19 000	121 000	13 200	2.1	4 897	2 159	450	836
Salaberry de Valleyfield (BA)	19 000	104 947	3 158	31.6	14 265	8 400	29 100	9 500
Ste-Agathe-des-Monts (BA)	12 500	44 320	3 200	33.6	16 529	9 200	13 200	4 800
Ste-Helene-de-Bagot (BD)	32 000	67 200	46 900	9.8	1 163	1 630	1 477	996
Ste-Madeleine (BA)	5 000	105 000	32 400	80	5 764	7 679	1 964	3 089
Ste-Mélanie (BA)	3 600	53 360	15 570	943	11 980	6 641	16 490	3 731
St-Bernard (BA AP)	6 200	35 000	3 470	2 415	34 300	5 485	42 310	5 771
St-Gabriel-de- Brandon (BA Fo)	18 000	47 980	15 770	237	13 750	5 240	12 230	3 012
St-Hyacinthe (BA)	38 000	63 800	42 800	8.5	4 847	4 471	1 935	1 917
St-Jean-Baptiste-de- Rouville (BA Fo)	10 800	40 185	1 204	50	16 127	7 800	16 800	4 900
St-Jovite (BA)	4 100	139 268	2 927	141.5	18 465	5 800	18 500	4 00
St-Placide (BD)	18 600	21 237	2 688	318.3	4 731	1 600	23 600	4 800
Val-D'or (BA Fo)	28 700	47 000	12 370	476	17 960	5 407	16 240	3 869
Victoriaville (BA)	39 700	45 890	11 600	379	23 680	7 516	21 140	3 726

Types de traitement

- BA : Boues activées
- BD : Bio-disques
- BA AP : Boues activées Aération prolongée
- BA Fo : Boues activées Fosses d'oxydation
- BA RBS: Boues activées Réacteur biologique séquentiel

Note: Prise d'un seul échantillon dans chaque cas

M.S. = matière sèche

Tableau 1.2: Normes de la CEE relatives aux teneurs de métaux tolérées pour l'épandage agricole

Métal	Sol (mg kg ⁻¹ sec)	Boue (mg kg ⁻¹ sec)	Quantité annuelle (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)
Cadmium	1-3	20-40	0.15
Cuivre	50-140	1000-1750	12
Nickel	30-75	300-400	3
Zinc	150-300	2500-4000	30
Plomb	50-300	750-1200	15
Mercure	1-1.5	16-25	0.1

Tiré de Davis, 1987

Tableau 1.3: Concentrations maximales tolérables de métaux lourds (mg kg⁻¹ boue sèche) dans les boues étant considérées acceptables pour épandage sur les terres agricoles (Tiré de Webber et al., 1984 et modifié)

Elément	Québec***	Belgique	Canada	Danemark	Finlande	France	Allemagne de l'ouest	Pays-Bas	Norvège	Suède	Suisse	Tous les pays		CEE Directive	
												Gamme	Mediane	R*	M**
As	20	10	75					10				10-75	10		
Cd	15	10	20	8	30	20	20	5	10	15	30	8-30	7	20	40
Co	100	20	150		100				20	50	100	20-150	75		
Cr	1000	500			1000	1000	1200	500	200	1000	1000	200-1200	1000		
Cu	1000	500			3000	1000	1200	600	1500	3000	1000	500-3000	1100	1000	1750
Hg	10	10	5	6	25	10	25	5	7	8	10	5-25	10	16	25
Mn	1500	500			3000				500			500-3000	500		
Mo	25		20								20		20		
Ni	180	100	180	30	500	200	200	100	100	500	200	30-500	200	300	400
Pb	500	300	500	400	1200	800	1200	300	300	300	1000	300-1200	500	750	1200
Se	25	25	14			100						14-100	25		
Zn	2500	2000	1850		3000	3000	3000	3000	3000	10000	1000	1000-10000	3000	2500	4000

* R : recommandé selon Davis (1987)

** M : maximale selon Davis (1987)

*** : selon Flynn et al. (1987)

Tableau 1.4: Contenu en composés potentiellement toxiques dans les boues résiduares de 34 villes du Québec (Source St-Yves et Beaulieu, 1988)

MUNICIPALITÉ	As mg/kg m.s.	B mg/kg m.s.	Cd mg/kg m.s.	Co mg/kg m.s.	Cr mg/kg m.s.	Cu mg/kg m.s.	Mn mg/kg m.s.	Hg mg/kg m.s.	Mo mg/kg m.s.	Ni mg/kg m.s.	Pb mg/kg m.s.	Se mg/kg m.s.	Zn mg/kg m.s.	BPC mg/kg m.s.
Ascot Corner (BD)	20	29	5.11	2.92	17	421	239	0.068	19.5	12	52	<0.1	1 195	<0.05
Aubert-Gallion (BA RBS)	4.9	114	4.7	4.6	50.2	468	192	0.64	9.8	16.2	102	0.1	555	<0.002
*Ayer's Cliff (BA)	1.6	28	0.85	6.44	9.4	708	2 820	0.12	5.31	19.7	0.94	<0.1	390	<0.05
*Beauceville (BA Fo)	4.9	244	5.2	9.1	52.8	371	793	2.24	6.6	22.7	108	0.2	1 765	<0.002
*Beauharnois (BA Fo)	1.4	37	3.7	8.8	29.9	274	3 645	12.2	25	29.9	136	3.1	58.3	<0.5
*Black-Lake (BA RbS)	4.6	255	5.9	11.1	214	1 518	318	1.89	12.9	80	172	0.1	493	<0.004
*Campbell's Bay (BD)	0.8	2	3.3	<5	32.3	950	158	4.2	<25	22.4	191	0.98	1 042	<0.02
Chapeau (BD)	0.3	<2	2.3	<5	21.7	747	231	0.5	<25	17.1	130	1.5	517	<0.1
Communauté régionale outaouais (BA)	1.1	<2	<2	6.9	22.5	411	940	1.4	<25	27.4	127	1.4	470	<0.5
*Cowansville (BA Fo)	0.99	33	1.8	11.3	58	1 020	5 510	0.257	10	25.4	70	<0.1	445	<0.05
*Farnham (BA Fo)	0.55	40	1.76	413	161	1 056	3 116	0.343	5.60	10.6	3.52	<0.1	464	<0.05
*Granby (BA)	1.72	32	0.88	6.14	34.4	816	1 740	0.2	15.4	15.7	5.9	<0.1	178	<0.05
*Jonquière (BA Fo)	1.8	225	5	8.7	55.4	352	121	3.8	8.4	19.7	153	0.1	393	<0.002
*Lac-Mégantic (BA AP)	3.5	260	2.2	6.3	26.3	704	1 302	1.25	5	19.6	68.3	<0.1	262	<0.002
Magog (BA Fo)	1.41	34	1.41	3.12	17.7	323	229	0.565	5.88	19.3	12.5	<0.2	173	<0.05
Mont-Rolland (BA)	0.3	<2	<2	<5	20.5	693	398	0.8	<25	19.2	107	0.6	385	<0.05
*Mont-Tremblant (BD)	0.3	<2	3.2	<5	20.4	1 654	102	3.4	<25	15.9	107	1.1	840	<0.1
*Notre Dame des Pins (BD)	14.5	134	5	12.1	28.6	461	2 566	1.31	9	20.6	61.9	1.8	778	<0.002
Notre-Dame-du-Lac (BA)	3.8	184	5.1	12	56	424	339	2.88	9.8	30.5	107	0.3	693	<0.002
Rock Forest (BA)	2.02	31	5.07	2.21	13.1	836	256	0.905	10	22.5	2.35	<0.1	1 197	<0.05
*Rock Island (BA)	0.61	31	1.4	8.33	107	1 478	347	0.854	94	17	13.4	<0.2	444	<0.05
*Salaberry de Valleyfield (BA)	0.4	<2	3.9	7.8	41.9	1 107	1 230	1.5	<25	25.1	123	3.3	548	<0.2
*Ste-Agathe-des-Monts (BA)	0.28	<2	<2	<5	12.3	1 134	382	1.5	<25	14.8	394	0.4	628	<0.2
Ste-Helene-de-Bagot (BD)	0.47	35	1.64	1.03	6.56	328	70	0.102	10	8.44	0.94	<0.1	506	<0.05
Ste-Madeleine (BA)	0.01	59	2.91	3	12.4	455	839	0.165	18.8	15.3	28.2	<0.2	413	<0.05
Ste-Melanie (BA)	2	91.7	5.9	5.6	47.2	521	73.4	1.25	13.8	12.3	150	0.1	369	<0.008
*St-Bernard (BA AP)	6.6	189	5.5	13.2	32.1	454	2 996	1.86	28.9	19	103	0.2	882	<0.006
St-Gabriel-de- Brandon (BA Fo)	0.8	185	3.0	4	147	182	353	1.98	10.8	11.8	91.3	0.1	336	<0.002
St-Hyacinthe (BA)	0.59	31	1.62	3.58	19.6	314	348	0.075	16.3	10.3	31.4	<0.1	339	<0.05
St-Jean-Baptiste-de- Rouville (BA Fo)	0.3	<2	<2	<5	15.8	298	368	0.8	<25	16.4	31.6	1.2	447	<0.2
*St-Jovite (BA)	0.5	<2	<2	<5	24.7	1 089	2 046	1.1	<25	19.8	155	0.8	627	<0.5
*St-Placide (BD)	1.5	<2	4.5	<5	20.3	773	149	1.7	45	21.3	208	2.4	1 021	<0.2
Val-D'Or (BA Fo)	3.3	74.2	5.6	12.9	52.5	766	1 315	1.81	10.2	27	144	0.4	642	<0.003
*Victoriaville (BA)	3.8	77.2	11.2	4.7	33.7	650	2 251	1.32	12.2	17.3	148	0.4	718	<0.001

Types de traitement

- BA : Boues activées
- BD : Bio-disques
- BA AP : Boues activées Aération prolongée
- BA Fo : Boues activées Fosses d'oxydation
- BA RBS: Boues activées Réacteur biologique séquentiel

Notes

Souligné = Dépasse la norme obligatoire
 Prise d'un seul échantillon dans chaque cas
 18 villes sur 34 dépassent les normes obligatoires pour un toxique au moins

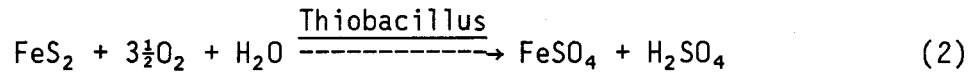
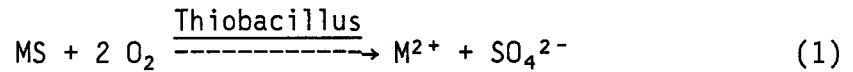
* Municipalité qui dépassent la norme obligatoire pour un ou plusieurs toxiques

1.1.1 La solubilisation chimique et l'enlèvement magnétique versus la solubilisation biologique

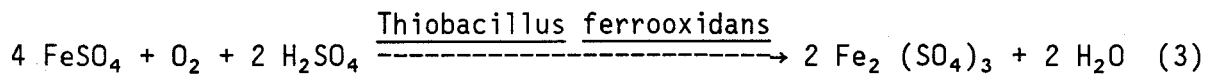
L'enlèvement des métaux contenus dans les boues s'effectue par leur solubilisation. Celle-ci peut être faite de façon chimique ou biologique. La solubilisation chimique a été étudiée à plusieurs reprises (Kiff et al., 1983; Wozniak et Huang, 1982; Jenkins et al., 1981; Cornwell et al., 1980; Oliver et Carey, 1976; Bloomfield et Pruden, 1975; Olver et al., 1975; Scott et Horlings, 1975). Il s'est révélé que, la plupart du temps, ces méthodes étaient inefficaces pour solubiliser le plomb et le cuivre; ce dernier étant un des éléments très problématiques des boues. En plus, ces méthodes sont coûteuses puisqu'elle requièrent de grandes quantités d'acide, soit de 0,5 à 0,8 g H₂SO₄/g boue sèche (Tyagi et Couillard, 1987a; Wong et Henry, 1983; Schönborn et Hartmann, 1978; Oliver et Carey, 1976).

La solubilisation biologique des métaux est plus économique et simple. Celle-ci est assurée par des bactéries du genre Thiobacille et l'espèce la plus utilisée, pour la solubilisation bactérienne des métaux est: Thiobacillus ferrooxidans découvert par Colmer et al. (1950). Ces bactéries sont chemo-autotrophes, tirant leur énergie métabolique de substances chimiques. Dans le cas de Thiobacillus ferrooxidans, c'est l'oxydation du soufre sous forme réduite et du fer ferreux qui lui procure son énergie métabolique (Harrison, 1984; Ingledew, 1982; Lundgren et Silver, 1980; Guay et al., 1976). Donc les sulfures de métaux, ainsi que le fer ferreux contenus dans les boues, permettent, en théorie, la croissance de ces bactéries. Thiobacillus ferrooxidans est une bactérie mésophile à gram négatif (Vishniac, 1974) qui se présente sous forme de bâtonnets de dimension 0,5 à 0,8 µm x 1,0 à 2,0 µm (Bosecker et Kursten, 1978). La seule source de carbone de cette bactérie est le dioxyde de carbone (Harrison, 1984; Guay et al., 1976). Elle assimile l'azote sous forme d'ions ammonium (Harrison, 1982). Thiobacillus acidophilus et Acidiphillum cryptum sont des bactéries hétérotrophes nécessaires à Thiobacillus ferrooxidans, car elles se nourrissent des pyruvates qu'elles excrètent (Harrison, 1984). T. acidophilus oxyde la matière organique et les formes réduites du soufre, alors que A. cryptum oxyde la matière organique seulement. Mentionnons Thiobacillus thiooxidans qui est aussi en mesure d'oxyder le soufre réduit (S²⁻, S₂O₃²⁻, S₄O₆²⁻; S⁰).

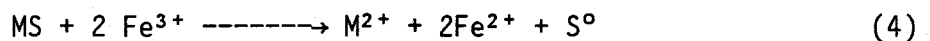
La solubilisation bactérienne des métaux peut se faire selon deux mécanismes; direct et indirect. Le mécanisme direct est décrit dans les équations 1 et 2 (Tyagi et Couillard, 1989; Hutchins et al., 1986; Torma, 1986; Lundgren et Silver, 1980).



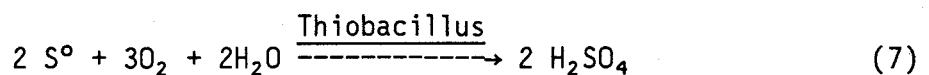
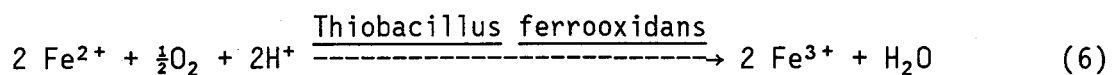
Et si c'est le sulfate ferreux qui est utilisé comme substrat, il est aussi directement oxydé selon l'équation 3 (Bosecker et Kursten, 1978).



Dans le mécanisme indirect, les ions ferriques générés par l'oxydation du fer ferreux par les bactéries réagissent avec les sulfures des métaux pour produire du Fe (II) et du soufre élémentaire (voir équations 4 et 5).



Ces réactions sont purement chimiques et n'impliquent pas les bactéries. C'est dans une étape subséquente que les ions ferriques sont oxydés par les bactéries en Fe (III) et le soufre élémentaire est oxydé en sulfate (voir équations 6 et 7).



L'acide sulfurique produit dans les équations 2 et 7 contribue à abaisser le pH et à solubiliser les métaux. La solubilisation bactérienne des métaux demeure donc un mode d'enlèvement des métaux économique, puisqu'il requiert jusqu'à 5 fois moins d'acide (Tyagi et al., 1988). En plus, il assure jusqu'à l'enlèvement de 60 à 79% du cuivre (Couillard et al., 1988d; Mercier, 1988; Tyagi et al., 1988, Tyagi et Couillard, 1987b; Wong et Henry, 1983). La figure 1.1 illustre le schéma du procédé, qui peut être appliqué pour la décontamination des boues par solubilisation biologique des métaux. La baisse de pH due aux thiobacilles permet aux métaux de se transformer en ions libres (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+}). Lors de la séparation solide-liquide en aval du réacteur, ces ions libres se retrouvent dans la phase liquide ou filtrat. Les solides (boues) sont libérés des métaux. La phase liquide contenant les métaux est ensuite neutralisée à pH 10 avec de la chaux ce qui permet de précipiter les métaux qui seront décantés puis filtrés. Ceci forme le résidu métallique. Les solides (boues) sont aussi neutralisés à pH 7 avec de la chaux pour permettre leur épandage agricole.

Un procédé magnétique avec une résine échangeuse d'ions est en développement en Australie (Becker et al., 1989). Les auteurs ont utilisé des boues artificiellement contaminées ce qui ne donne pas nécessairement une idée réelle de la disponibilité des métaux. Le procédé requiert un tamisage et 0,15 à 0,20 g H_2SO_4 /g boue sèche comparativement à 0,072 (Couillard et al., 1988d) avec le procédé biologique. De plus, 0,030 g de chlore par g de boue sèche sont nécessaires. Le procédé biologique n'en requiert pas. Le procédé magnétique requiert aussi de la chaux avec 0,12 g de chaux par g de boue sèche comparativement à 0,118 g de chaux par g de boue sèche pour le procédé biologique, en plus de la consommation de la résine qui est partiellement perdue lors de la séparation des solides. Dans le meilleur des cas, avec des boues activées, ils obtinrent 57%, 66% et 86% d'enlèvement du Cu, Zn et Cd comparativement à 78% Cu, 77% Zn et 75% Cd pour le procédé biologique sur les boues anaérobies (Couillard et al., 1988d). De l'avis même des auteurs, le procédé ne peut être économique pour les boues anaérobies, il ne pourrait donc traiter les boues des décanteurs primaires où une bonne partie des métaux est précipitée. En fait, une étude de la littérature démontre qu'en moyenne 51% Cr, 23% Ni et 75% Zn sont précipités dans le décanteur primaire (Stoveland et al., 1979). Une étude à l'échelle pilote du procédé magnétique sera effectuée après

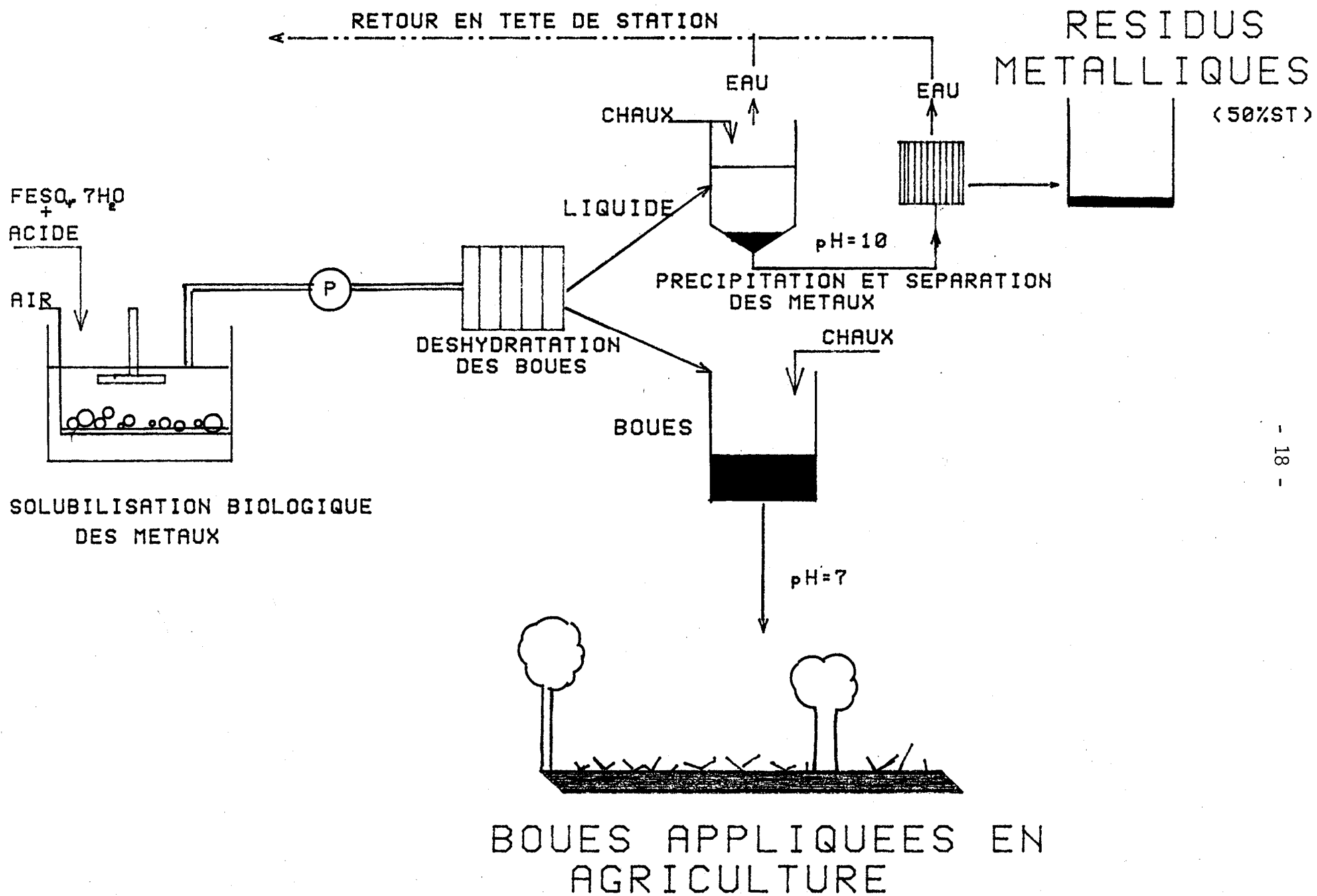


Figure 1.1: Schéma du procédé applicable pour la décontamination biologique des boues d'épuration.

que la faisabilité sur des boues réelles au laboratoire soit démontrée (Becker et al., 1989).

1.1.2 Boues digérées aérobies et anaérobies

Les conditions réductrices prévalant lors de la digestion anaérobie des boues, favorisent la formation de sulfures de métaux (Hayes et Theis, 1978; Mosey, 1976; Legret et al., 1983). Étant donné que ces sulfures de métaux peuvent servir de substrat à T. ferrooxidans (Wong et Henry, 1984a), les recherches sur la solubilisation bactérienne dans les boues ont été plutôt dirigées vers les boues digérées de façon anaérobie. Peu de recherches ont donc été effectuées sur des boues aérobies. Mais au Québec, le type de digestion pratiqué rend les avenues de recherche sur les boues aérobies nécessaires. En effet, mis à part la Communauté Régionale de l'Outaouais, Valcartier et Ville de Deux Montagnes, presque toutes les usines de traitement des eaux au Québec, font une digestion partielle par stockage aérobie de leurs boues. La disponibilité d'un substrat économique ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) pour nourrir Thiobacillus ferrooxidans permet d'envisager l'application du procédé biologique de solubilisation des métaux sur les boues aérobies.

1.2 LA DIGESTION DES BOUES D'ÉPURATION

1.2.1 Objectifs de la digestion

Dans les procédés d'épuration des eaux, les boues résiduelles produites par le traitement des eaux usées, sont digérées. Les objectifs de cette digestion visent à diminuer la putrescibilité des boues, pour assurer leur disposition sans qu'il y ait dégagement d'odeur (EPA, 1979a). De même, la digestion permet de réduire l'activité bactérienne des boues pour éviter la présence en trop grand nombre de bactéries pathogènes. Également elle permet de prévenir les problèmes de baisse de pH du sol lors de leur épandage, dû à une nitrification "in situ" sur le champs. En dernier lieu, la digestion vise la réduction du volume des boues pour des considérations économiques de transport (EPA, 1979a). Les procédés de digestion examinés ici, sont de type aérobie et anaérobie mésophiles.

1.2.2 Critère d'évaluation de la digestion

Avant d'examiner les différents processus de digestion, il importe de connaître quels sont les critères d'évaluation de la digestion d'une boue. Selon l'EPA (1984), les boues anaérobies et aérobies sont considérées digérées lorsque la réduction de solides volatils atteint 38%. Au Québec, toujours pour les boues aérobies et anérobies, la règle est de fixer l'âge des boues à 20 jours (Flynn et al., 1987). Selon d'Antonio (1983), le pH est aussi un bon indicateur de la progression du processus de digestion dans les boues aérobies. Également, dans les boues aérobies, selon Ahlberg et Boyko (1972), un taux de consommation d'oxygène par les bactéries se situant entre 0,5 et 1,0 mg O₂/g VSS·h est un critère fiable pour indiquer si la digestion est terminée. Selon l'EPA (1979a), le K_d peut être utilisé pour illustrer le taux de la digestion de la matière organique. Ainsi, la diminution de la matière organique en fonction du temps dans le digesteur aérobie peut être représenté comme:

$$\frac{dM}{dt} = -K_d M$$

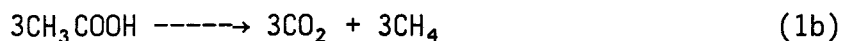
et où $\frac{dM}{dt}$ = décomposition de la matière organique par unité de temps (M T⁻¹)

K_d = taux constant de la réaction (T⁻¹)

et M = concentration de solides volatils biodégradables encore présents au temps t dans le digesteur (M L⁻³).

1.2.3 La digestion anaérobie

La digestion anaérobie est opérée aux environs de 35°C et en l'absence d'oxygène; ce qui favorise les bactéries anaérobies méthanogènes. La matière cellulaire est transformée en gaz méthane, en ammoniaque et en CO₂ par une série de réactions comportant une phase acidogène et une phase méthanogène. Le procédé est résumé à l'équation 1.

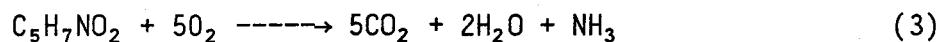
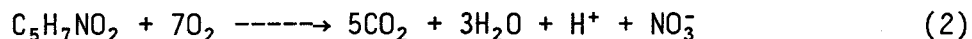


C'est un procédé sensible aux inhibitions par les métaux lourds, difficile à contrôler et à faire fonctionner efficacement. Le gaz méthane provenant de la réaction peut servir comme source de combustible pour chauffer le réacteur. Le pH final de la digestion anaérobie est légèrement alcalin (pH \approx 7.2 - 7.5).

Le POR des boues digérées anaérobies se situe entre -500 et -300 mV et les métaux sont en grande partie sous forme de sulfures (Hayes et Theis, 1978). Selon l'EPA (1979a), le surnageant de la digestion est très chargé et peut causer des problèmes lors de son retour en tête de station. Enfin, toujours selon l'EPA (1979a), le temps de rétention des solides y est de 10 à 28 jours et l'équipement sophistiqué requis pour le chauffage des boues entre autres, implique des coûts élevés d'installation. C'est donc un type de digestion économique pour des stations d'épuration de plus de 10 MGD (Deeny et al., 1985).

1.2.4 La digestion aérobie

La stabilisation des boues par voie aérobie, transforme la matière cellulaire en CO_2 et H_2O en présence d'oxygène. S'il y a nitrification (voir équation 2), il y a consommation de 1,98 kg O_2 /kg VSS détruit (Reynolds, 1973). Alors que sans nitrification (voir équation 3), la consommation d'oxygène est de 1,42 kg O_2 /kg VSS détruit (Reynolds, 1973).



Selon Ahlberg et Boyko (1972), le POR d'une boue aérobie est supérieur à 400 mV. La digestion aérobie en deux étapes est préférable pour éviter les court-circuits de pathogènes, et permet également de sauver sur l'aération, car après cinq jours, la consommation d'oxygène est réduite (Smith, 1971; Ahlberg et Boyko, 1972). Ainsi, dans le second bassin, le taux d'oxygénation peut être

ajusté, évitant alors les pertes inutiles d'énergie. Le surnageant d'une digestion aérobie est également moins chargé que celui d'une digestion anaérobie (EPA, 1979a). Par contre, les coûts d'aération sont plus élevés et les boues sont plus difficiles à déshydrater.

Enfin, étant donné que les coûts d'installation sont moins élevés dans le cas d'une digestion aérobie (EPA, 1979a), ce procédé serait plus approprié pour les petites et moyennes usines (Deeny et al., 1985).

1.2.5 Les organismes pathogènes et la digestion

Un des objectifs de la digestion est de réduire les organismes pathogènes. La digestion anaérobie inactiverait 76 à 96% des virus, détruirait 95 à 99% des coliformes fécaux, 80 à 87% des streptocoques fécaux, 25 à 92% des Salmonella typhosa (thyphoïdes) et 60 à 90% des Mycobacterium tuberculosis (tuberculose) (Berg, 1978). Par contre, selon cet auteur, elle est peu efficace pour la destruction des oeufs de parasites (Ascaris lumbricoïdes, Taenia saginata, etc.).

Dans les boues digérées aérobies, il y a également une réduction des organismes pathogènes. Mais selon Degrémont (1978), l'élimination des organismes pathogènes est moins efficace dans une digestion aérobie et la destruction des vers est plus aléatoire.

Pour Black et al. (1982), la destruction des oeufs de parasite est meilleure avec ce type de digestion. Storey (1987) quant à lui, conclut que tous les procédés réduisent le nombre d'oeufs, mais considère la digestion anaérobie plus ovicide.

1.3 SOLUBILISATION DES MÉTAUX DANS LES BOUES DIGÉRÉES ANAÉROBIES

La solubilisation des métaux dépend du pH, du POR, de la concentration en métaux et en solides totaux (Mercier, 1988; Tyagi et al., 1988; Tyagi et Couillard, 1987a; Wong et Henry, 1983). Wong et Henry (1984b; 1983), solubilisent après 8 à 10 jours en cuvée sur des boues anaérobies: 87% Zn, 86% Cd, 65% Cu, 78% Ni et 0% de Pb. Ils effectuèrent leurs expériences avec des

boues préacidifiées à pH = 4 (0,15 g de H_2SO_4 /g boue sèche sont requis), à 20°C, sans ajout de substrat ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$). La solubilisation bactérienne n'affectait pas les propriétés fertilisantes et d'amendement de sol des boues (i.e. que les quantités de phosphore, de potassium et d'azote restaient peu changées). Enfin, à pH < 4, 90% des hétérotrophes étaient éliminés.

Dans des boues anaérobies préacidifiées à pH=4, à 30°C, en cuvée, Tyagi et al. (1988), en 10 jours, solubilisèrent 95% Zn; 75% Cu, 50% Cd et 55% de Pb. Ils trouvèrent que la solubilisation diminue à mesure que le pourcentage des solides totaux augmente et qu'une culture mixte (T. ferrooxidans et T. Thiooxidans) donnait des meilleurs résultats qu'une culture pure. Mercier (1988) en continu, avec un temps de séjour de 3 jours, et $3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ solubilisa 77% Zn, 62% Cu et observa pendant le processus de solubilisation, une réduction des solides volatils de 1% par jour. Un seuil minimal de POR de 200 mV fut nécessaire pour solubiliser le Cu et la solubilisation de celui-ci est très corrélée avec l'augmentation du POR (Mercier, 1988). Un bio-réacteur à ascension pneumatique et un réacteur en continu avec recirculation (CSTR) sont équivalents au niveau de l'efficacité avec un temps de séjour de 0,75 jour, à 30°C, avec 20% de recirculation et un pH de 4,5 à l'entrée. Environ 91% et 94% du Zn, 89% et 91% du Cu ainsi que 81% et 66% du Cd respectivement ont été solubilisés dans les boues anaérobies (Couillard et al., 1988d).

1.4. LA SOLUBILISATION DES MÉTAUX DANS LES BOUES DIGÉRÉES AÉROBIES

La solubilisation bactérienne dans des boues digérées de façon aérobie n'a pas été tentée jusqu'à maintenant. Mais le POR élevé de ces boues (400 mV selon Ahlberg et Boyko, 1972) rend avantageux l'utilisation de ces boues pour la solubilisation bactérienne. En effet, des valeurs de POR élevées favorisent la solubilisation des métaux dont notamment le Cu, qui est très dépendant du POR (Couillard et al., 1990b; Mercier, 1988).

Mercier (1988) obtient de meilleurs résultats pour la solubilisation du Cu, dans des boues anaérobies, avec l'ajout du substrat $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, à une concentration de 3 g/L par rapport à 1 g/L. L'ajout du substrat $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ de Sidbec-Dosco, n'entraîne pas une augmentation marquée du coût des produits requis (i.e. 6\$/tonne boue sèche pour 32\$/tonne boue sèche de produits

chimiques, nécessaires au procédé) (Couillard et al., 1988c; Piché, 1988). Donc, l'absence des métaux sous forme de sulfures comme substrat des bactéries dans les boues aérobies ne devrait pas entraîner de difficultés majeures puisque l'ajout d'un substrat économique pour les bactéries est possible. Enfin, toujours dans le but d'optimiser et de rentabiliser le procédé de solubilisation, différentes combinaisons de digestion et solubilisation sont possibles.

1.4.1 La digestion en milieu acide

Mercier (1988), lors de la solubilisation bactérienne sur des boues anaérobies (pH < 4), observa une réduction des solides volatils de 1%/jour. Parmi les organismes retrouvés dans les boues (voir le tableau 1.5), les bactéries T. acidophilus et A. cryptum ainsi que certains champignons et levures, sont des hétérotrophes pouvant vivre à pH acide. Il existe donc des organismes, en milieu acide, qui sont en mesure d'oxyder la matière organique et de participer à la digestion des boues. Par contre, il n'y a pas de nitrification en milieu acide, puisque les nitrosomonas ne peuvent fonctionner dans ces basses valeurs de pH. Et la production d'acide organique simple par les bactéries hétérotrophes (Vishniac, 1974) peut soulever des problèmes de toxicité pour T. ferrooxidans empêchant ainsi une solubilisation des métaux simultanée à la digestion. En effet, selon Ingledew (1982), à des concentrations d'acide organique de 5 mM dans un tampon à pH 3, l'oxydation du Fe^{2+} est diminuée de 10 à 60%. Malgré qu'il est peu probable d'atteindre de telles concentrations, les possibilités de toxicité pour T. ferrooxidans restent à vérifier.

1.4.2 La nitrification comme économie d'acide

Lors de la digestion aérobie, la nitrification entraîne la formation de HNO_3 (voir équation (2) de la section 1.2.4) qui peut abaisser le pH final à des valeurs se situant entre 4,0 et 6,4 (D'Antonio, 1983; EPA, 1979a; Koers et Mavinic, 1977; Ahlberg et Boyko, 1972). La figure 1.2 illustre la relation existant entre la température de digestion et la diminution de pH due à la nitrification (Randall et al., 1975). Étant donné que le procédé de solubilisation fonctionne à pH acide (l'optimum de croissance de Thiobacillus ferrooxidans est à un pH=2,3), la baisse de pH due à la

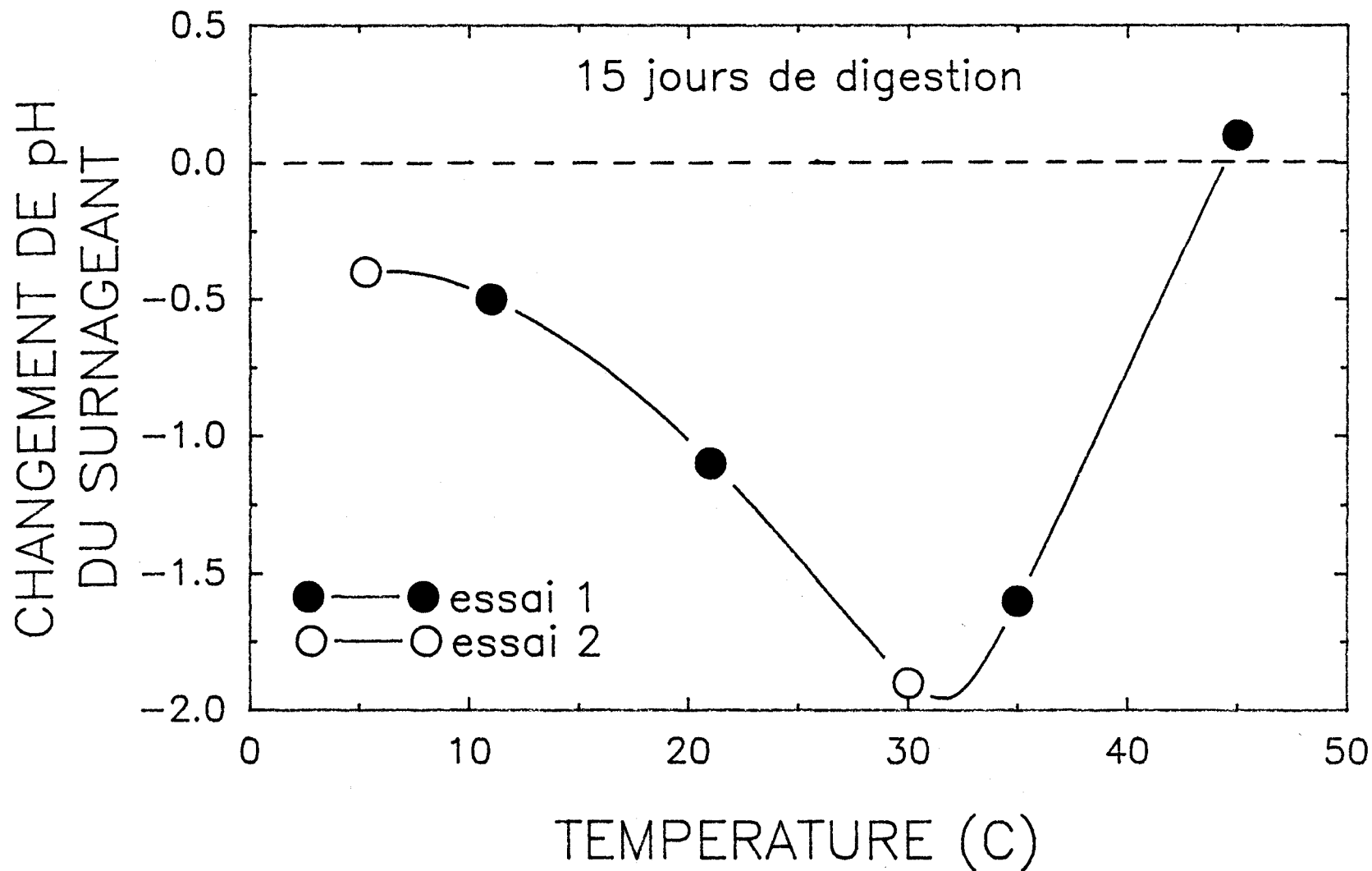


Figure 1.2: Effet de la température sur le changement de pH principalement dû à la nitrification lors de la digestion aérobie (tiré et modifié de Randall et al., 1975).

Tableau 1.5: Gammes de pH tolérés pour divers types de micro-organismes qui peuvent être présents dans les boues d'épuration (selon Vishniac, 1974 sauf pour les champignons et levures)

(Tiré de Mercier, 1988)

Micro-organismes	Gamme de pH tolérés	pH final lorsque croissance sur Monosaccharide
<u>Zooglea ramigera</u>	Pas de croissance à pH 4.5 ou 9.6	---
<u>Streptococcus</u>	4.1 - ?	4.1 - 4.6
<u>Bacillus subtilis</u> (synonyme B-mésentérique)	5.5 - 8.5 limite non connue	?
<u>B. coagulans</u>	4.0 - ?	4.0 - 5.0
<u>B. proteus</u>	?	?
<u>Micrococcus</u>	4.5 - ?	4.5 - 5.9
<u>Gluconobacter</u> (fruit surrissage)	4.5 - ?	4.5
<u>Acetobacter peroxydans</u> (surrissage) des végétaux	4.0 - ?	4.0
<u>Lactobacillus aéro-gène</u>	4.5 - 5.8	4.5
<u>E. coli</u>	4.5 - ?	Forme acide formique
<u>Thiobacillus acidophilus</u>	1.5 - 6.0	---
<u>Acidiphillum cryptum</u>	2.0 - 6.0	---
Champignons et levures*	2.0 - 7.0 1.5 - 3.5	

* Réf.: Skinner et al., 1980

nitrification permet d'espérer des économies sur l'acide requis pour diminuer le pH des boues.

Par contre, le processus de nitrification peut être inhibé par les métaux lourds. Le tableau 1.6 indique les concentrations de métaux lourds solubles requises pour inhiber la nitrification (Anthony et Breimhurst, 1981). Enfin, l'acide nitrique produit lors de la nitrification, est toxique pour T. ferrooxidans. Ainsi, à 5 mM de HNO_3 dans un tampon à $\text{pH} = 3$, le taux d'oxydation du Fe^{2+} baisse de 80% (Ingledew, 1982). Mais la concentration maximale de HNO_3 pouvant être atteinte à $\text{pH} = 4$ est de 0,1 mM, donc bien en dessous du seuil toxique pour T. ferrooxidans. Malgré tout, ici aussi, les possibilités de toxicité pour T. ferrooxidans restent à être vérifiées.

1.4.2.1 Perte d'azote lors des processus de digestion

Étant donné que les boues d'épuration sont destinées à l'épandage agricole, leur valeur en azote est importante. Dans la digestion anaérobie, il y aurait perte du NH_4^+ soluble, lors de l'essorage. L'azote sous forme de NH_4^+ et NH_3 seront aussi perdus en quantité importante par volatilisation lors de l'épandage (Hall et Ryden, 1986; Hinesley et al., 1979). Alors qu'avec la digestion aérobie, due au processus de nitrification (transformation du NH_3 en NO_3^-) c'est le NO_3^- soluble qui sera perdu lors de l'essorage. Par contre, lors de l'épandage, il y aurait moins de perte, puisque le NO_3^- est beaucoup moins susceptible à la volatilisation.

1.4.3 Effets possibles du procédé de solubilisation sur les organismes pathogènes

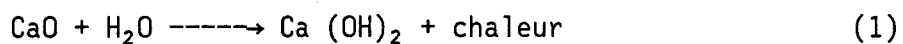
Selon Degrémont (1978), l'élimination des organismes pathogènes se fait seulement à 85% lors d'une digestion aérobie. La solubilisation des métaux se faisait en milieu acide, il est intéressant d'étudier l'effet de destruction de pathogènes avec des pH de 2,5 à 3,3. Gerba et al. (1975) ont constaté que Salmonella typhosa ainsi que E. coli et Streptococcus faecalis, meurent en

Tableau 1.6: Seuils des concentrations de métaux solubles qui inhibent le procédé de nitrification.

Métal	Seuils de concentration des métaux solubles causant une inhibition de la nitrification (mg/L)
Cr ⁺⁶	0,25
Cu	0,05 - 0,5
Pb	0,5
Ni	0,25 - 0,5
Zn	0,08 - 0,5

quelques jours en milieu acide (entre 2,9 et 4,5). La survie des virus quant à elle diminuerait à un pH s'éloignant de la valeur de 6 (Berg, 1978). Et selon l'EPA (1979a), la survie des virus dans le sol est favorisée par un pH légèrement alcalin. Des conditions acides semblent être un environnement hostile aux virus.

Selon Berg (1978), les streptocoques fécaux seraient de bons indicateurs de la survie des virus. Les streptocoques fécaux ne survivant que quelques jours à pH acide (≈ 3), il est probable que les virus soient inactivés après quelques jours lors du procédé de solubilisation des métaux. Enfin, selon Black et al. (1982), l'oxygénation demeure plus efficace pour détruire les oeufs d'helminthes, que l'acidité. En effet ceux-ci peuvent se développer dans des solutions à 50% de H_2SO_4 (Hays, 1977). Schwartzbrod et al. (1987) et Stien et Schwartzbrod et al. (1987) ont trouvé que le conditionnement à la chaux et au chlorure ferrique diminue la viabilité des oeufs d'helminthes (Taenia saginata et T. solium), et des entérovirus. Étant donné qu'à la fin du procédé, la boue devra être neutralisée à la chaux et qu'elle contient du fer, il est possible que cet effet ovicide se fasse sentir. De plus, si c'est de la chaux vive qui est utilisée, il y aura dégagement de chaleur lors de la réaction (voir équation 1); ce qui permet d'espérer une réduction des pathogènes par "pasteurisation" des boues.



Donc, globalement le procédé semble prometteur pour la destruction des salmonelles et peut être celle des helminthes lors de la neutralisation avec le CaO. Ce qui est important, puisque Environnement Canada (1985) conclut que les plus gros risques hygiéniques des boues proviennent des salmonelles et de Taenia saginata.



CHAPITRE 2

Matériel et méthodes



2.1 CHOIX EXPÉRIMENTAUX ET OBJECTIFS

2.1.1 Justification des choix expérimentaux

Les premiers essais en béchers de 1,5 L sur les boues secondaires digérées en laboratoire permettent l'étude du potentiel d'application du procédé sur les boues digérées aérobies et de son mode d'application, soit au début, pendant ou après la digestion des boues.

Le réacteur en continu (CSTR) a été choisi pour sa simplicité et aussi parce qu'il est économique et très bien connu autant du point de vue fonctionnement que du point de vue design. De plus, il s'est révélé très efficace pour la solubilisation des métaux dans les boues anaérobies (Couillard et al., 1988d). Le bioréacteur à ascension pneumatique (BAP) a, pour sa part, été testé à un seul temps de séjour car avec les boues anaérobies, il s'était révélé d'égale efficacité avec le CSTR. Le BAP est un type de réacteur plus compliqué et potentiellement dispendieux, d'où le fait que l'étude de ce réacteur a été limitée. La température dans les réacteurs est la température ambiante, soit en général aux environs de 20°C. L'étude de l'influence de la température sur le procédé a été remise à une phase ultérieure. Un digesteur aérobie fonctionne entre 8° et 25°C selon les saisons.

La recirculation d'une partie des boues traitées vers le réacteur se fait après un temps maximal de décantation de 90 minutes pour éviter la reprécipitation du cuivre (Mercier, 1988; Couillard et al., 1988b) dans le décanteur. Le taux de recirculation est maintenu à 20% pour le CSTR afin d'éviter la défaillance du réacteur par lessivage des micro-organismes. La quantité de sulfate ferreux a été limitée à 4 g L⁻¹ de boue pour ne pas trop augmenter le coût de ce produit dans le procédé.

L'effet du percol et de la digestion ont été étudiés à l'aide d'essais en cuvée, car ce mode d'opération est plus simple et requiert moins de temps de travail.

2.1.2 Objectifs de l'étude

La présente étude a pour but principal d'étudier divers réacteurs avec des boues aérobies afin d'opérer la solubilisation des métaux des boues d'épuration dans des délais raisonnables. En diminuant le temps de séjour, la faisabilité économique du procédé a plus de chance d'être positive si un bon pourcentage de solubilisation est obtenu. Les objectifs plus spécifiques sont les suivants:

- 1- Évaluer les pourcentages de solubilisation dans les réacteurs à divers temps de séjour pour optimiser ce dernier.
- 2- Faire une étude de la séparation solide-liquide par les tests de filtrabilité et de centrifugation.
- 3- Faire un bilan sur les métaux lors de la séparation solide-liquide afin d'évaluer s'il y a re-précipitation lors de la filtration.
- 4- Étudier les divers modes de séparation par le biais de la littérature technique en vue de prédire les techniques applicables.
- 5- Minimiser la quantité d'acide consommée.
- 6- Étudier le devenir des éléments nutritifs lors du procédé.
- 7- Étudier la neutralisation du surnageant et de la boue acide pour évaluer la quantité de chaux requise.
- 8- Évaluer la décantabilité de la boue métallique obtenue après la neutralisation du surnageant acide et étudier la composition de cette dernière en vue de déterminer son potentiel de recyclage dans l'industrie des métaux.
- 9- Évaluer l'effet de la digestion, de la déphosphatation et de l'ajout de percol sur le procédé de solubilisation biologique des métaux dans les boues aérobies.

2.2 BOUES UTILISÉES

Pour les expériences de digestion en laboratoire avec différents moments d'inoculation (6 essais en cuvée de 1,5 L), les boues utilisées proviennent de Ville de Deux-Montagnes, municipalités de 10 600 personnes, sans grande industrie, au nord-ouest de Montréal. Le prélèvement s'est effectué dans les boues de recirculation du traitement secondaire. Afin d'obtenir un pourcentage de solides totaux plus représentatif, les boues ont été épaissies par décantation jusqu'à une valeur moyenne de 1,75% de solides totaux.

Dans le cas des essais de solubilisation dans le BAP, dans le CSTR ($\bar{t} = 1$ jour) et en cuvée sur les boues de la Haute Bécancour, les boues utilisées ont été prélevées à la sortie du digesteur aérobie de l'usine de traitement des eaux de la Haute-Bécancour.

Les expériences de solubilisation en continu et en cuvée sur les boues déphosphatées ont été faites sur des boues déphosphatées au FeCl_3 et à l'alun. Les boues déphosphatées au FeCl_3 proviennent de l'usine de traitement des eaux usées de Cowansville. Celles-ci ont subi une déphosphatation au FeCl_3 lors du traitement secondaire biologique. De plus, du percol a été ajouté à l'usine avant la digestion pour épaissir les boues par flottation. Les boues déphosphatées à l'alun proviennent de l'usine de traitement des eaux de Beauceville. Le tableau 2.1 illustre les caractéristiques des 4 types de boues employées.

2.3 SOUCHE BACTÉRIENNE

La souche bactérienne utilisée provient à l'origine de la souche Thiobacillus ferrooxidans (ATCC 19859). Les bactéries déjà acclimatées aux boues anaérobies ont été ré-acclimatées à la croissance sur des boues aérobies. Pour les expériences menées avec les boues de Ville-de-Deux-Montagnes, pendant 10 jours, quotidiennement des boues aérobies pré-acidifiées à pH 4,0 de Ville-de-Deux-Montagnes, avec 3 g/L de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ont été ajoutées à un volume initial de 500 mL à raison de 50 mL par jour pour les 5 premiers jours et 150 mL par jour pour les 5 derniers jours. Jusqu'au moment de leur utilisation, des boues aérobies et du $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ sont ajoutés régulièrement.

Tableau 2.1: Caractéristiques des différents types de boues employées lors des expériences de solubilisation dans les boues aérobies.

Type de boues		Métaux (mg/kg boue sèche)									Solides totaux dans la réacteur (%)
		Cu	Zn	Mn	Fe	Pb	Ni	Al	Cr	Cd	
Ville de Deux-Montagnes	avant digestion	724	630	311	—	80	30	—	31	< 0,5	1,75
	après digestion	1022	894	439	—	112	43	—	43	< 0,5	1,24
Haute Bécancour	Essai en BAP	1397	569	583	—	184	115	—	579	14	1,44
	Essai dans CSTR ($\bar{\tau}$ = 1 jour)	1426	470	431	19 448	199	167	25 596	2021	7,4	1,87
Cowansville essai dans CSTR	$\bar{\tau}$ = 0,5	1037	540	1470	35 590	90	36	20 200	155	3	2,55
	$\bar{\tau}$ = 0,75	1037	540	1470	35 590	90	36	19 900	195	3	2,13
	$\bar{\tau}$ = 1,5	1327	465	1265	45 570	67	25	20 200	94	1,3	2,05
Beauceville essai dans CSTR	$\bar{\tau}$ = 1,5	257	410	2079	18 818	59	33	40 600	66	3,1	2,15

Dans le cas de l'inoculum pour les expériences de solubilisation sur les boues de la Haute-Bécancour, ce sont des boues aérobies provenant de la Haute-Bécancour et 3 g/L de substrat, le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ qui sont ajoutés régulièrement à l'inoculum. Enfin, pour l'inoculum utilisé avec les boues déphosphatées, celui-ci est acclimaté avec des boues aérobies avec du FeCl_3 pour les expériences de solubilisation avec les boues déphosphatées au FeCl_3 . L'inoculum ayant servi aux expériences de solubilisation avec les boues à l'alun de Beauceville est acclimaté avec des boues aérobies et de l'alun. Dans ces deux dernier cas, le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ est ajouté à une concentration de 4 g/L dans l'inoculum.

Les boues peuvent être contaminées par diverses espèces de thiobacilles telles Thiobacillus thiooxidans et Thiobacillus acidophilus. Il est également possible de retrouver Leptospirillum ferrooxidans. En raison de cette contamination, le terme plus général de thiobacilles sera employé pour désigner la souche bactérienne utilisée.

2.4 MONTAGES EXPÉRIMENTAUX

Différents montages expérimentaux ont été utilisés pour effectuer la solubilisation biologique des métaux dans les boues aérobies. Des essais en cuvée de 1,5 L avec les boues de Deux-Montagnes ont été faits. Un bioréacteur à ascension pneumatique et un réacteur en continu (CSTR) avec $\bar{t} = 1$ jour, avec en parallèle un réacteur en cuvée de 1,5 L, ont été utilisés pour les essais sur les boues de la Haute-Bécancour. Pour les expériences sur les boues déphosphatées au FeCl_3 et à l'alun, des réacteurs en cuvée et en continu (CSTR) ont été utilisés. De plus, divers essais en cuvée ont été faits pour évaluer l'importance des facteurs comme l'ajout de percol et le degré de digestion des boues. Le tableau 2.2 résume les essais effectués avec les différentes boues utilisées.

2.4.1 Étude du mode d'application du procédé de solubilisation sur des boues digérées en aérobiose au laboratoire

La figure 2.1 illustre les différentes étapes du montage expérimental utilisé pour effectuer les différentes combinaisons de temps de digestion avec la solubilisation bactérienne. L'expérience a été effectuée sur 31 jours (du jour

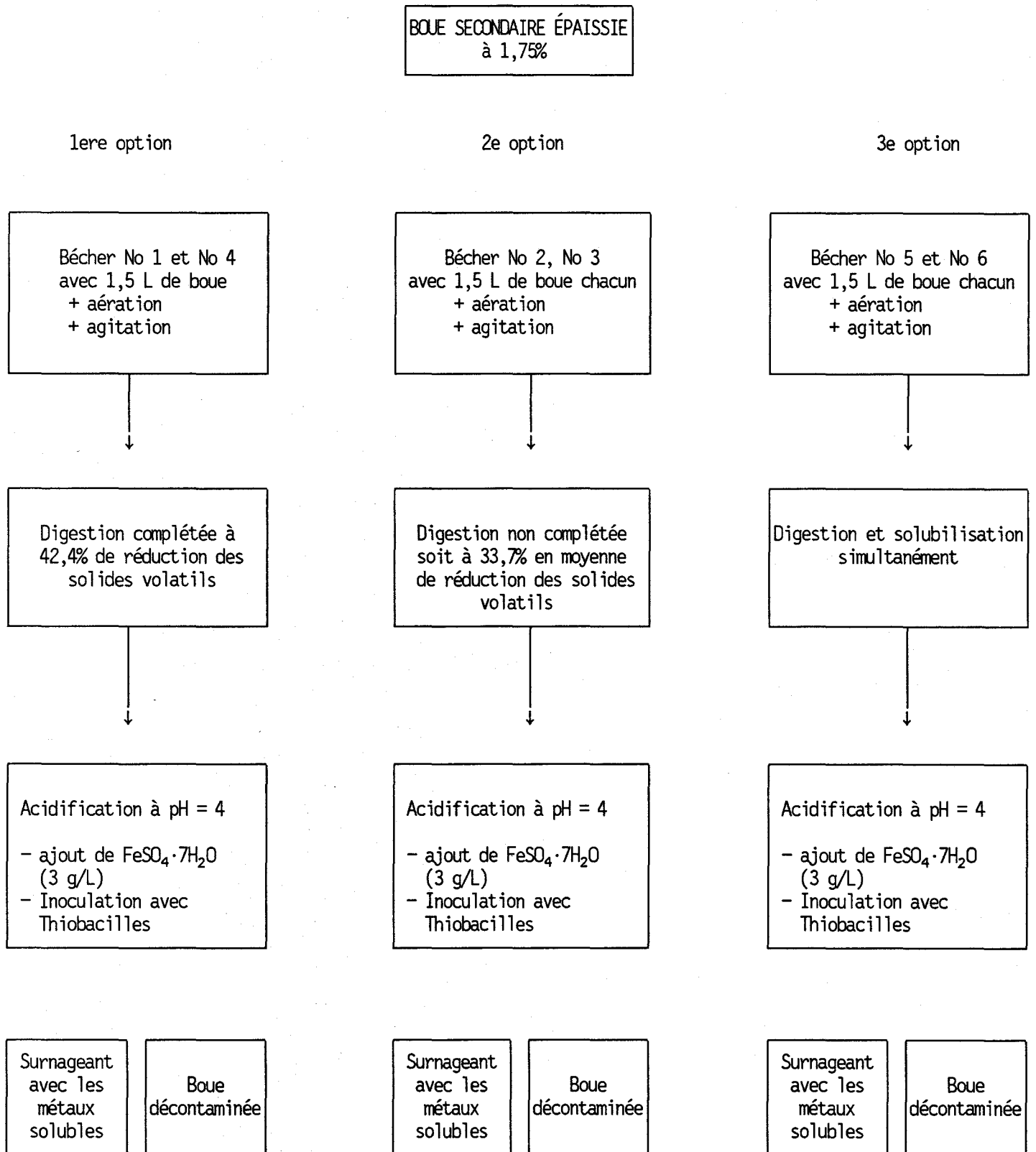


Figure 2.1: Schéma global du procédé expérimental suivi.

Tableau 2.2: Résumé des différents travaux qui ont été effectués dans le cadre de l'étude de la solubilisation biologique des métaux dans les boues digérées aérobies.

	Type de boues	Type d'essais							
		Cuvées			BAP (30 L)	CSTR (30 L)			
		1,5 L	18 L	30 L	$\bar{t} = 1$ jour	$\bar{t} = 0,5$	$\bar{t} = 1$	$\bar{t} = 0,75$	$\bar{t} = 1,5$
Ville de Deux-Montagnes	- Secondaire	X							
Haute Bécancour	- Digestion aérobie - Aucune déphosphatation	X	X		X		X		
Cowansville	- Stockage aérobie des boues biologiques - Déphosphatation au $FeCl_3$		X	X		X		X	X
Beauceville	- Stockage aérobie des boues biologiques - Déphosphatation à l'alun	X*		X					X

* cuvée de 1,2 L

0 à 30), en cuvée, dans 6 béchers de pyrex, avec un volume initial de boue de 1,5 litres.

Dans chacun des essais, du début à la fin, l'aération est maintenue à 1 VVM (i.e. un volume d'air par volume de réacteur par minute). Elle est assurée par des pierres d'aquarium reliées, via des tubes, au compresseur d'air du complexe scientifique.

L'agitation est assurée, de façon continue, dans les six béchers simultanément par un agitateur six pattes PHIPPS et BIRD inc. L'agitation est maintenue à 100 rpm, et ce, avec des tiges d'agitation en plastique.

De même l'évaporation est compensée par de l'eau déionisée, pour que la réduction des solides totaux, reflète bien la réduction des solides volatils. La température de l'expérience est celle de la pièce, soit $22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$.

Temps d'inoculation

Pour les béchers 1 et 4, la digestion s'opère avec agitation et aération, jusqu'au-delà de 38% de réduction des solides volatils soit 42,4% au 14e jour pour le bécher No 1 et 39,3% au 12e jour pour le bécher No 4. À ce moment, les thiobacilles sont ajoutés (inoculum de 10%) après avoir préalablement acidifié la boue jusqu'à un pH de 4, nécessaire pour la croissance de thiobacilles, avec de l'acide sulfurique 5% v/v, et mis 3 g/L de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Dans le cas du bécher No 1, une seconde inoculation de thiobacilles a été faite, deux jours plus tard avec l'ajout supplémentaire de 3 g/L de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, la première n'ayant pas été efficace.

Dans les béchers No 2 et No 3, avec aération et agitation, la digestion faite par les bactéries hétérotrophes a réduit les solides volatils jusqu'à un pourcentage moyen de 33,7% (au 9e jour pour No 2 et No 3). Puis l'inoculum de 10% des thiobacilles est ajouté, après avoir préalablement acidifié jusqu'à un pH de 4 avec du H_2SO_4 5% v/v et ajouté 3 g/L de $\text{Fe}_2\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.

Enfin, les béciers 5 et 6 ont été inoculés avec les thiobacilles (inoculum de 10%) dès le début de la digestion, soit au jour 0 de l'expérience. Préalablement, une acidification jusqu'à un pH de 4 avec H_2SO_4 5% v/v et l'ajout de 3 g/L de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ avaient été faits.

2.4.2 Solubilisation biologique des métaux dans les boues aérobies de la Haute-Bécancour

2.4.2.1 Solubilisation des métaux dans un bio-réacteur à ascension pneumatique (BAP)

La solubilisation des métaux dans le BAP d'un volume de 30L, s'est faite à un temps de séjour de 1 jour, sans recyclage. L'expérience a duré 6 cycles. Les valeurs de pourcentage et taux moyens de solubilisation des métaux ont été calculées à partir des trois derniers jours (\approx cycles), les 3 premiers jours servant à stabiliser le bio-réacteur. Le pH à l'entrée (alimentation) est de 4, tandis que l'expérience s'est effectuée à une température de $23^\circ C \pm 2^\circ C$. La figure 2.2 illustre le schéma du BAP employé.

Le bioréacteur à ascension pneumatique (BAP) est du type à "air-lift", c'est-à-dire mû par poussée d'air. Il se compose principalement de deux tubes concentriques (10,2 et 15,2 cm de diamètre intérieur respectivement) surmontés au sommet par un réservoir (voir Figure 2.2). Le BAP fonctionne avec un volume opérationnel de 30 litres. Le principe de poussée d'air qui meut ce bioréacteur peut se décrire de la façon suivante: le débit d'air est initié par l'alimentation d'air inférieure par une couronne perforée. Les bulles d'air montent le long de la paroi du tube externe. Elles vont se briser contre la première plaque de contact perforée de trous de 1 cm. Les bulles plus fines seront arrêtées par la deuxième plaque perforée de trous plus petits. Le liquide redescend par le tube central (interne) par gravité. Le débit d'air supérieur est injecté à travers un tuyau de verre et un diffuseur situés à environ 61 cm du niveau supérieur d'eau. Les bulles entraînées par le poids de la colonne d'eau descendent et atteignent le fond convexe du BAP pour ensuite remonter, aspirées par le vide créé par les bulles d'air du tube externe.

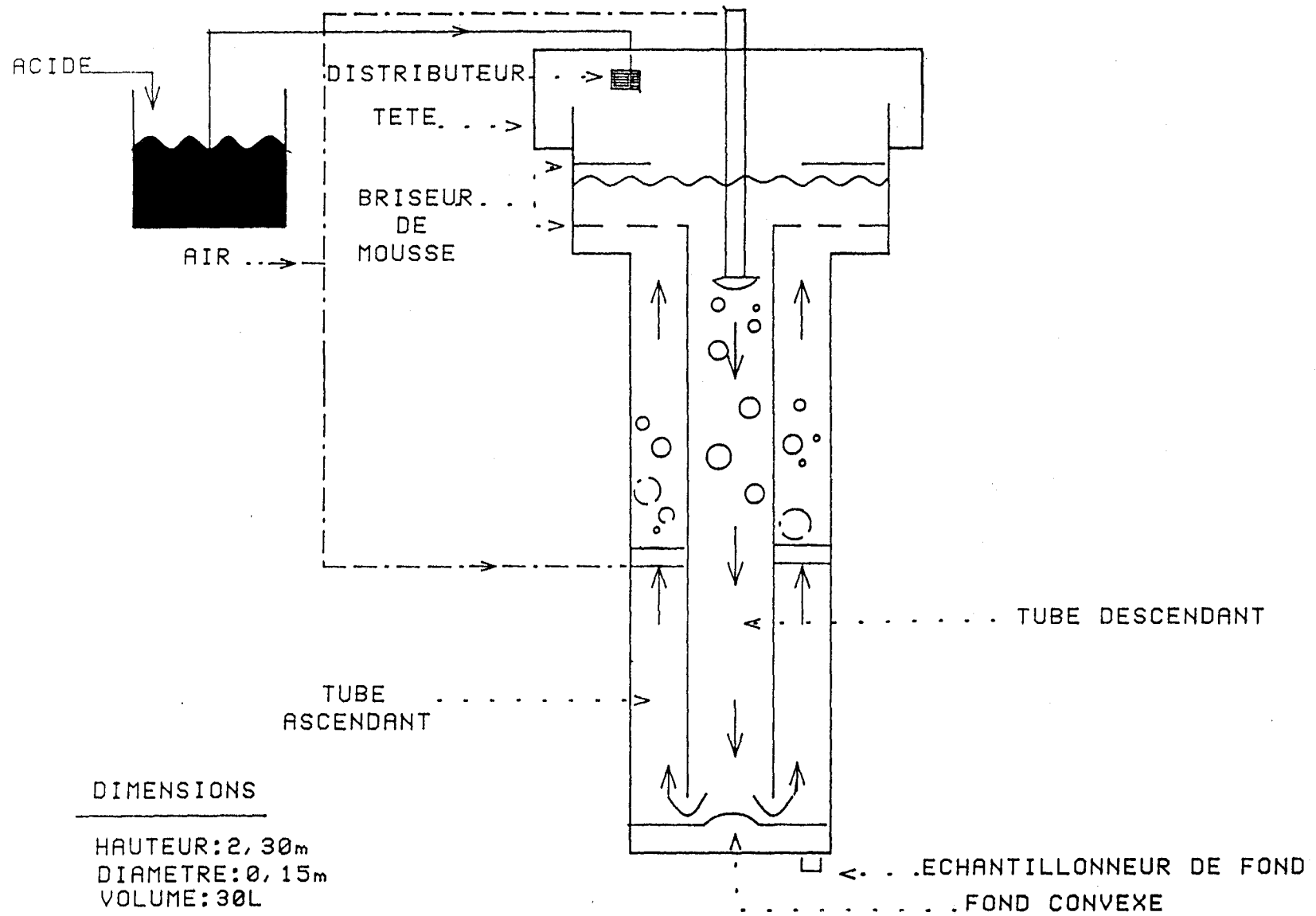


Figure 2.2: Bioréacteur à ascension pneumatique.

Ainsi, chaque bulle d'air sortant du diffuseur supérieur aura fait deux fois le parcours de la longueur du tuyau avant d'aller s'éclater contre les plaques de contact. Les bulles fines redescendent et deviennent beaucoup plus accessibles aux microorganismes à mesure que l'oxygène se dissout.

Pour cette expérience, deux pompes ont été utilisées, l'une servant à alimenter le BAP en boue, et l'autre assurant la sortie des boues du bioréacteur. Le substrat, le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (provenant de Sidbec-Dosco) est ajouté à une concentration de 3 g/L.

2.4.2.2 Solubilisation des métaux dans des réacteurs en cuvée

Parrallèlement aux essais avec le BAP, des essais en cuvée ont été faits durant 2 jours avec un volume initial de 1,5 L. La température de l'expérience était alors de 27°C. Le substrat, le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ est ajouté à une concentration de 3 g/L. Un inoculum de 10% v/v a été utilisé lors des essais avec des volumes de 1,5 L.

2.4.2.3 Solubilisation des métaux en continu

L'expérience de solubilisation biologique a été effectuée dans un simple réacteur en continu avec recirculation (CSTR) à un temps de séjour de 1 jour. Le schéma expérimental utilisé est décrit à la figure 2.3. Le volume du réacteur et le taux de recirculation sont de 30 L et 20%. Le temps de séjour est défini comme le volume du réacteur (V) divisé par le débit de boues fraîches (Q) ($\bar{t} = V/Q$) entrant dans le réacteur excluant le débit recirculé (Grady & Lim, 1980; Aiba *et al.*, 1973). Le décanteur est considéré comme biologiquement inerte et son volume n'est pas considéré dans l'équation. Tous les ajouts et retraits entre les différents compartiments du réacteur sont exécutés par des pompes Masterflex sur l'ordre d'un microprocesseur Chontrol, à 4 circuits programmables. Un substrat, le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (provenant de Sidbec-Dosco) est ajouté dans le réacteur à une concentration de 4 g/L. La boue est décantée durant 45 minutes dans un entonnoir après traitement. La partie recirculée est alors pompée vers le réacteur et l'autre partie vidangée. C'est cette dernière qui subira une séparation solide-liquide. Les boues de l'alimentation sont acidifiées avec H_2SO_4 5% v/v et maintenues à un pH = 4,0

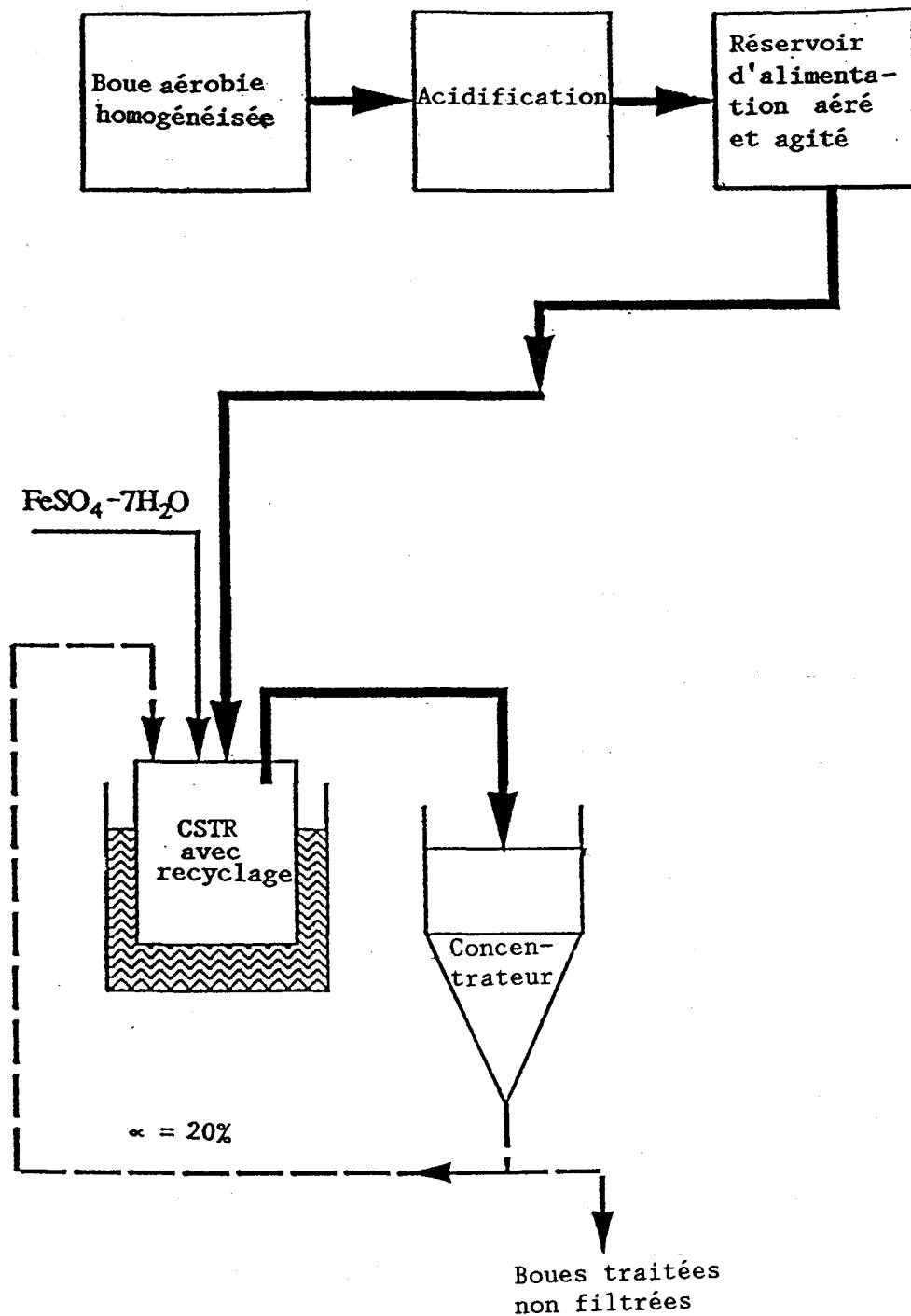


Figure 2.3: Schéma expérimental suivi.

avec un contrôleur de pH Cole Parmer no 7142. La température du réacteur est celle de la pièce ($20^{\circ}\text{C} \pm 2$). L'agitation du réacteur est maintenue à 300 rpm et l'aération à 0,5 VVM. Un inoculum de 20% a été utilisé pour démarrer le procédé qui fonctionne en cuvée pendant 3 jours. Les pompes sont alors mises en action après ce délai et la prise des échantillons est amorcée, elle se poursuivra pour au moins 6 cycles.

2.4.3 Solubilisation biologique des métaux dans les boues déphosphatées au FeCl_3 et à l'alun

Pour ces deux types de boues, la solubilisation biologique a été faite dans des réacteurs en cuvée de 30 L et dans des réacteurs en continu (CSTR). Les temps de résidence hydraulique sont de 0,5, 0,75 et 1,5 jours dans le cas des boues déphosphatées au FeCl_3 (Cowansville) et de 1,5 jours pour les boues déphosphatées à l'alun (Beauceville). Les réacteurs en continu ont fonctionné tel qu'illustré à la figure 2.3 et décrit à la section 2.4.2.3.

Des expériences en cuvée (30 L) ont également été menées avec les deux types de boues. La température de l'expérience était de $20 \pm 2^{\circ}\text{C}$. Le substrat, le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, est ajouté à une concentration de 4 g/L. L'inoculum était ajouté dans une proportion de 20% lors des essais en cuvée après acidification des boues à pH 4. L'agitation des réacteurs en cuvée est maintenue à 300 rpm et l'aération à 0,25 VVM.

2.4.4 Essai sur l'effet de l'ajout du percol et du degré de digestion des boues sur la solubilisation des métaux

De plus, afin d'évaluer l'effet des facteurs percol et du degré de digestion, différents essais en cuvée ont été effectués. Avec les boues de la Haute-Bécancour, deux essais de solubilisation en cuvée de 18 L, à une température de $20^{\circ}\text{C} \pm 2$, ont eu lieu. Une cuvée contenait du percol à une concentration de 3,2 kg percol/t boue sèche alors que l'autre n'en contenait pas. Le substrat a été ajouté à une concentration de 4 g/L de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. L'agitation et l'aération ont été maintenues à 300 rpm et 0,25 VVM. Les boues de Beauceville ont été aérées en laboratoire sur une période de 14 jours dans 4

béchers de 1,2 L. Deux béchers contenaient du percol alors que les deux autres n'en contenaient pas. L'effet du percol sur la digestion a alors été suivi via la réduction des solides volatils. La température de l'expérience était de $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ et l'aération de 1 VVM. Des expériences de solubilisation ont également été faites en cuvée de 18 L (2 essais) avec les boues de Cowansville après que celles-ci aient subi une digestion supplémentaire au laboratoire. Les boues de Cowansville ont été aérés pendant 11 jours, à 0,5 VVM et à une température de $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. Puis la solubilisation a été étudiée en cuvée de 18 L, après acidification des boues à $\text{pH} = 4$ avec du H_2SO_4 5% v/v, l'ajout de 4 g/L de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ et l'inoculation (20% d'inoculum). Encore ici, la température est de $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ et l'aération et l'agitation sont maintenues à 0,25 VVM et à 300 rpm.

2.5 MESURES ET ÉCHANTILLONNAGE

2.5.1 Potentiel d'oxydo-réduction (POR), pH et oxygène dissous

Les mesures de pH et de POR sont prises deux fois par jour avec un pH mètre Fisher Acumet, modèle 805 MP. Le pH mètre est étalonné quotidiennement à pH 2 et 4 ou 4 et 7 selon les besoins. Et la lecture de l'électrode de POR est régulièrement corrigée à l'aide de l'étalonnage à la quinhydrone Ektachrome Kodak 217 à pH 4 et 7. La concentration en oxygène est mesurée quotidiennement à l'aide d'un oxymètre de Yellow Spring Instruments (YSI) modèle 54 (YSI, 1970).

2.5.2 Analyse des métaux

Des échantillons de boues provenant de l'alimentation et du réacteur sont prélevés deux fois par jour pour l'analyse des métaux. Ces échantillons sont centrifugés à 12 000 rpm (17 000 g) pendant 10 minutes à l'aide d'une centrifugeuse Sorvall Superspeed RC 2-B. Le surnageant de la centrifugation (20 mL) est acidifié avec 1 mL de HNO_3 concentré puis entreposé à 4°C jusqu'à l'analyse des métaux (sauf dans l'expérience de Ville de Deux Montagnes et de la Haute-Bécancour (BAP) où alors, 0,2 mL HNO_3 était ajouté). Les métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Ni, Cd, Pb, Cr, Al, Fe) sont analysés sur un spectrophotomètre d'absorption atomique Varian à la flamme modèle Spectr AA-20 (modèle AA-575

dans le cas des expériences avec les boues de Ville de Deux-Montagnes). Les métaux totaux dans les boues sont déterminés après avoir digéré 10 mL de boue avec 20 mL de HNO_3 , 10 mL HClO_4 et 10 mL HF (APHA, 1985). Pour le chapitre 3, l'analyse des métaux totaux est faite après une digestion avec HNO_3 , HF et H_2O_2 (30%) (Benlakhdim, 1987).

2.5.3 Analyse des solides totaux volatils et inertes

Les solides totaux (%ST), les solides volatils (%SV) et les solides inertes (%SI) sont déterminés selon la méthode de l'APHA (1985) no 209F de façon quotidienne. Les solides totaux sont le résidu sec qui résulte du séchage à 103°C dans une étuve. Les solides volatils sont la fraction volatilisée après une heure à 550°C alors que les solides inertes sont la fraction restante. Pour la réduction des solides volatils, la valeur initiale est celle du jour 0.

2.5.4 Azote et phosphore

L'azote total (NTK) est mesuré après avoir effectué une digestion Kjeldahl de l'échantillon alors que l'azote ammoniacal et les nitrates-nitrites sont dosés après avoir été séparés de l'échantillon par un entraînement à la vapeur sur un appareil Kjeltec. Les nitrates-nitrites sont entraînés à la vapeur après leur réduction avec le réactif Devarda. L'azote total (NTK), ammoniacal, les nitrates-nitrites et le phosphore total, sont déterminés à 0,5, 0,75 et 1,5 jours pour les boues de Cowansville par l'auto-analyseur Technicon sur les boues à l'entrée, le filtrat et les boues déshydratées obtenus lors de la filtration, selon la méthode décrite par l'APHA (1985). La détermination du phosphore hydrolysable se fait après une hydrolyse en milieu acide à chaud (EPA, 1979b). Le phosphore total et hydrolysable est déterminé à $\bar{t} = 0,5, 0,75$ et 1,5 jours, pour les boues de Cowansville.

2.5.5 Demande chimique en oxygène (DCO)

Cette analyse n'a été effectuée que pour évaluer le degré de digestion lors de l'étude du mode d'application de la solubilisation biologique des métaux sur les boues aérobies (Chapitre 3). Dans le cas des expériences de digestion en

laboratoire avec différents moments d'inoculation, pour les boues de Ville de Deux-Montagnes, avec une fréquence de trois fois par semaine, la DCO de chaque bécher est déterminée. La DCO en mgO_2/L est déterminée à partir de deux mL d'échantillon préalablement dilués vingt fois avec de l'eau déionisée et ajoutés dans des éprouvettes préparées de la compagnie HACH. Celles-ci contiennent une solution de dichromate de potassium. La digestion de l'échantillon est faite à 150°C pendant deux heures puis on détermine l'absorbance par spectrophotométrie à 600 nm. La DCO est proportionnelle à l'absorbance et est déterminée à partir d'étalon de DCO préparé avec du potassium d'hydrogène phtalate, dont la DCO théorique est de $1,176 \text{ g O}_2/\text{g}$ (APHA, 1985).

2.5.6 Coefficient volumétrique du transfert d'oxygène ($K_L a$) et taux de consommation d'oxygène (TCO)

Pour les béchers utilisés dans les expériences de digestion en laboratoire avec différents moments d'inoculation pour les boues de Ville de Deux-Montagnes, le coefficient volumétrique de transfert d'oxygène ($K_L a$) est déterminé à plusieurs reprises pour chaque bécher, au cours des 30 jours d'expérimentation. Le coefficient volumétrique du transfert d'oxygène ($K_L a$) et le taux de consommation d'oxygène (TCO) par les bactéries sont déterminés selon la méthode où l'aération de la boue activée est non uniforme (Ramalho, 1983). Selon cette méthode, l'aération est arrêtée, ce qui diminue la concentration d'oxygène dissous dans le réacteur. Puis l'aération est redémarrée et la concentration d'oxygène (C) qui augmente avec le temps est mesurée. À partir du graphique de C versus le temps, dC/dt est estimé. Et le graphique dC/dt en fonction de C donne une droite de pente $-K_L a$ et d'ordonnée à l'origine égale à $[K_L a C_{SW} - \text{TCO}]$ et où C_{SW} est la concentration d'oxygène à saturation.

2.5.7 Compte bactérien

Le compte bactérien a été effectué lors des expériences ayant pour but le choix du mode d'application du procédé avec les boues de Ville de Deux-Montagnes. Le compte bactérien est fait au microscope optique Wild Heerbrugg, à un

grossissement de 100X, sur une cellule de Petroff-Hausser qui a 20 µm de profondeur et est divisée en carreaux de 1/400 mm². Un échantillon est dilué 20 fois avec de l'eau déionisée et un mL de H₂SO₄ 5% v/v. Le dénombrement des bactéries est effectué à partir d'une goutte de cette dilution transférée sur une cellule de Petroff-Hausser. Pour chaque échantillon, la moyenne du dénombrement de vingt carreaux de la cellule de Petroff-Hausser est faite. La population en individu par mL, est considérée comme celle des bactéries acidophiles pour un pH inférieur à 4 et des non acidophiles pour un pH supérieur à 4.

Dans les bactéries acidophiles, sont incluses Thiobacillus ferrooxidans, Thiobacillus thiooxidans et Leptospirillum ferrooxidans qui oxydent les sulfures de métaux. Mais ils ne dégradent pas la matière organique. Le groupe de bactéries acidophiles comprend également Thiobacillus acidophilus qui elles, peuvent dégrader la matière organique.

Les bactéries non acidophiles comprennent les hétérotrophes qui peuvent oxyder la matière organique.

2.5.8 Essais de filtrabilité

Des essais de filtrabilité ont été faits sur les boues de Cowansville ($\bar{t} = 0,5, 0,75$ et $1,5$ jours et cuvée (18 L)) sur les boues de Beauceville (1,5 jours et cuvée de 30 L) et sur les boues de la Haute-Bécancour (cuvée de 18 L avec et sans percol), avec différentes doses de Percol 757 (polyacrylamide cationique) (Méthode no 806, Degrémont, 1978). Ce test permet de trouver le coefficient de résistance spécifique à la filtration sous 0,5 atmosphère ($r_{0,5}$).

$$r_{0,5} = \frac{2a PS^2}{\eta C} \text{ et } r \text{ est exprimé en m/kg.}$$

où a = pente du graphique ayant pour ordonnée, $T_x/V_x - V_0$ (T_x et V_x = temps et volume au temps x) et pour abscisse, le volume filtré (V_x). L'unité de a est s/m⁶.

P = pression en Pascal (49×10^3)

S = surface du filtre en m^2 ($6,4 \times 10^{-3}$)

η = viscosité dynamique du filtrat ($1,1 \times 10^{-3}$ Pa·s à 20°C)

C = concentration en solides en kg/m^3

2.5.9 Essais de neutralisation

Des essais de neutralisation ont été faits avec du $Ca(OH)_2$ sur les boues aérobies traitées afin d'évaluer la quantité totale de base requise pour neutraliser les boues à pH = 7 et le surnageant contaminé à pH = 10.

2.5.10 Essais de centrifugation

Des essais de centrifugation ont été faits pendant une période de 10 minutes à 500, 1000, 2000 et 3000 g sur les boues traitées de la Haute-Bécancour (cuvée de 18 L avec et sans percol, CSTR à $\bar{t} = 1$ jour) et les boues de Cowansville (cuvée de 18 L). Certains essais ont été faits avec ajout de polymère lors de la centrifugation pour évaluer l'influence de cet ajout de percol 757.

Note au lecteur

Les systèmes opérés en continu (CSTR et BAP) sont stabilisés sur une période de 3 fois le temps moyen de rétention hydraulique ($3 \bar{t}$) soit $3 \times 0,5 = 1,5$ jours, $3 \times 0,75 = 2,25$ jours, $3 \times 1,0 = 3,0$ jours et $3 \times 1,5 = 4,5$ jours. Les moyennes des paramètres sont donc calculés à partir du jour 2 pour $\bar{t} = 0,5$, du jour 3 pour $\bar{t} = 0,75$ du jour 4 pour $\bar{t} = 1$ jour et du jour 5 pour $\bar{t} = 1,5$.

CHAPITRE 3

**Étude du mode d'application du procédé de solubilisation
sur des boues digérées en aérobiose au laboratoire**



3.1 OBJECTIFS DE CETTE EXPÉRIENCE

L'objectif premier de ce chapitre est d'évaluer les possibilités de solubilisation bactérienne des métaux dans les boues digérées de façon aérobie et de trouver le meilleur mode d'application.

Pour évaluer la meilleure façon de procéder, différentes options seront expérimentées avec un souci d'efficacité et d'économie. Les différentes options abordées dans cette expériences sont:

1^{ere} option

La solubilisation bactérienne des métaux après que la digestion soit terminée, c'est-à-dire après 38% de réduction de solides volatils (le critère de réduction des solides volatils suggéré par EPA (1984) pour que la digestion soit terminée).

2^e option

La solubilisation bactérienne des métaux alors que la digestion des boues n'est pas tout à fait complétée; soit environ 35% de réduction des solides volatils (2^e option). Ceci pourrait permettre d'inclure une partie des coûts d'enlèvements des métaux dans les coûts de la digestion dans le cas d'une valorisation agricole des boues.

3^e option

La solubilisation bactérienne des métaux effectuée simultanément à la digestion des boues permettant ainsi d'inclure la solubilisation dans le temps pris pour la digestion. Cette option sera adéquate si l'efficacité de la digestion n'est pas altérée par les conditions d'acidité du procédé.

Un montage expérimental permettra de vérifier chacune de ces stratégies ainsi que;

- d'évaluer les taux de solubilisation ainsi que le temps requis pour solubiliser le Cu, Zn, Mn selon les différents temps d'inoculation lors de la digestion;

- d'étudier l'influence des paramètres tels le POR et le pH sur la solubilisation bactérienne.
- de comparer, comme critère d'évaluation de la digestion d'une boue la demande chimique en oxygène (DCO), la réduction des solides volatils, et le taux de consommation d'oxygène (TCO).

3.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

Tous les résultats (pH, POR, % solubilisation, $K_L a$, etc.) concernant les béchers No 1 à 6 se trouvent respectivement aux annexes 1 à 6.

Les résultats peuvent se diviser en deux parties; soit les résultats sur la solubilisation des métaux comme telle, et ceux concernant la digestion.

3.2.1 Choix de la stratégie la plus adéquate

Un des objectifs de cette expérience était de déterminer quelle était la meilleure façon de fonctionner lors de la solubilisation biologique des métaux dans les boues aérobies: une solubilisation effectuée au début pendant ou après la digestion. Le tableau 3.1 donne, pour chaque bécher, le pourcentage de réduction des solides volatils par jour, ainsi que le taux K_d . Quant au tableau 3.2, il donne en plus du pourcentage de réduction des solides volatils, les valeurs des taux moyens pour les trois métaux. Ceux-ci sont calculés entre la journée de l'inoculation et la journée où le Cu atteint son maximum de solubilisation. Le Cu sert de base au calcul pour les trois métaux, c'est l'élément le plus problématique à solubiliser. Les plus hauts pourcentages de solubilisation dans chaque bécher sont également indiqués dans ce tableau.

3.2.1.1 Digestion et solubilisation combinées

Avec cette option (Béchers No. 5 et No. 6), la solubilisation des métaux est faite simultanément avec la digestion. Le taux de réduction des solides volatils moyen étant de 1,4% (voir tableau 3.1), 26 jours sont requis ($22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$) pour effectuer la solubilisation et atteindre 38% de réduction des solides

Tableau 3.1 Taux de réduction des solides volatils.

Bécher	Taux K_d (jour ⁻¹)	Taux (%·jour ⁻¹)
1	0,060	3,2
2	0,060	3,9
3	0,053	3,6
4	0,050	3,3
5	0,019	1,2
6	0,034	1,7

Tableau 3.2 Taux moyen de solubilisation pour le Cu, le Zn et le Mn dans les 6 béchers avec le maximum de pourcentage de solubilisation atteint par ces trois métaux.

Bécher	Réduction des SV au moment de l'inoculation (%)	Nombre de jours après l'inoculation, où le % maximum de solubilisation du Cu est atteint (jour)	Taux moyen de solubilisation (mg·L ⁻¹ ·jours ⁻¹)			maximum de solubilisation (%)		
			Cu	Zn	Mn	Cu	Zn	Mn
1	45,5	8	0,6	0,8	0,7	50,8	73,7	92,8
2	35,2	1	9,6	9,3	4,7	80,0	100,0	90,8
3	32,3	1	8,1	8,1	4,5	68,2	73,9	86,0
4	39,3	1	5,3	8,2	4,4	43,4	93,5	90,6
5	0	5	1,4 ^a	1,5	0,9	66,9	100,0	91,9
6	0	5	1,4	1,3	0,9	60,2	74,0	100,0

a: Dans le bécher No 5, les taux moyens de solubilisation ont été calculés entre l'inoculation et le jour 5, soit à 56,4% de Cu solubilisé.

volatils (critère selon les normes de l'EPA (1984) pour considérer la digestion des boues terminée). Alors que dans le cas d'une solubilisation des métaux faite en fin de digestion, 12 jours sont requis pour le procédé; i.e. 11 jours pour la digestion et 1 jour pour la solubilisation des métaux. L'option combinée est 2,5 fois plus lente que les autres options étudiées. De plus, étant donné que les métaux atteignent leur maximum de solubilisation après 5 jours (voir tableau 3.2), il faut procéder, à ce moment, à leur extraction pour éviter leur précipitation dans les boues. Ce qui signifie interrompre la digestion non complétée pour pouvoir procéder à l'extraction des métaux et reprendre celle-ci par la suite, pour la terminer. Cette façon de procéder implique des manipulations supplémentaires; c'est-à-dire deux séparations des boues et de leurs surnageants (après la solubilisation et après la digestion) au lieu d'une seule (après solubilisation) et de remélanger les boues et leur surnageant, lorsque la digestion est reprise, après l'extraction des métaux. Également les boues non digérées demandent deux fois plus d'acide pour être acidifiées à pH=4 que les boues digérées (voir le tableau 3.3). Ce qui augmente les coûts en acide du procédé. Pour toutes ces raisons cette option semble moins adéquate. Cependant, il demeure que le taux de réduction des solides volatils de 1,4%, même faible, prouve la présence de bactéries hétérotrophes, pouvant vivre en milieu acide.

3.2.1.2 Solubilisation effectuée après la digestion

Les deux autres options consistent à effectuer la solubilisation bactérienne des métaux alors que la digestion est complétée (option 1) et pas tout à fait complétée (option 2). Il ne semble pas avoir plus d'avantages à utiliser une stratégie plutôt que l'autre puisque de toute façon la solubilisation se fait très rapidement (en 1 journée). Elle n'est donc pas le facteur limitant.

En fait, pour avoir le procédé le plus économique, le mieux serait d'acidifier et d'inoculer avec Thiobacillus ferrooxidans à 36,5% de réduction des solides volatils. Ainsi la solubilisation des métaux et la digestion (taux quotidien de 1,5% à pH acide) se termine à l'intérieur de la même journée. Il est alors possible de profiter du POR élevé, estimé à 400 mV au minimum selon Ahlberg et Boyko (1972), prévalant lors d'une digestion aérobie pour effectuer une solubilisation efficace des métaux. Mais, pratiquement, il demeure difficile de

Tableau 3.3 Quantité d'acide sulfurique 5% v/v utilisée dans chacun des béchers, pour abaisser le pH à 4.

Bécher	H ₂ SO ₄ utilisé (g H ₂ SO ₄ /g boue sèche)	H ₂ SO ₄ utilisé 5% v/v (mL)	Volume de boue acidifiée (mL)	Solides totaux au moment de l'acidification (%)
1	0,091	18,00	1 365,0	1,33
2	0,083	15,00	1 280,0	1,30
3	0,088	15,40	1 280,0	1,25
4	0,095	15,50	1 220,0	1,23
5	0,182	54,20	1 500,0	1,82
6	0,196	54,20	1 500,0	1,69

déterminer rapidement de façon précise la réduction des solides volatils. Avant tout, il s'agit surtout de s'assurer que la digestion est assez avancée. Alors, la solubilisation peut être effectuée.

Donc en résumé, la stratégie la plus adéquate est de laisser se faire la digestion qui se fait alors à un taux plus rapide qu'en pH acide jusqu'à ce qu'elle soit presque terminée. L'acidification, moins coûteuse en acide dans les boues digérées, et l'inoculation sont alors faits. Après la solubilisation des métaux en une journée, il est alors possible de procéder à la séparation des métaux des boues digérées.

Ces conclusions s'appliquent dans le cas où c'est la réduction des solides volatils (38%) qui est utilisée comme critère de digestion. Cependant, dans le cadre de l'application du procédé, les boues, après avoir subie la solubilisation biologique en milieu acide, seront probablement déshydratées jusqu'à 30 à 40% de solides totaux. Dans ce contexte, le but de la réduction des solides volatils devient discutable car les coûts de transport des boues perdent de l'importance. En effet, les buts de la digestion étant de réduire le volume des boues afin de diminuer les coûts du transport, en plus de réduire les organismes pathogènes, les odeurs et la putrescibilité des boues. De même, il est fort possible que le procédé se faisant en milieu acide, se révèle efficace, pour diminuer les pathogènes et la putrescibilité des boues. Toutes ces hypothèses auraient à être vérifiées par des essais au niveau du laboratoire.

3.2.2 La solubilisation des métaux

Étant donné les faibles quantités de Cr, Ni, Cd et Pb, retrouvées dans les boues de Ville de Deux-Montagnes, leur solubilisation n'a pas été suivi ici.

Les figures 3.1 à 3.12 illustrent dans la partie supérieure du graphique, les pourcentages de solubilisation obtenus chaque jour pour le Cu, le Zn et le Mn dans chaque bécher. Tandis que la partie inférieure du graphique donne le POR et le pH correspondant. Pour l'interprétation des figures 3.1 à 3.12, il est important de vérifier, dans le titre de la figure, la journée où est faite l'inoculation. Dans le cas présent, les essais de digestion et de solubilisation (après inoculation) sont faits en mode de fonctionnement discontinu ou cuvée.

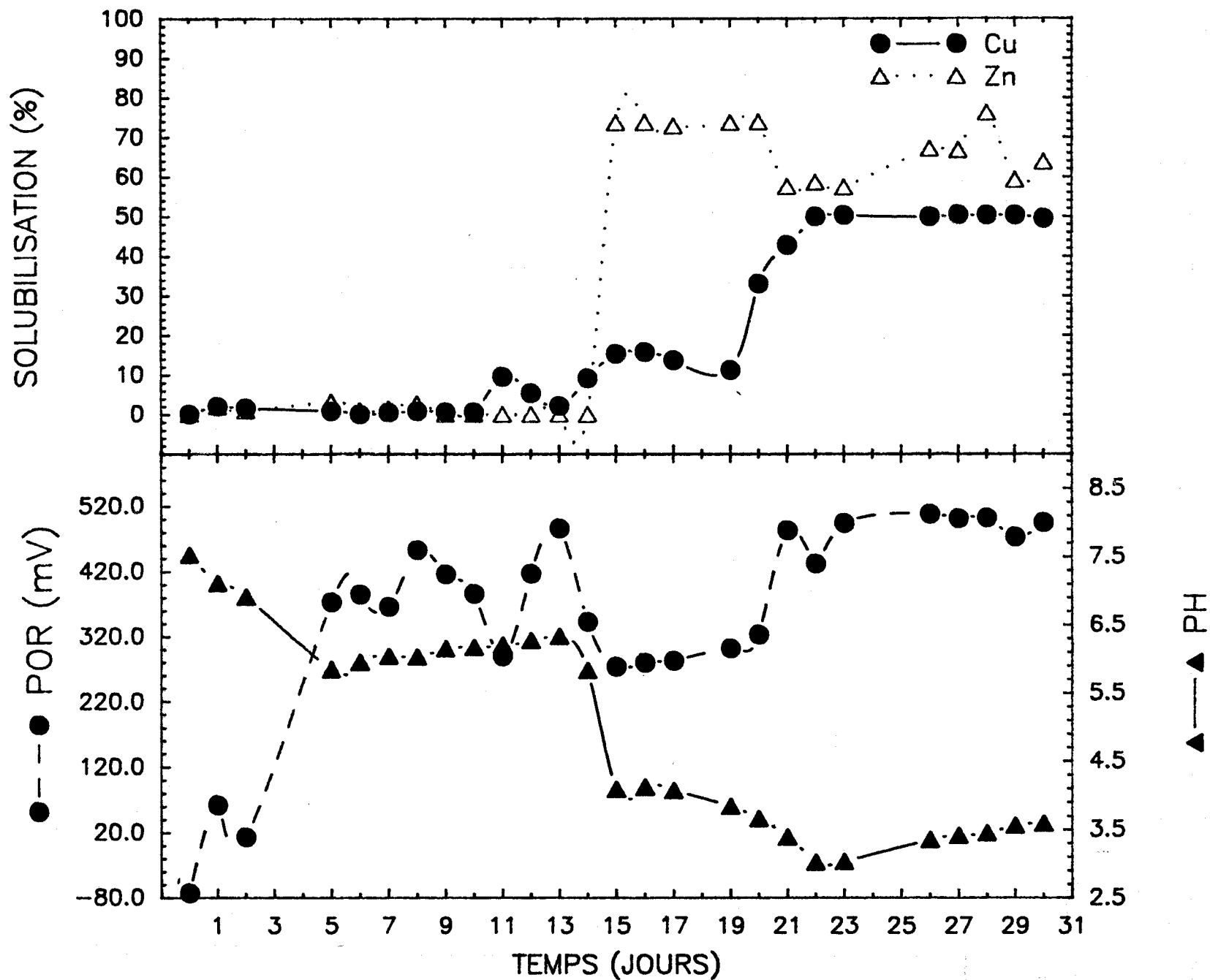


Figure 3.1: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 1, où les deux inoculations ont été faites les 14^e et 16^e jours (45,5% de réduction des solides volatils).

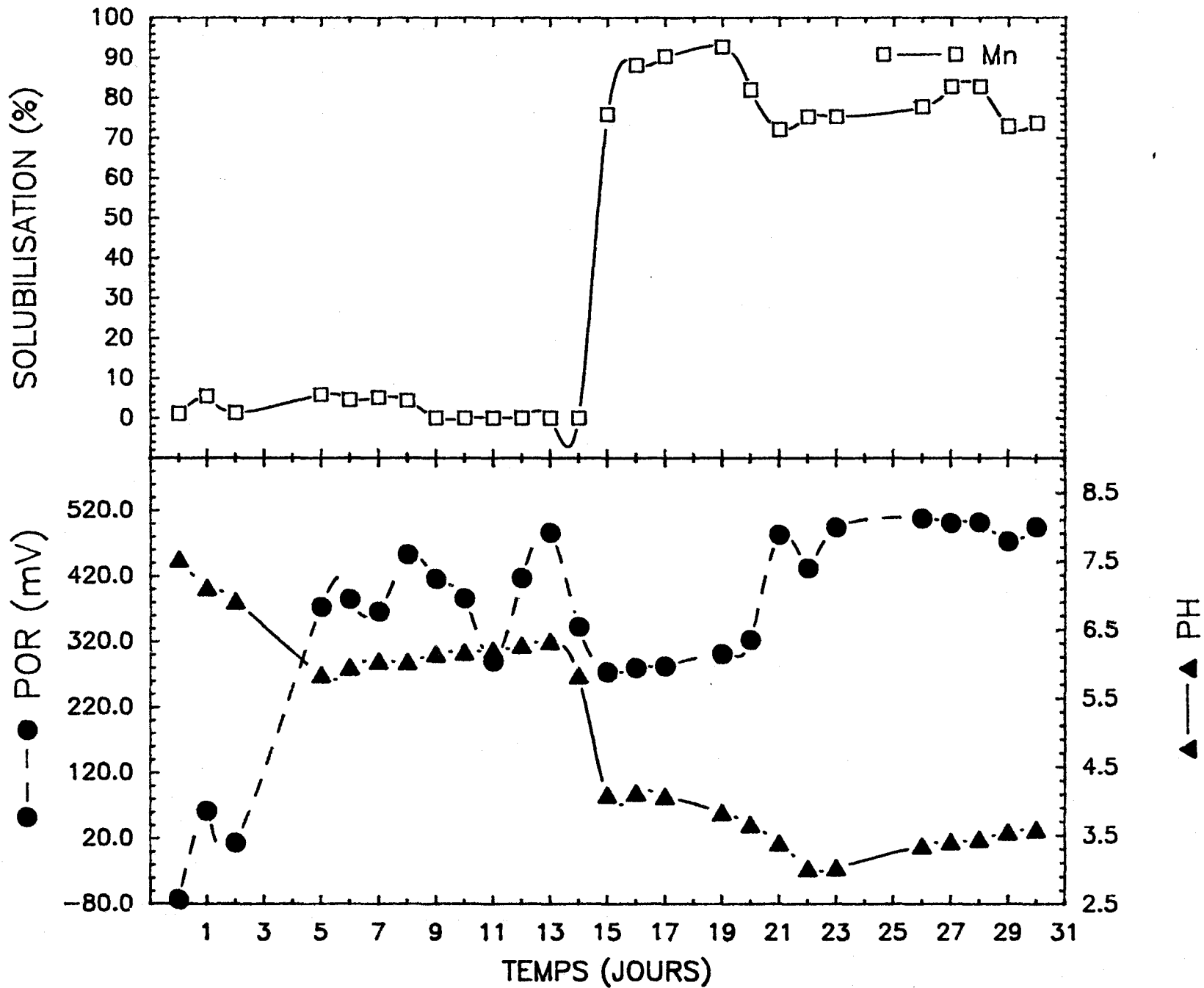


Figure 3.2: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécher No. 1, où les deux inoculations ont été faites les 14^e et 16^e jours (45,5% de réduction des solides volatils).

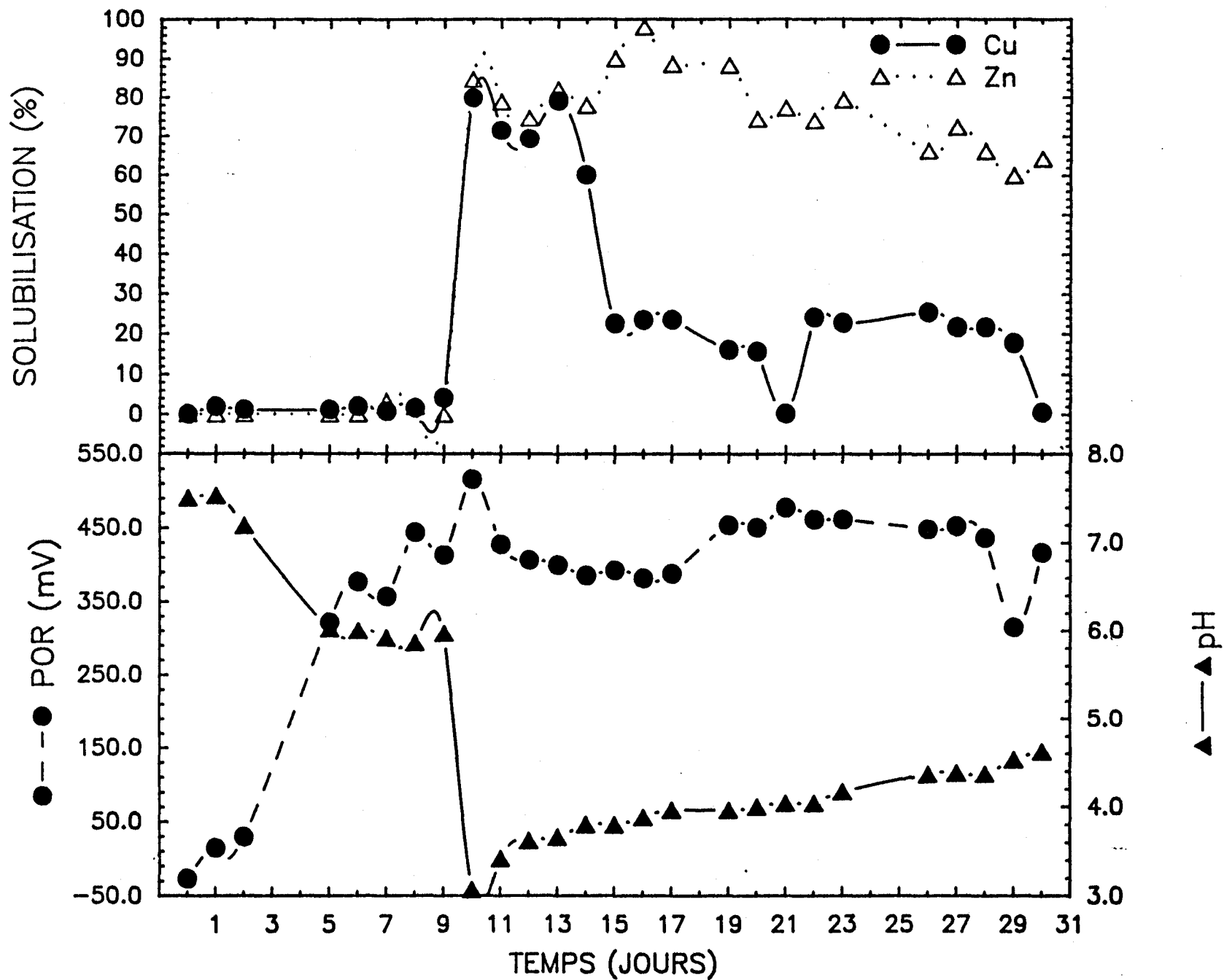


Figure 3.3: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le béccher No. 2, où l'inoculation a été faite le 9^e jour (35,2% de réduction des solides volatils).

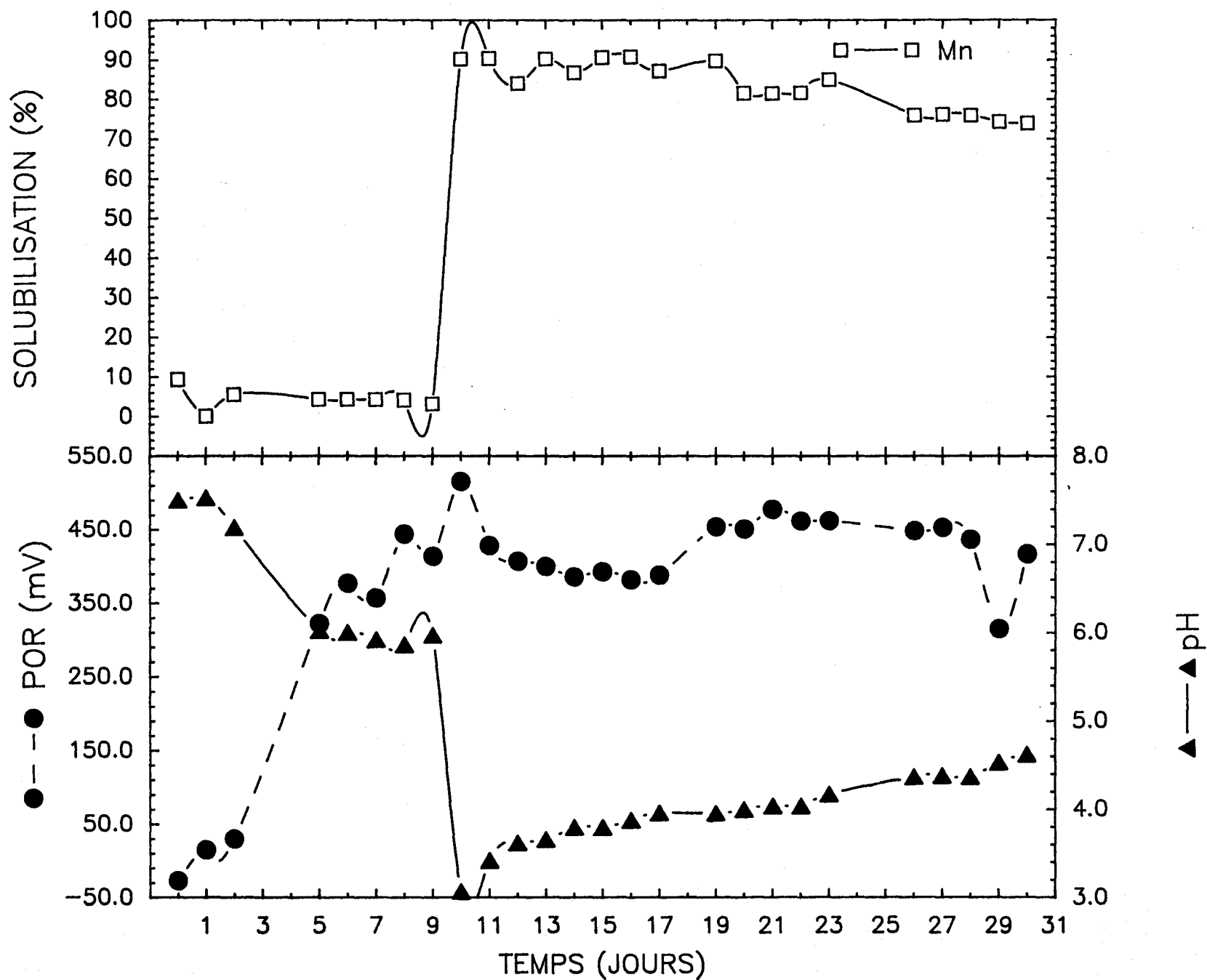


Figure 3.4: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le béccher No. 2, où l'inoculation a été faite le 9^e jour (35,2% de réduction des solides volatils).

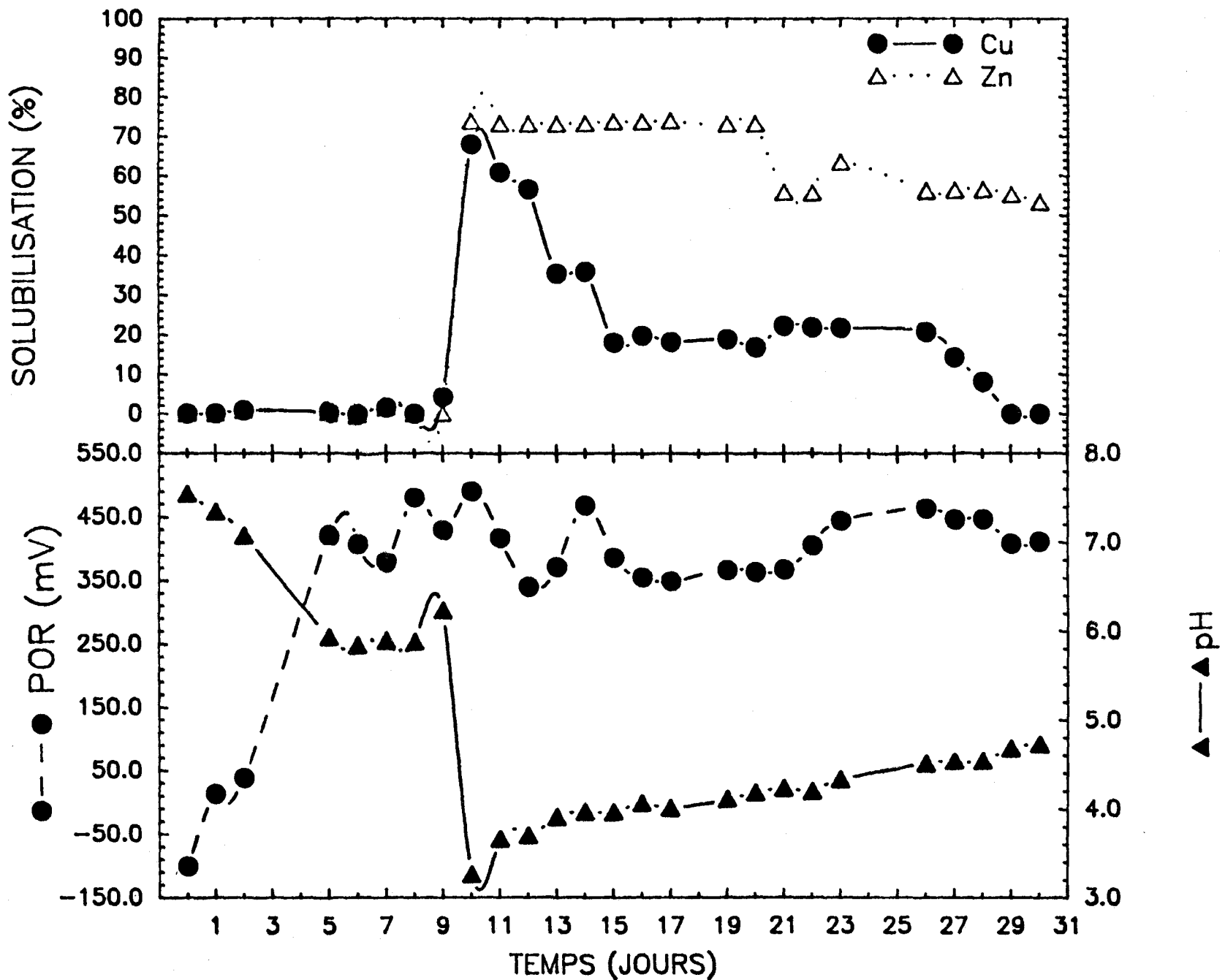


Figure 3.5: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 3, où l'inoculation a été faite le 9^e jour (32,3% de réduction des solides volatils).

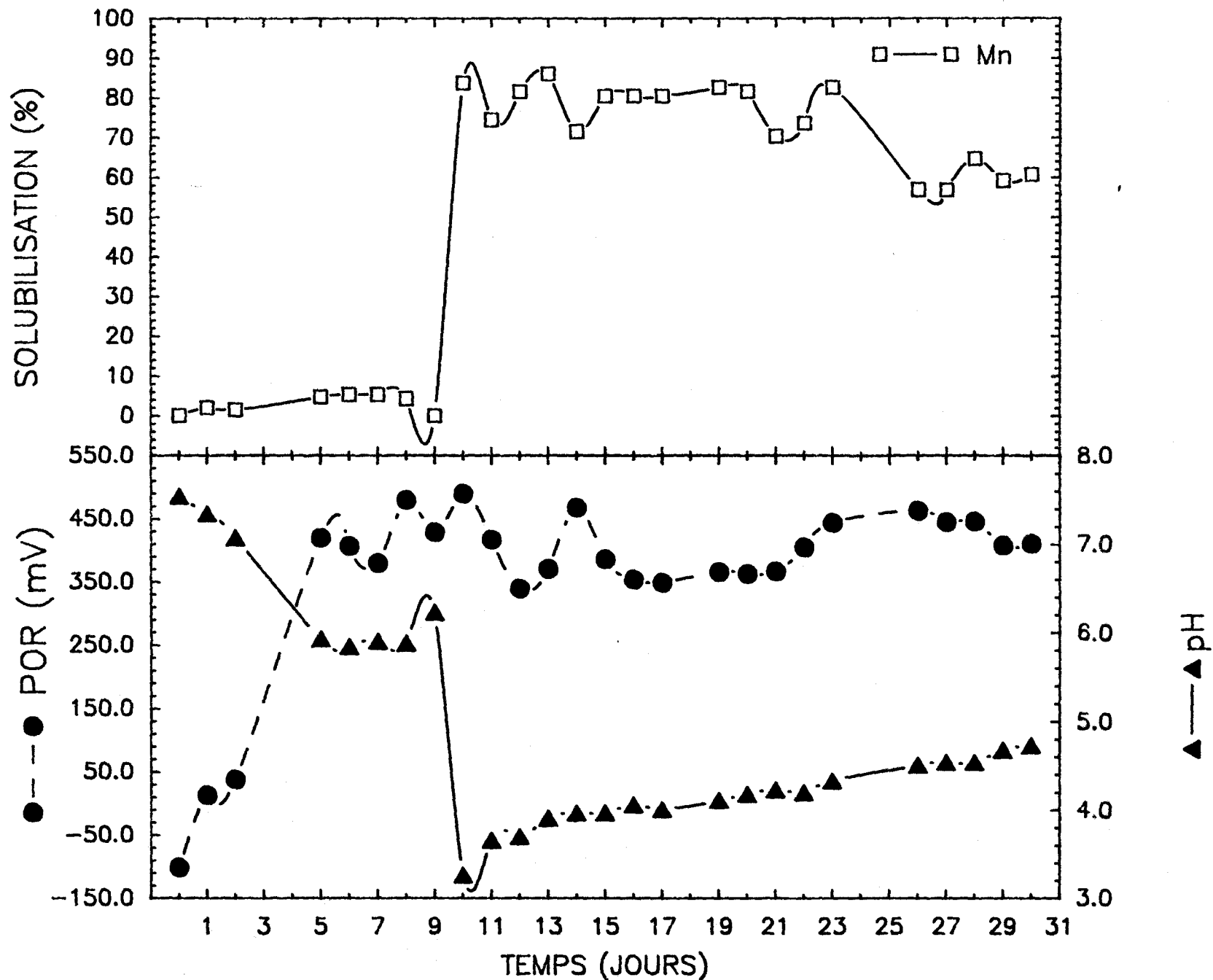


Figure 3.6: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécNo. 3, où l'inoculation a été faite le 9^e jour (32,3% de réduction des solides volatils).

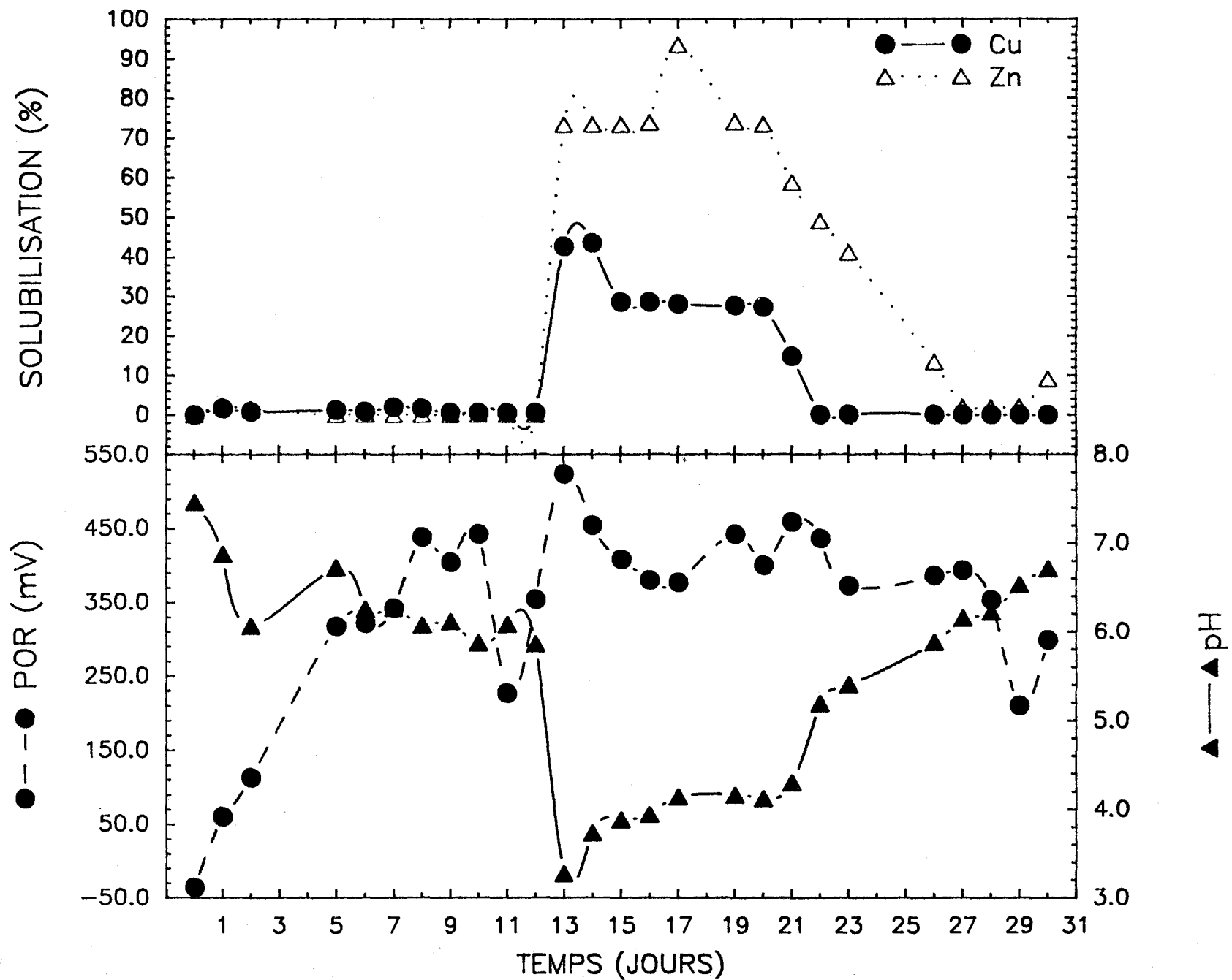


Figure 3.7: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 4, où l'inoculation a été faite le 12^e jour (39,3% de réduction des solides volatils).

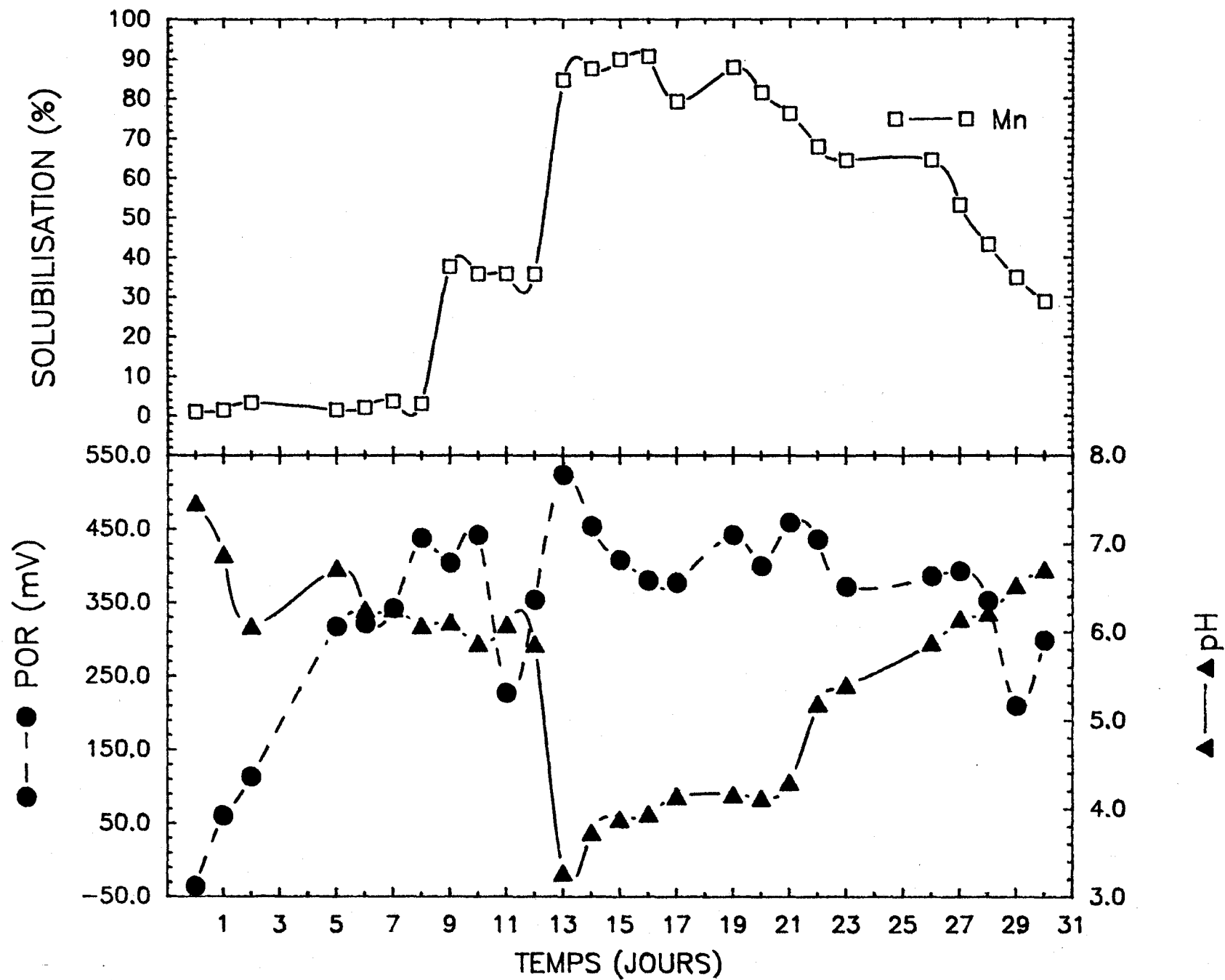


Figure 3.8: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécber No. 4, où l'inoculation a été faite le 12^e jour (39,3% de réduction des solides volatils).

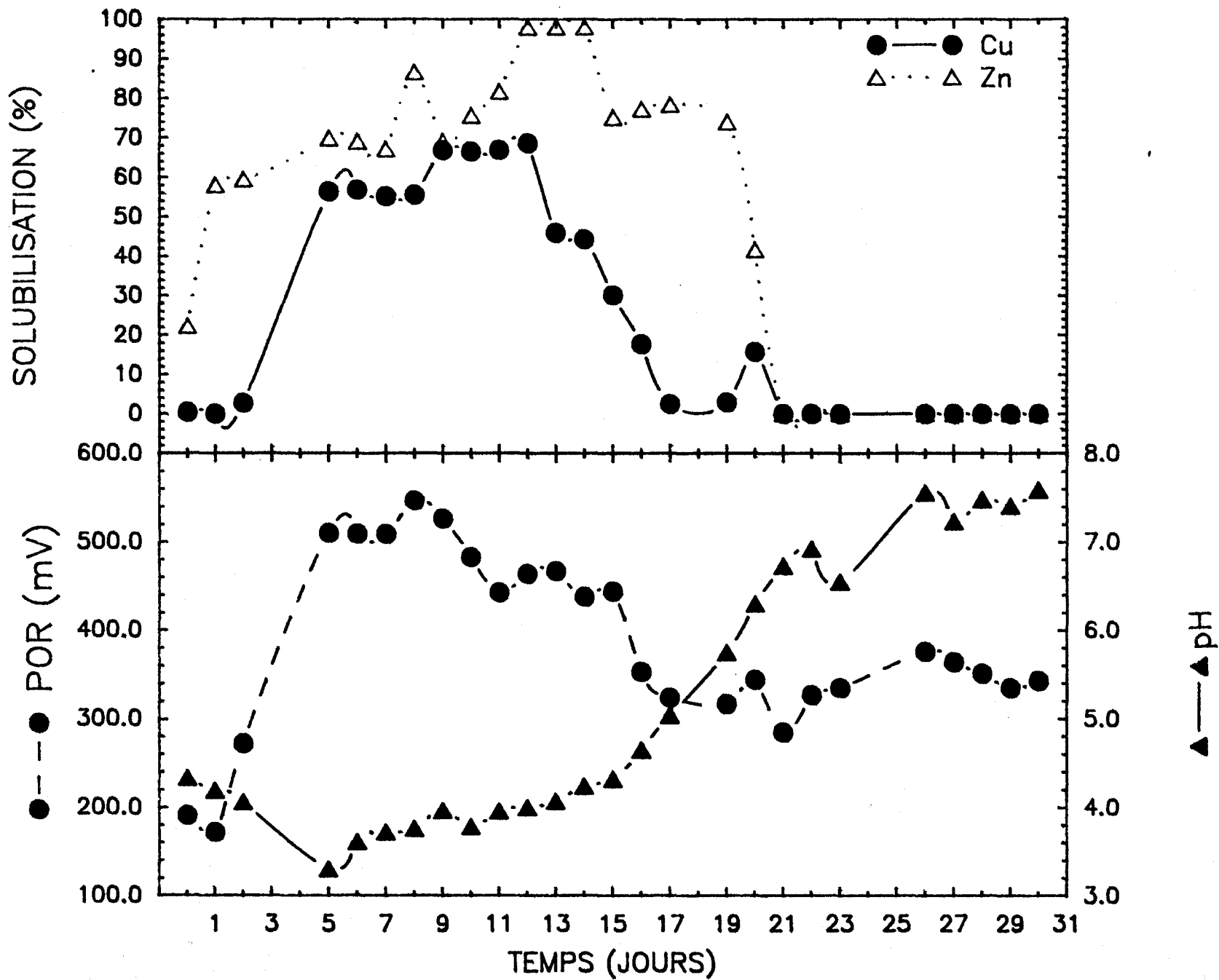


Figure 3.9: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 5, où l'inoculation a été faite dès le début de la digestion.

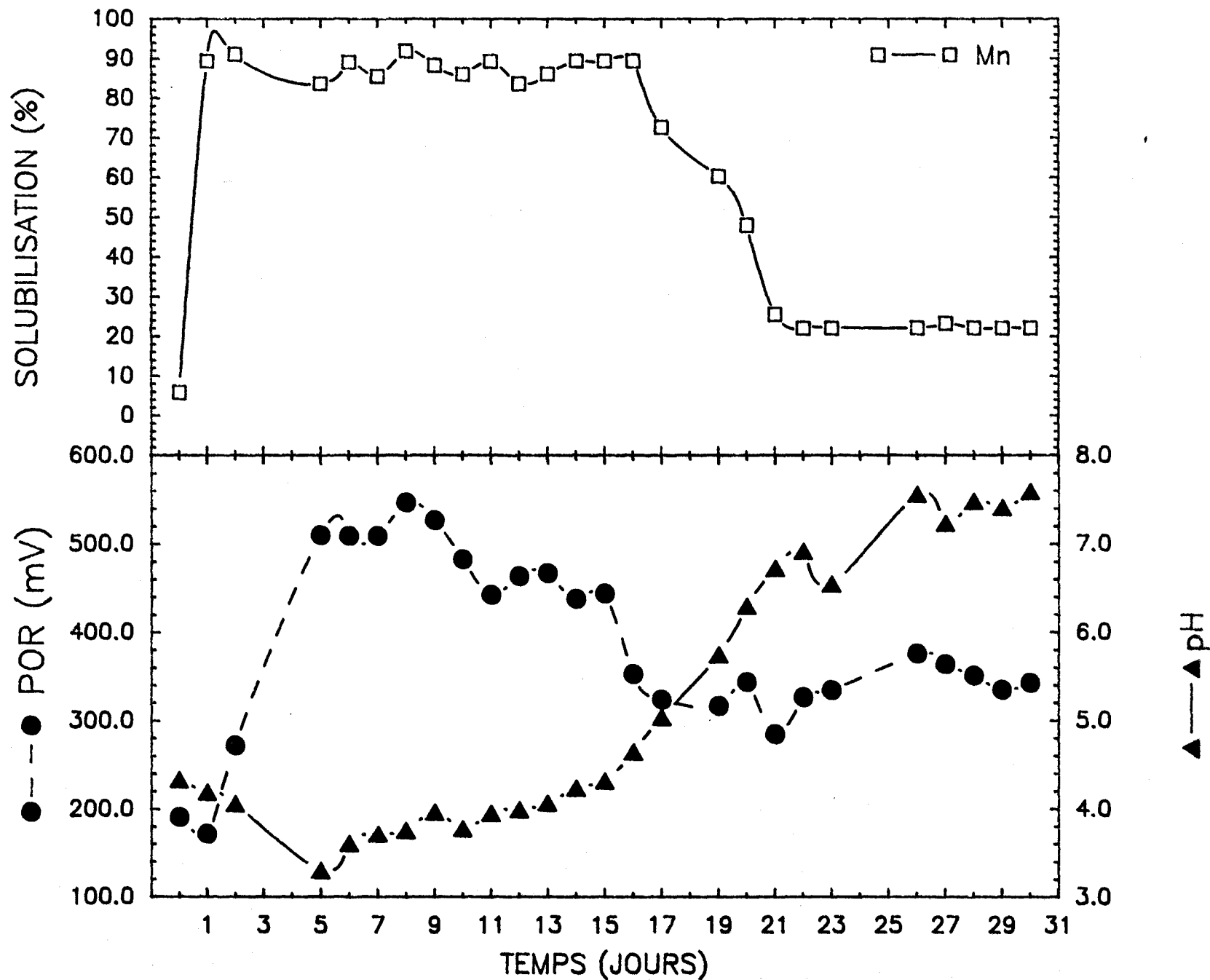


Figure 3.10: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécber No. 5, où l'inoculation a été faite dès le début de la digestion.

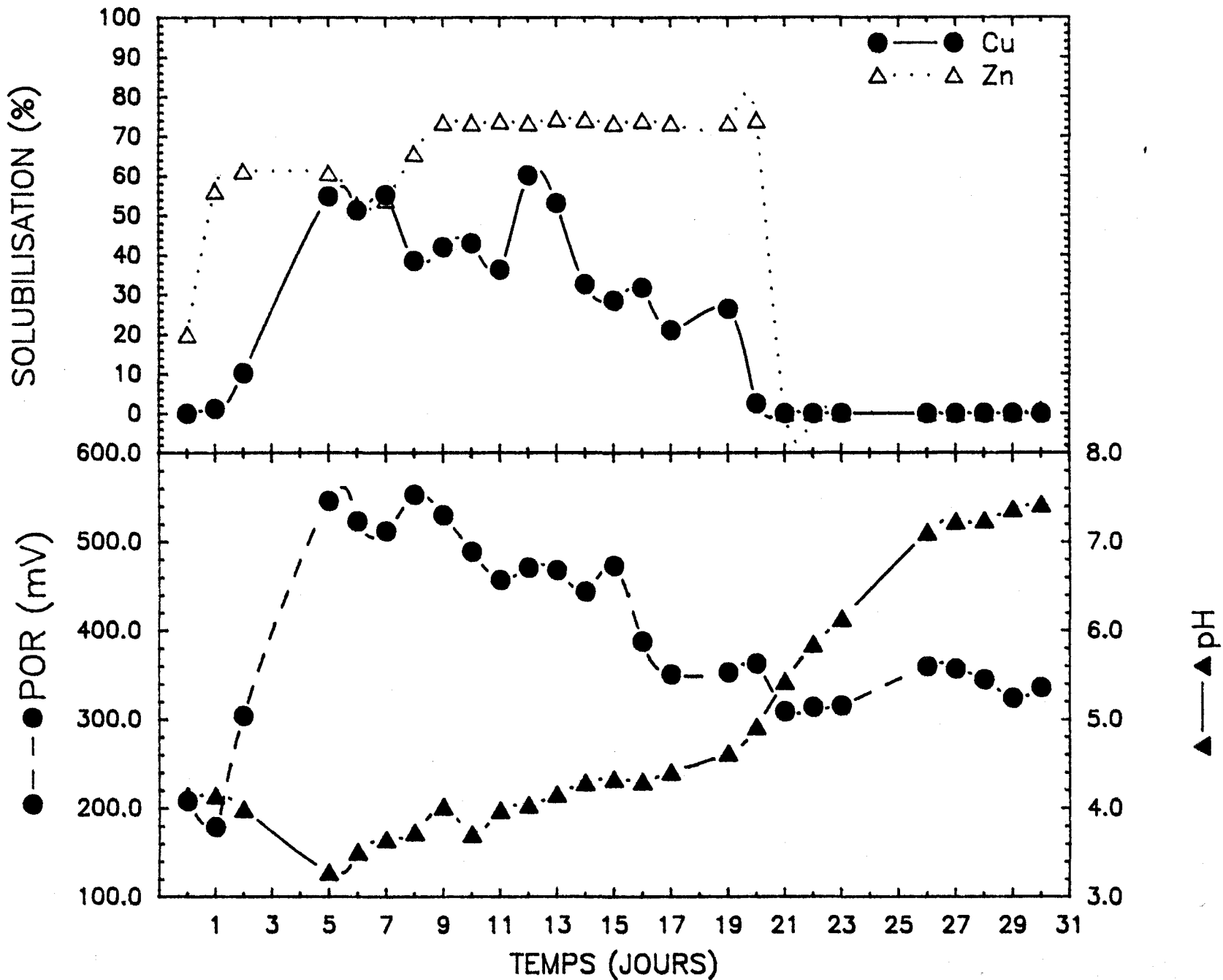


Figure 3.11: Solubilisation du cuivre et du zinc, pH et POR, dans le bécher No. 6, où l'inoculation a été faite dès le début de la digestion.

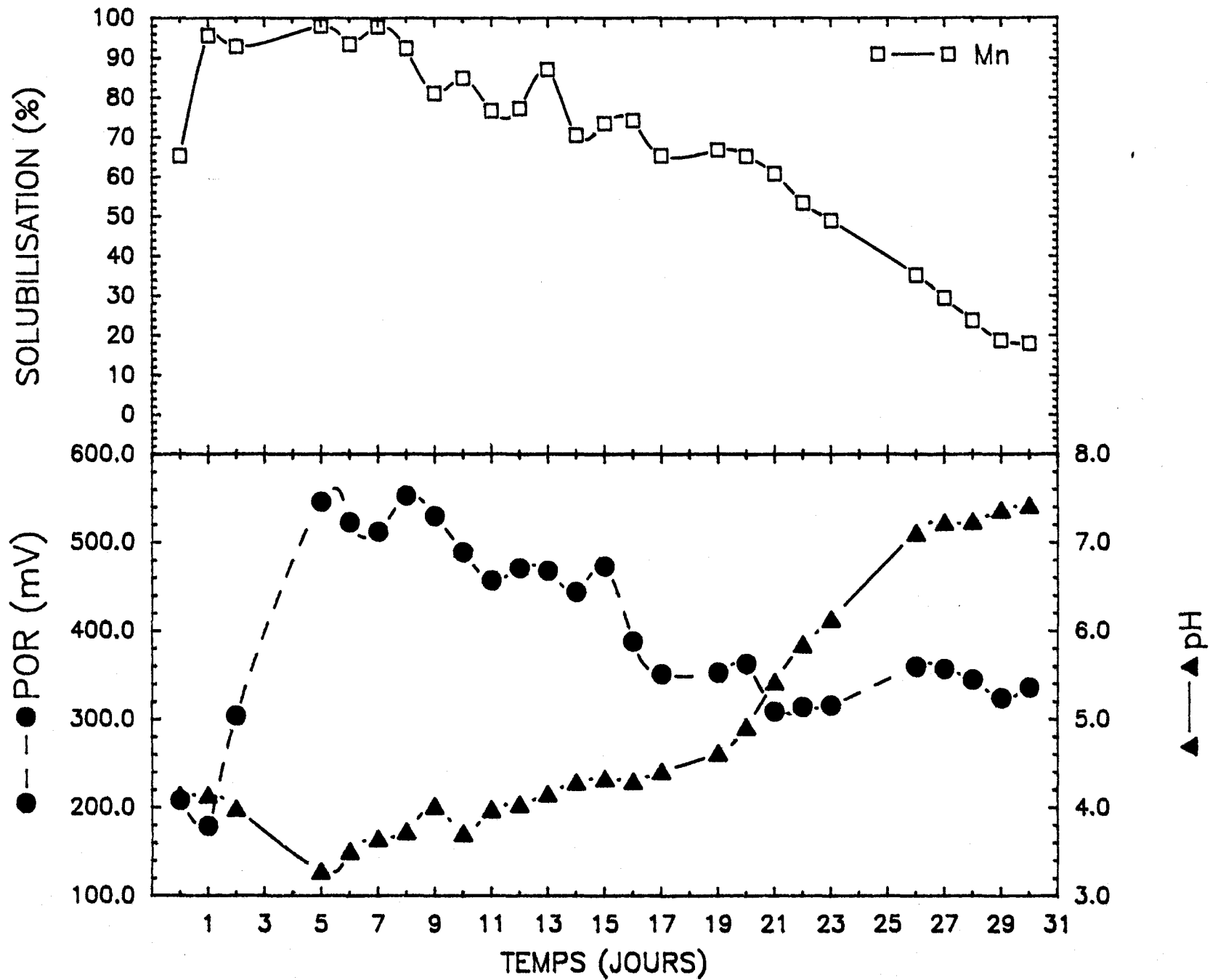


Figure 3.12: Solubilisation du manganèse, pH et POR, dans le bécher No. 6, où l'inoculation a été faite dès le début de la digestion.

Pour le bécher No. 1 (voir les figures 3.1 et 3.2), la solubilisation du Zn et du Mn se fait à l'intérieur de la journée suivant la première inoculation. Pour le Cu, le POR de 274 mV et le pH supérieur à 3,84 semblent inadéquats pour solubiliser plus de 20% de celui-ci. Le plus haut taux est obtenu au 22^e jour, c'est-à-dire huit jours après la première inoculation. Et la solubilisation atteint son plus haut pourcentage seulement au 23^e jour.

Dans les béchers No. 2 et No. 3 (figure 3.3 à 3.6), le plus haut taux de solubilisation est obtenu la journée suivant l'inoculation, c'est-à-dire au 10^e jour. Donc dans les boues aérobies, le pic de solubilisation pour le Cu, le Zn, le Mn apparaît à l'intérieur d'une journée. La baisse de pH à des valeurs de 3,0 et 3,26 et la montée de POR entre 450 et 550 mV, conséquentes à l'inoculation de thiobacilles, correspondent à ce pic de solubilisation.

Dans le bécher no. 4 (voir les figures 3.7 et 3.8), le pic de solubilisation est également obtenu la journée suivant l'inoculation, sauf pour le Mn où la solubilisation se fait en deux étapes. Ainsi, 37% du Mn est solubilisé au 8^e jour, c'est-à-dire avant l'inoculation quand le pH descend en bas de 6. Et le maximum de solubilisation est atteint la journée suivant l'inoculation au 13^e jour.

Pour les béchers No. 5 et No. 6 (figures 3.9 à 3.12), où l'inoculation de thiobacilles a été faite dès le début, les taux de solubilisation les plus élevés pour le Zn et le Mn sont atteints la journée suivant l'inoculation. Sauf pour le cas du Mn dans le bécher No. 6 qui a une solubilisation déjà très élevée, la journée même de son inoculation. Il est à remarquer que ces taux élevés sont atteints, même si les POR demeurent à de basses valeurs. Ce qui souligne l'importance prépondérante du pH pour la solubilisation du Zn et Mn. Le Cu, par contre, atteint sa valeur maximale de solubilisation seulement lorsque le POR monte à de plus hautes valeurs (au-dessus de 300 mV).

Les figures 3.13 à 3.18 illustrent la relation qui existe entre le pourcentage de solubilisation du Cu, du Zn et du Mn et les paramètres pH et POR. Les équations des courbes, sont indiquées à l'annexe 8 alors que l'annexe 7 précise la teneur en métaux des boues natures utilisées.

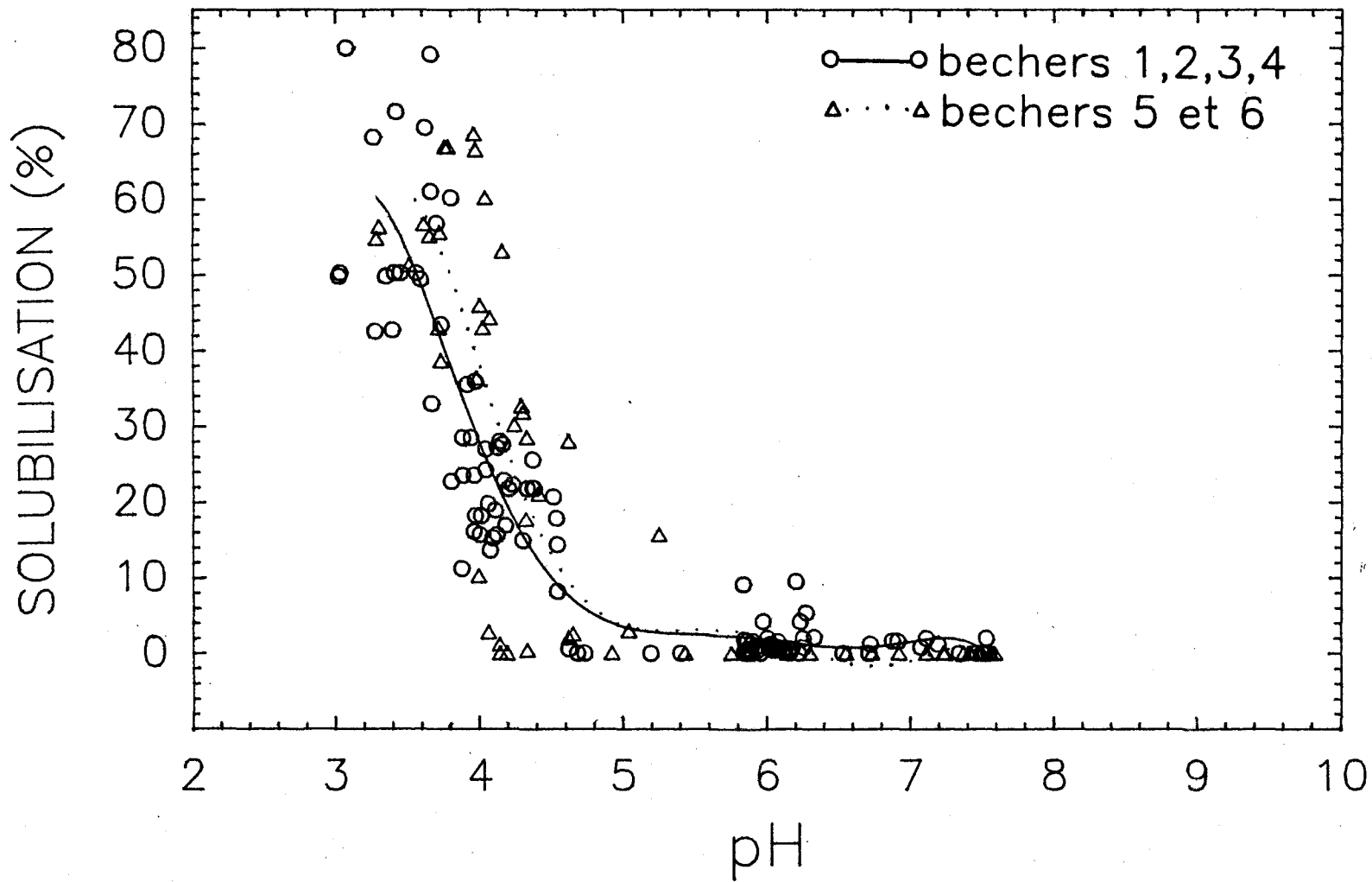


Figure 3.13: Régression entre la solubilisation du cuivre et le pH avec
 $R = 0,92$ comme facteur de corrélation pour les béchers 1 à 4 et
 $R = 0,84$ pour les béchers 5 et 6.

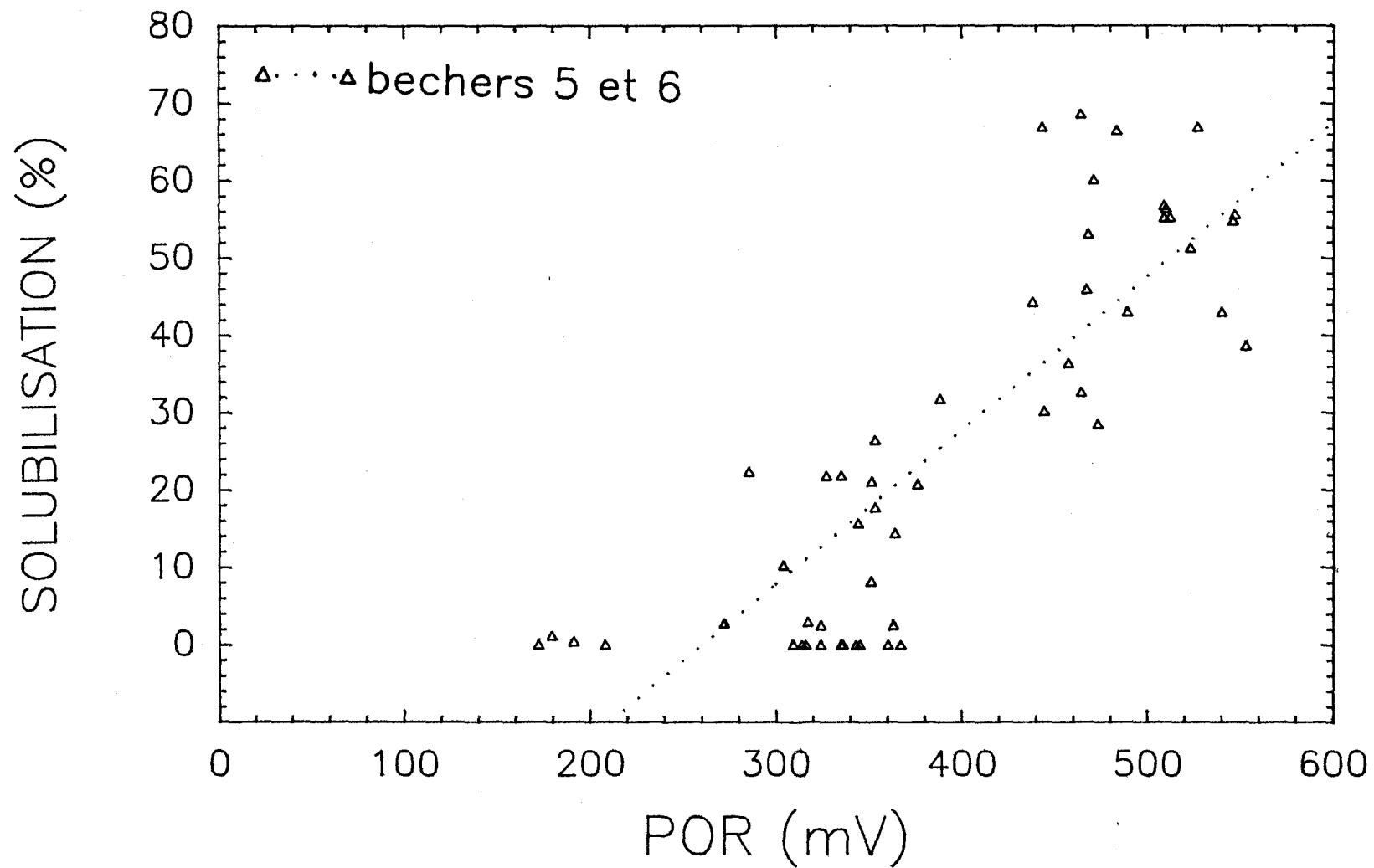


Figure 3.14: Régression entre la solubilisation du cuivre et le POR avec $R = 0,84$ comme facteur de corrélation pour les béchers 5 et 6.

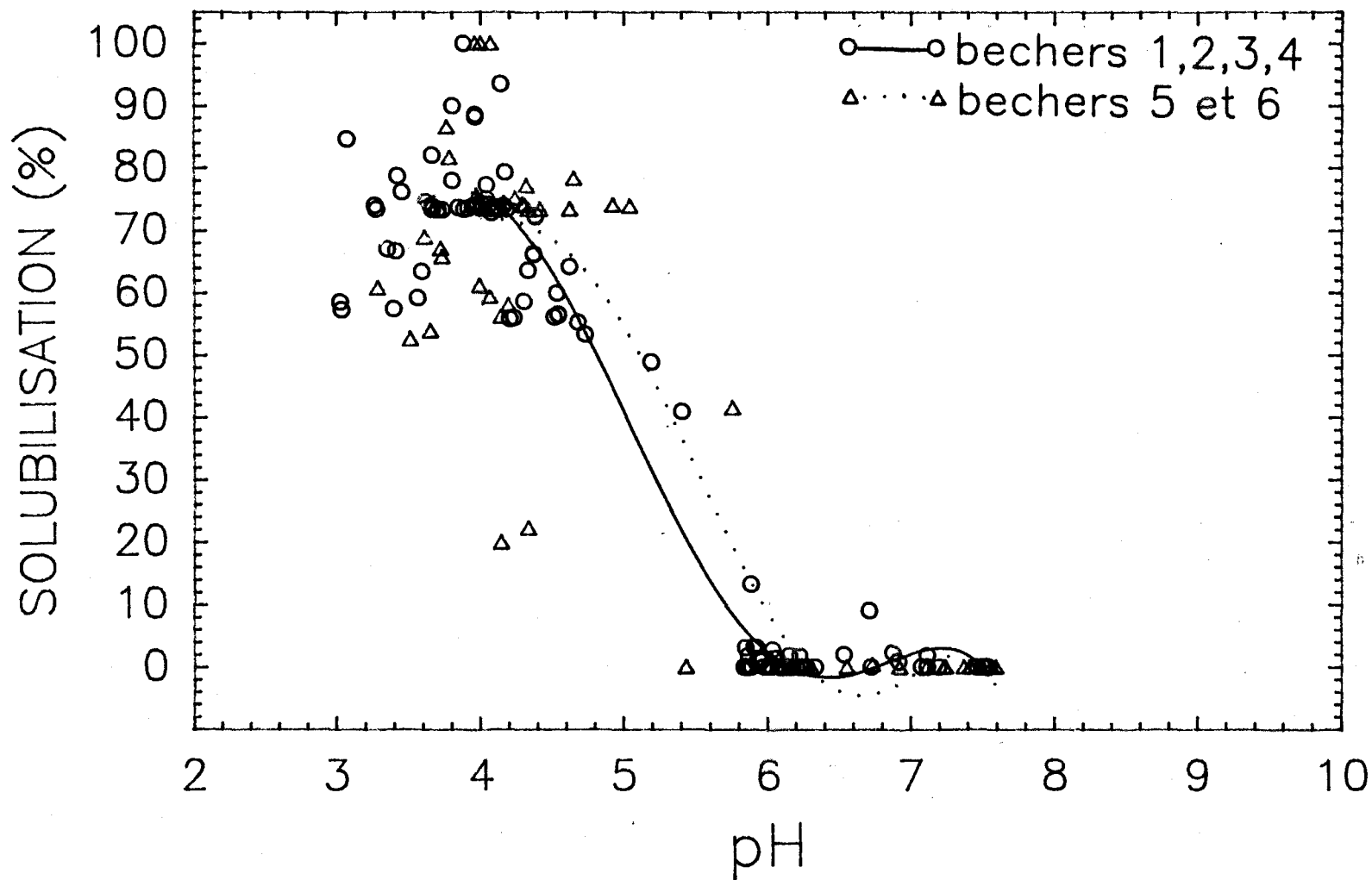


Figure 3.15: Régression entre la solubilisation du zinc et le pH avec comme facteur de corrélation $R = 0,98$ pour les béchers 1 à 4 et $R = 0,90$ pour les béchers 5 et 6.

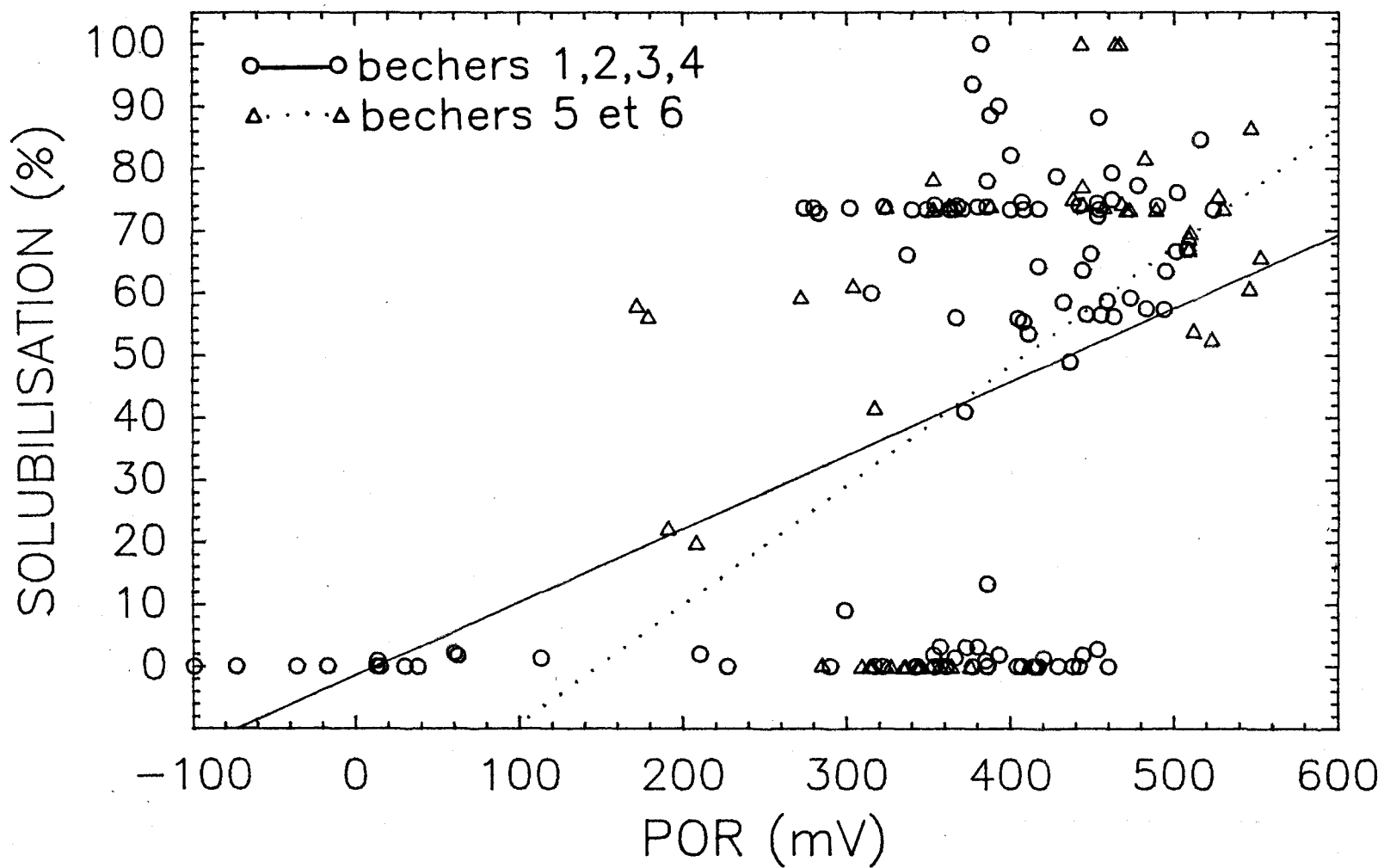


Figure 3.16: Régression entre la solubilisation du zinc et le POR avec $R = 0,46$ comme facteur de corrélation pour les béchers 1 à 4 et $R = 0,54$ pour les béchers 5 et 6.

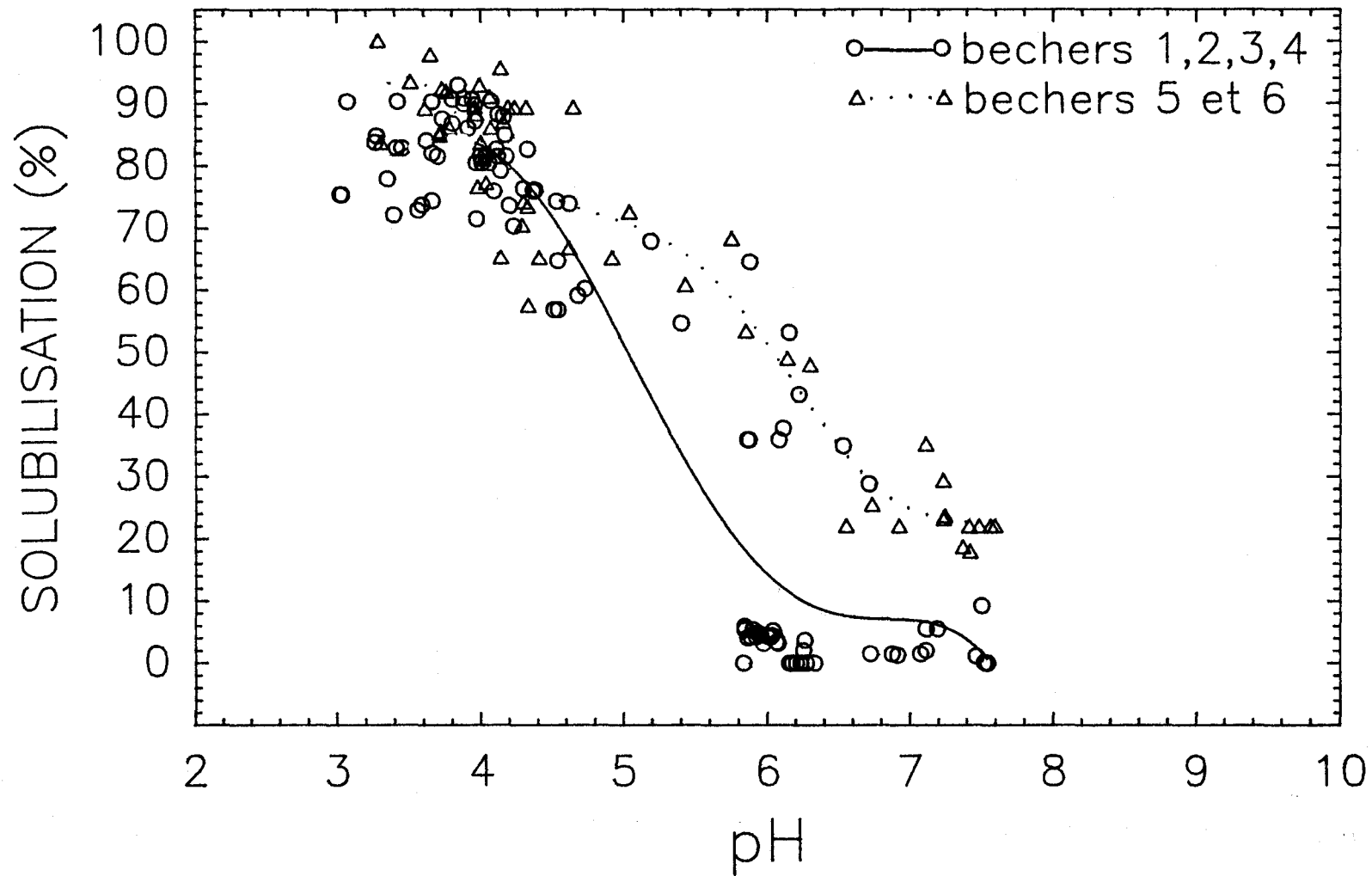


Figure 3.17: Régression entre la solubilisation du manganèse et le pH avec comme facteur de corrélation $R = 0,95$ pour les béchers 1 à 4 et $R = 0,96$ pour les béchers 5 et 6.

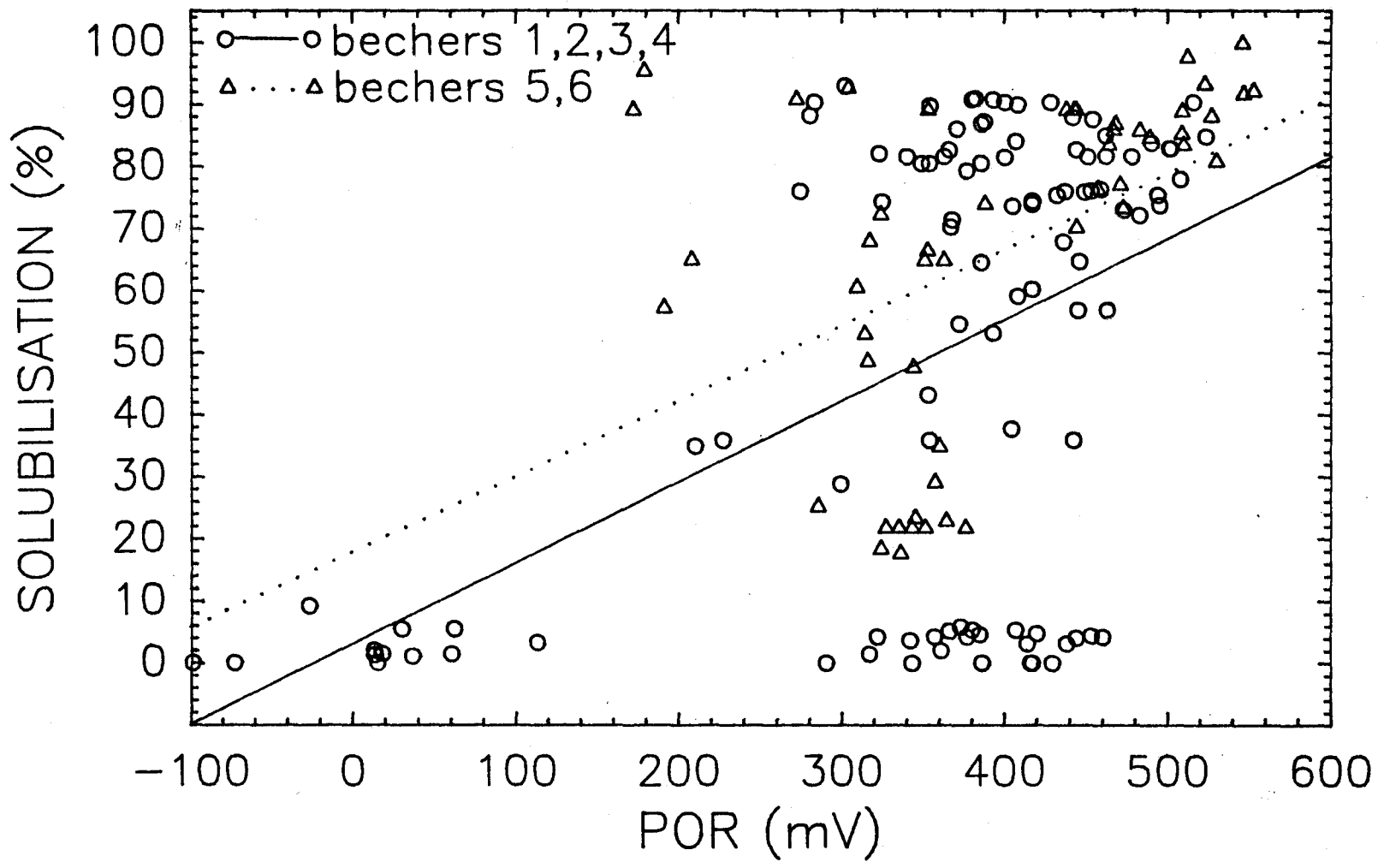


Figure 3.18: Régression entre la solubilisation du manganèse et le POR avec $R = 0,49$ comme facteur de corrélation pour les béchers 1 à 4 et $R = 0,44$ pour les béchers 5 et 6.

3.2.2.1 La solubilisation du Cu

Le cuivre étant plus problématique à solubiliser et se retrouvant dans les boues à des concentrations pouvant dépasser les normes, sa solubilisation demeure souvent le facteur limitant de la solubilisation des métaux. Dans cette expérience, en cuvée, la solubilisation du cuivre se fait à l'intérieur d'une journée. Pour des conditions d'opération identiques, Tyagi et Couillard (1987b) prennent 10 jours pour enlever 75% du Cu dans les boues anaérobies en cuvée. Également, les meilleurs taux de solubilisation du Cu obtenus (bécher No. 2 et No. 3 au tableau 3.2) sont beaucoup plus élevés que ceux obtenus par Tyagi et Couillard (1987b) en cuvée. Ceux-ci obtiennent un taux de $5,37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ jours}^{-1}$ pour une concentration initiale de 2300 mg de Cu/kg boue sèche, alors que dans cette expérience, les deux meilleurs taux moyens obtenus sont de $8,8 \text{ mg L}^{-1} \text{ jours}^{-1}$ pour la moitié de cette concentration initiale en Cu, soit 1 022 mg Cu/kg boue sèche. Par contre, les expériences effectuées sur des boues anaérobies avec des réacteurs en continu, à 0,75 jour (Couillard et al., 1988d) donnent des taux de solubilisation supérieurs; soit de 30 à $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ jour}^{-1}$ pour le double de la concentration en Cu.

Étant donné que les taux de solubilisation obtenus sont plus élevés dans un procédé en continu qu'en cuvée (Ramalho, 1983), les hauts taux obtenus en cuvée dans cette expérience laisse supposer qu'un jour en continu serait amplement suffisant pour obtenir de hauts pourcentages de solubilisation du cuivre.

La variation des taux et des maximums de pourcentage de solubilisation observable surtout chez le cuivre entre les différentes options (voir tableau 3.2) peut s'expliquer par des problèmes de viabilité de l'inoculum. Avec les figures 3.19 à 3.22, il est possible de constater que la croissance des bactéries acidophiles est reliée au taux et au % maximum de solubilisation; plus la croissance est élevée plus le taux de solubilisation et le maximum de solubilisation sont grands (bécher No. 2 et No. 3), et vice versa (bécher No. 1 et No. 4).

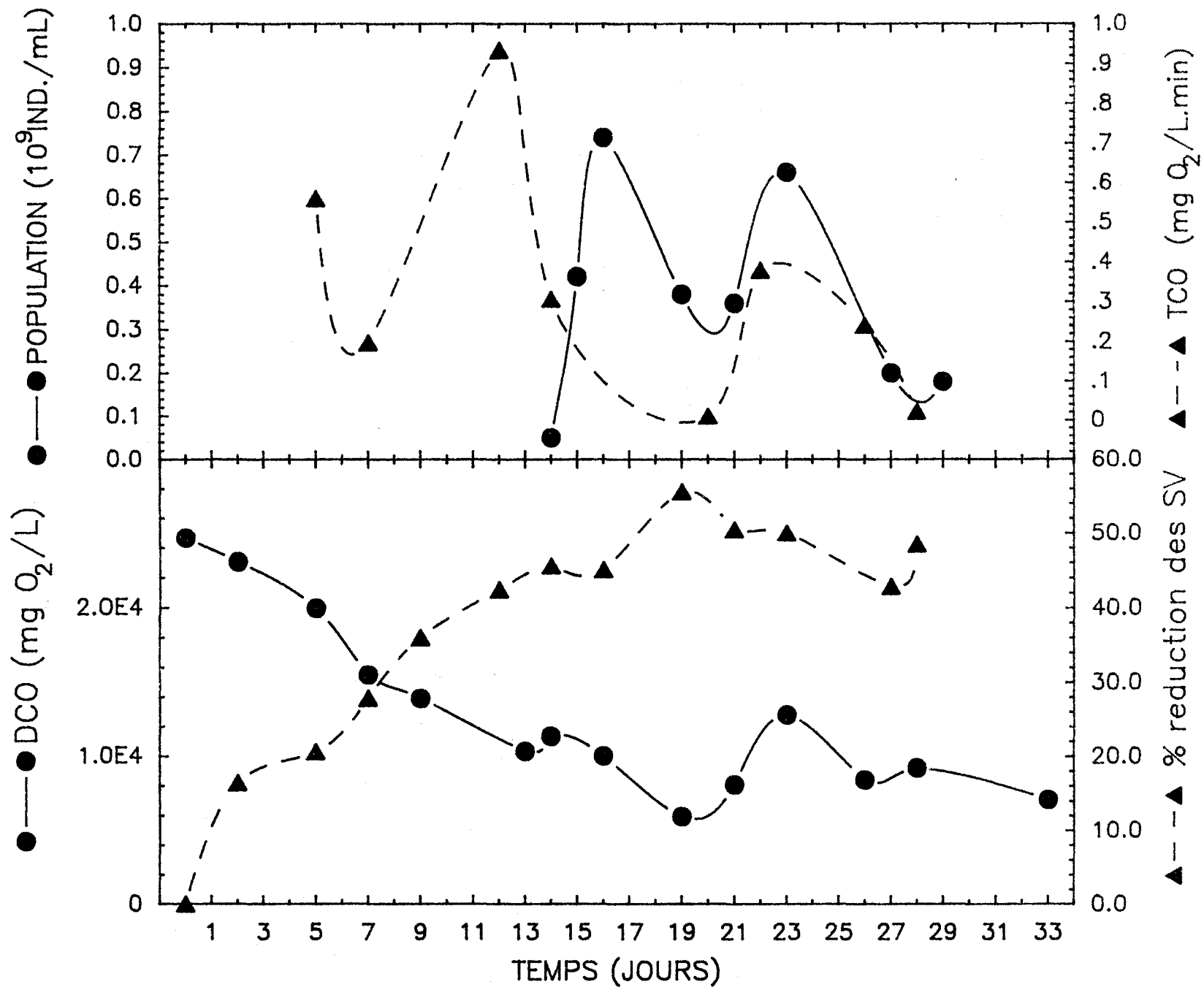


Figure 3.19: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le béccher No 1 (inoculations ont été faites au 14^e et 16^e jours à 45,5% de réd. des S.V.).

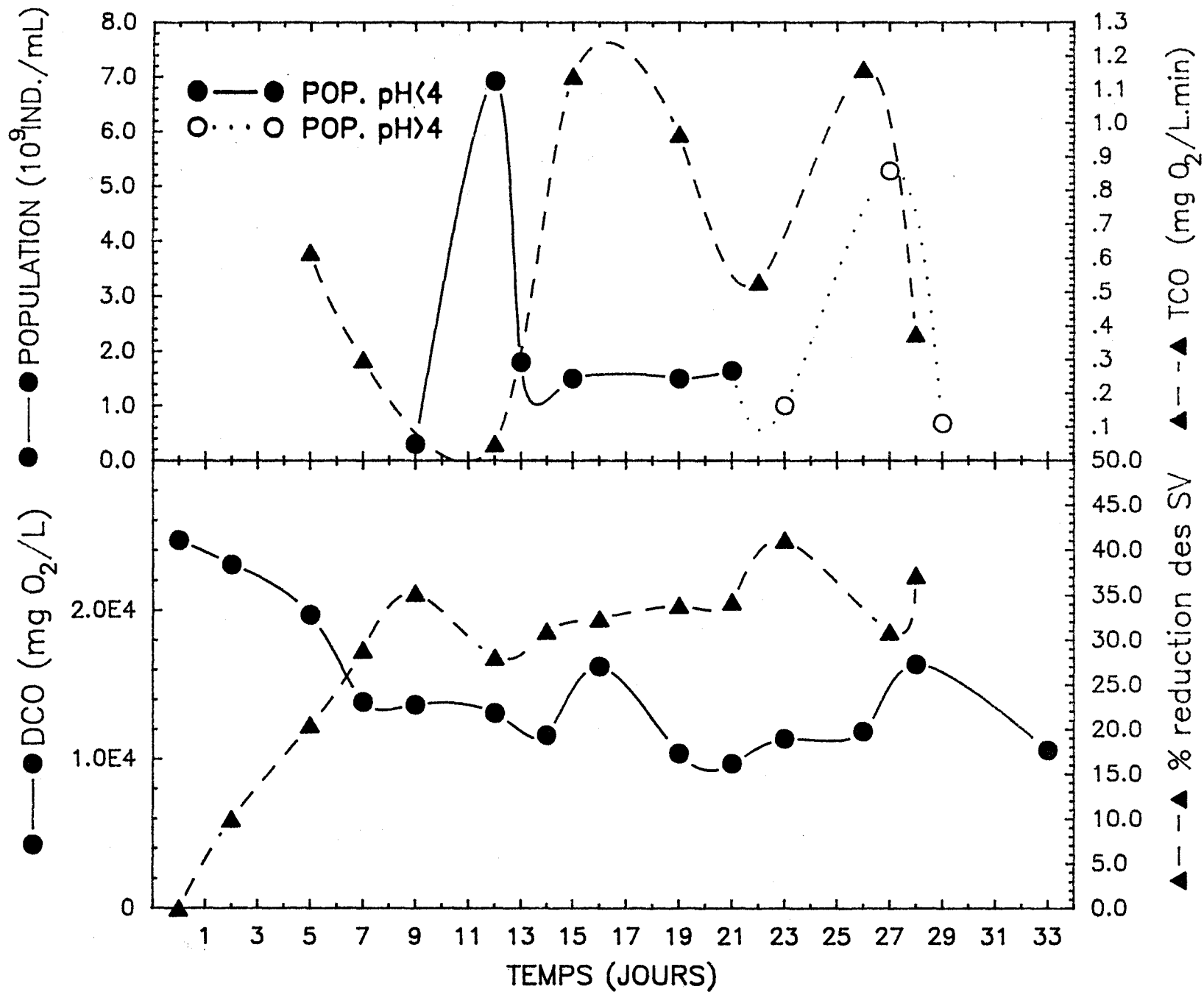


Figure 3.20: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le béccher No 2 (inoculation au 9^e jour à 35,2% de réd. des S.V.).

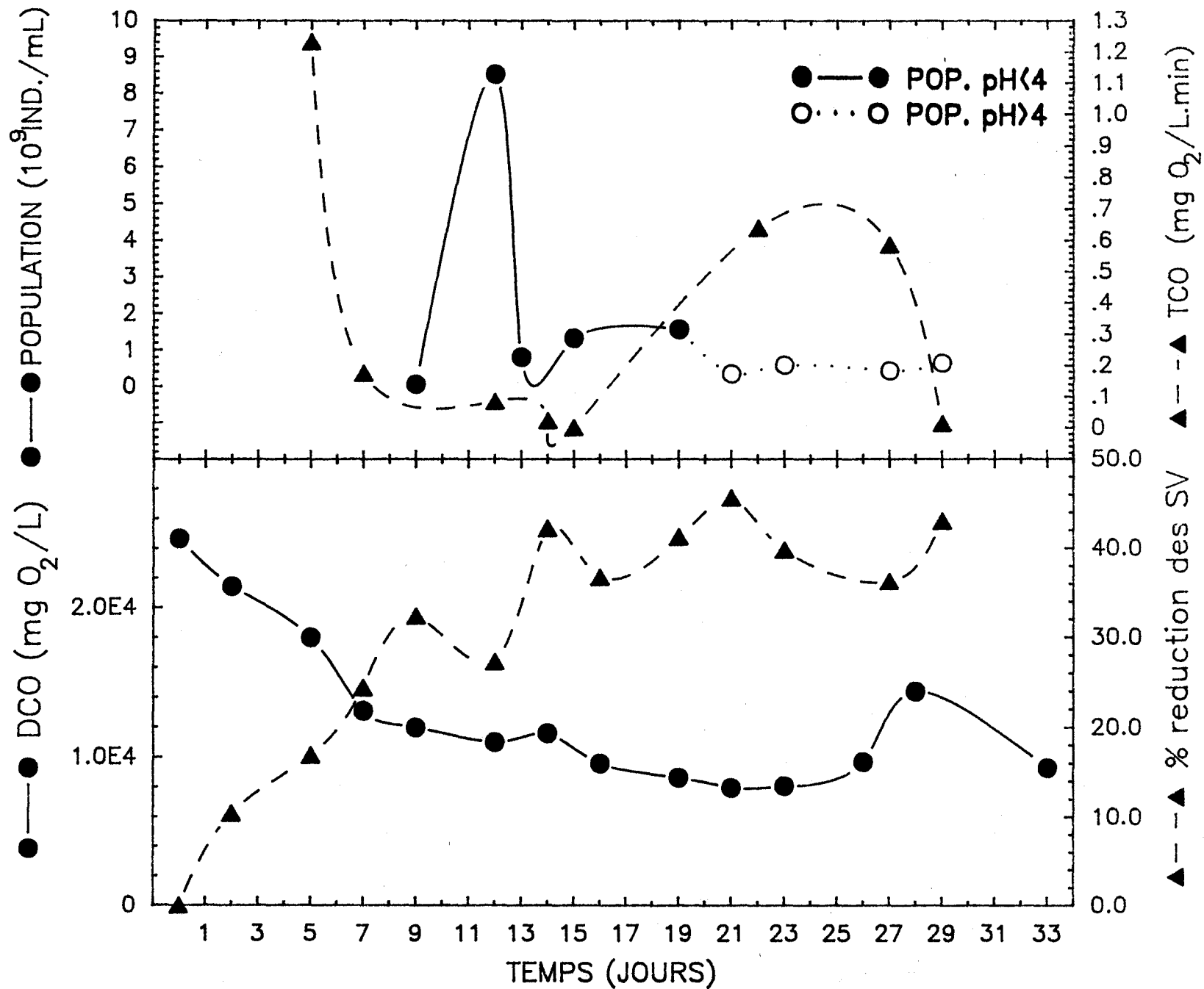


Figure 3.21: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le bécher No 3 (inoculation au 9^e jour à 32,3% de réd. des S.V.).

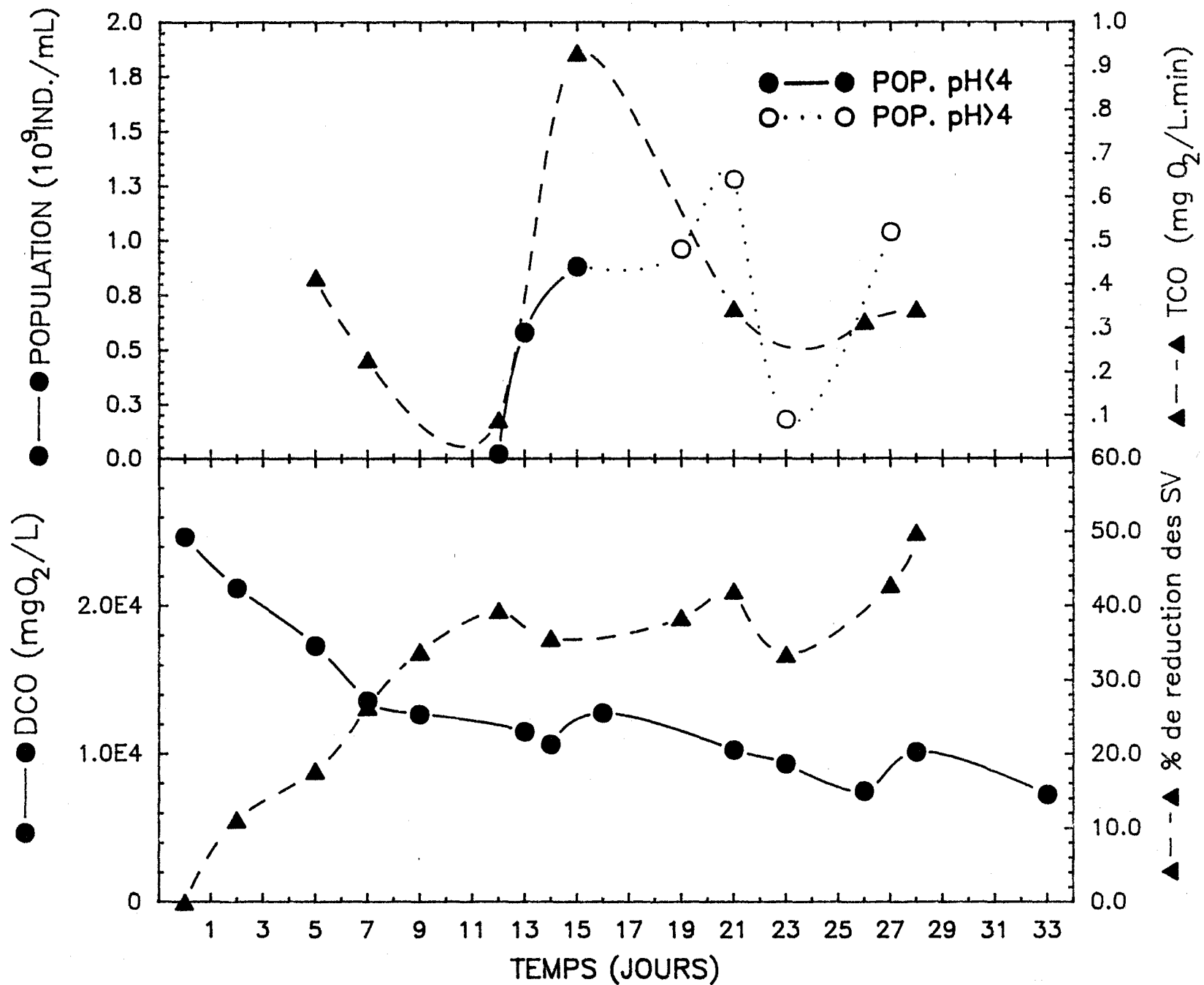


Figure 3.22: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le béccher No 4 (inoculation au 12^e jour à 39,3% de réd. S.V.).

Facteurs influençant la solubilisation du Cu

Le cuivre est le seul des trois métaux suivis dans cette expérience qui a une corrélation significative avec le POR (voir figure 3.14). Le POR est très important pour la solubilisation du Cu, et le seuil minimal observé, d'après la droite de régression, est de 290 mV. En dessous de cette valeur, il n'y a pas de solubilisation du cuivre. Le pH influe également de façon significative sur la solubilisation du Cu. Le seuil minimal de pH observé de 4,7 (voir la figure 3.13) correspond assez bien au seuil de 4,5 obtenu par Adams et Sanders (1984).

En résumé sur des boues aérobies, entre 70 et 80% du Cu, peuvent être solubilisés à l'intérieur d'une journée en cuvée. Le pH et le POR sont des facteurs importants pour la solubilisation de cet élément.

3.2.2.2 La solubilisation du Zn

Le zinc est également solubilisé à l'intérieur d'une journée en cuvée. Alors que Tyagi et Couillard (1987b) prend 10 à 12 jours en cuvée avec des boues anaérobies. Les taux de solubilisation, surtout s'ils ne sont pas limités par la solubilisation du Cu, sont aussi plus élevés. C'est-à-dire, dans les meilleurs des cas (bécher No 2 et No 3), 6 fois plus élevés que ceux obtenus par Tyagi et Couillard (1987b) en cuvée, pour des concentrations de Zn qui sont semblables.

Facteurs influençant la solubilisation du Zn

La relation entre la solubilisation du Zn et le POR n'est pas significative. La solubilisation du Zn semble, en effet, dépendre plus du pH, et ce, avec un facteur de corrélation assez élevé (voir la figure 3.15). Le seuil minimal de 6 observé pour le pH est près de la valeur de 5,8 obtenue par Adams et Sanders (1984).

Donc, il est probable de pouvoir obtenir au moins entre 73,7% et 100% de la solubilisation du Zn à l'intérieur d'une journée en continu. Et pour cet

élément, le POR n'est pas un facteur primordial pour sa solubilisation alors que le pH demeure un facteur important à des valeurs inférieures à 6.

3.2.2.3 La solubilisation du Mn

Au Québec, le Mn est un élément problématique dans les boues de plusieurs municipalités puisqu'il est retrouvé à des concentrations au-delà de la norme obligatoire. En plus, dans cette expérience, le substrat donné aux bactéries, le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ de Sidbec Dosco, en contient en quantités appréciables. D'où l'importance de vérifier sa solubilisation par les bactéries. Il semble que celle-ci ne pose pas de problèmes, puisque 86 à 100% du Mn est solubilisé dont 86 à 91% à l'intérieur d'une journée (bécher No. 1 à No. 4 au tableau 3.2).

Facteurs influençant la solubilisation du Mn

Le POR semble jouer un rôle peu important dans la solubilisation du Mn. Dans les béchers No. 5 et No. 6 (figure 3.10 et 3.12), malgré de basses valeurs de POR, le Mn est solubilisé dès le début dû aux basses valeurs de pH. Ce qui confirme que le pH est le facteur important pour la solubilisation du Mn avec un facteur de corrélation élevé (voir figure 3.17). Le seuil minimal pour obtenir la solubilisation du Mn se trouve à un pH se situant entre 6 et 7.

Donc en résumé il n'y a pas de difficultés à solubiliser le Mn en une journée, en cuvée, et donc aussi très probablement en continu. Le pH est le facteur primordial pour sa solubilisation. Et enfin, le fait que le substrat en contienne ne pose pas de problème puisque les pourcentages de solubilisation atteints sont très élevés.

3.2.3 La digestion des boues

Les figures 3.19 à 3.22 et 3.23 et 3.24, illustrent, dans le bas du graphique, la réduction des solides volatils et la DCO dans chacun des béchers. Alors que dans le haut du graphique, ce sont les populations de bactéries et leur taux de consommation d'oxygène qui sont illustrés.

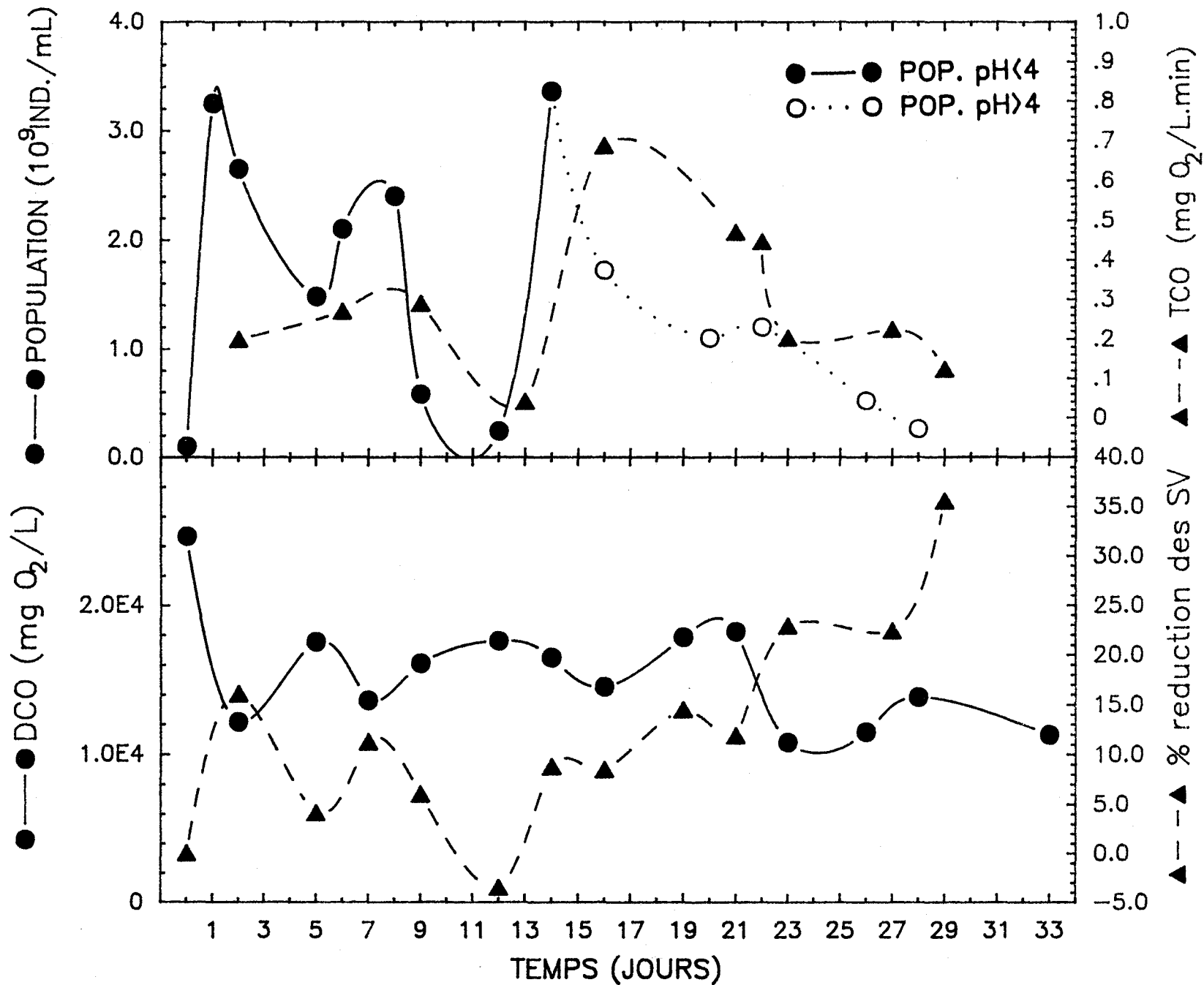


Figure 3.23: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le béccher No 5 (inoculation a été faite dès le début de la digestion).

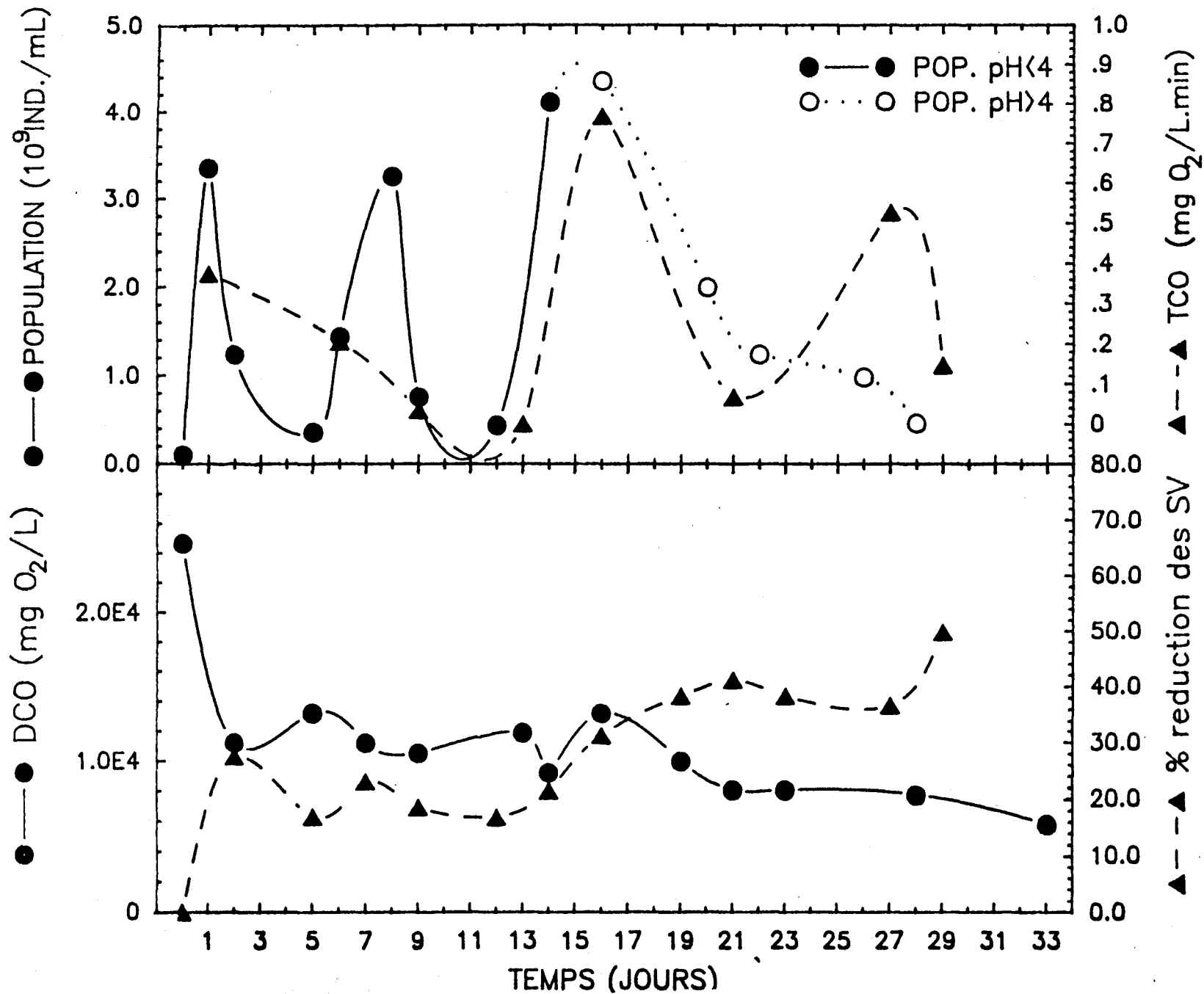


Figure 3.24: Population bactérienne, taux de consommation d'oxygène, réduction des solides volatils et demande chimique en oxygène dans le bécner No 6 (inoculation a été faite dès le début de la digestion).

3.2.3.1 Réduction des solides volatils

Dans les béchers No. 1 à 4, la digestion ou réduction des solides volatils semble se faire de façon régulière jusqu'à l'inoculation des thiobacilles (figures 3.19 à 3.22). Pour les béchers No. 2, No.3 et No.4, cela correspond au 9^e jour, 9^e jour et 12^e jour respectivement. Après il y a une légère augmentation des solides volatils puis le retour à des valeurs de solides volatils plus ou moins constantes.

Dans le bécher No. 1, l'inhibition de la digestion semble débuter à partir du 19^e jour, soit 3 jours après la seconde inoculation. L'inhibition de la digestion plus tardive de ce bécher, comparativement aux autres, correspond également à une solubilisation tardive du Cu qui ne s'est pas faite la journée suivant l'innoculation.

Tandis que dans les béchers No. 5 et No. 6 (figure 3.23 et 3.24) où il y a eu inoculation dès le début, la digestion progresse de façon irrégulière et beaucoup plus lentement. Alors que dans tous les autres béchers, la réduction des solides volatils atteint en moyenne un taux de 3,4% par jour, dans les béchers No. 5 et No. 6, le taux moyen est de 1,5% par jour (voir tableau 3.1).

3.2.3.2 Le taux de consommation d'oxygène (TCO)

Dans les béchers où la digestion a lieu de façon régulière (figures 3.19 à 3.22) entre les jours 5 et 13, à la réduction des solides volatils, correspond une diminution de la TCO jusqu'à 0,1 mg O₂/L·min pour les béchers No. 2 à No. 4, et 0,2 mgO₂/L·min pour le bécher No. 1. Dans ce bécher, une hausse de la TCO est observée entre les jours 7 à 13.

Dans la plupart des béchers (figures 3.19 à 3.24), le pic des acidophiles est associé à un faible TCO. De même, quand le pH monte, il y a augmentation du TCO. Dans les béchers No. 2 et No. 6 (Figures 3.20 et 3.24), après le 13^e jour, il y a deux pics de TCO qui pourraient être associés avec les changements de population. Enfin, de façon générale, le TCO semble peu relié à la courbe de population.

L'estimation théorique du taux de consommation d'oxygène chez les thiobacilles chemoautotrophes et les hétérotrophes (voir annexe 9) indique que le taux de consommation d'O₂ est plus élevé pour les hétérotrophes. Chez ceux-ci, les valeurs de TCO moyennes sont de 0,506 mg O₂/L·min alors que, chez les thiobacilles, elles sont de 0,08 mg O₂/L·min. La première diminution du TCO, se prolongeant jusqu'au 9e et 12e jour (voir figure 3.19 à 3.22), correspond à une diminution de la matière organique qui est associée à des bactéries hétérotrophes en phase de respiration endogène. Avec l'ajout de Thiobacillus ferrooxidans par l'inoculation, le TCO demeure à de basses valeurs correspondant ainsi aux faibles taux respiratoires des chemoautotrophes. Les pics subséquents de TCO, retrouvés notamment dans les béciers No. 2 à No. 4 indiquent un changement dans la population bactérienne, c'est-à-dire le remplacement des populations de chemoautotrophes par des populations hétérotrophiques aux TCO plus élevés. Cette reprise des hétérotrophes pourrait correspondre à la présence de nouveaux substrats oxydables pour celles-ci, amenés par la prolifération des acidophiles chemoautotrophes par exemple. À un pH se situant entre 4 et 4,5, il peut y avoir une digestion faite par des acidophiles hétérotrophes (premier pic); puis, avec la montée de pH, une autre population hétérotrophe s'établit (2e pic).

Le TCO est donc indicatif du type de population bactérienne. Et certains auteurs dont Ahlberg et Boyko (1972), préconise son emploi afin de déterminer si une boue est digérée.

3.2.3.3 La demande chimique en O₂ (DCO)

Une relation inverse entre DCO et la réduction des solides volatils se vérifie dans tous les béciers (voir figures 3.19 à 3.24). À une augmentation de la réduction des solides volatils correspond une diminution de la demande chimique en oxygène et vice versa.

La diminution de la matière organique entraîne une diminution de la matière à oxyder, donc une baisse de la DCO et des solides volatils donc une augmentation de la réduction de ces mêmes solides volatils. Le tableau 3.4 illustre la diminution de la DCO et la réduction des solides volatils en pourcentage, au moment de l'inoculation pour les béciers No. 1 à No. 4 et au jour 23 pour les béciers No. 5 et No. 6.

Tableau 3.4 Comparaison entre la diminution de la DCO et la réduction des solides volatils au moment de l'inoculation pour les béchers 1 à 4 et au jour 23 pour les béchers 5 et 6.

Bécher	% de réduction de la DCO	% réduction des solides volatils
1	54,0	45,5
2	44,6	35,2
3	51,3	32,3
4	46,8	39,3
5	56,2	22,9
6	67,2	38,3

Malgré que la diminution de la DCO est corrélée avec une diminution des solides volatils et vice versa (figures 3.19 à 3.24), la réduction de la DCO ne suit pas de façon toujours proportionnelle la réduction des solides volatils (voir tableau 3.4). Différentes réductions de solides volatils peuvent correspondre à des réductions de DCO semblables, ce qui fait de la DCO un critère de digestion peu fiable.

3.2.3.4 Les populations bactériennes

Sur tous les graphiques (voir figures 3.19 à 3.24), une distinction a été faite entre les populations de bactéries vivant à un pH inférieur à 4 et celles vivant à un pH supérieur à 4. La méthode utilisée pour le dénombrement bactérien ne faisant pas de distinctions entre les diverses espèces, la courbe de population peut donc inclure plusieurs espèces. De façon générale, les populations vivant à $\text{pH} > 4$, c'est-à-dire hétérotrophes sont moins grandes que celles vivant à $\text{pH} < 4$. La réduction des solides volatils reprend lorsque le pH monte.

Dans les béchers No. 5 et No. 6, (figures 3.23 et 3.24 à pH acide) où la digestion se fait simultanément avec la solubilisation, les fluctuations de population bactérienne suivent celles de la réduction des solides volatils. Par exemple dans le bécher No. 5, dans la première partie de la courbe correspondant aux jours 0 à 2, il y a un pic de croissance dans la population bactérienne à $3,25 \times 10^9$ individus/mL qui correspond à une diminution de la matière organique de 0 à 16% de réduction des solides volatils. Suivant ces pics, il y a une baisse dans la courbe de population jusqu'à $1,48 \times 10^9$ individus/mL correspondant ici à une augmentation de la matière organique, c'est-à-dire une diminution de la réduction des solides volatils de 15% à 4%. Dans les deux béchers ces cycles de montée et de descente se répètent à 2 et 3 reprises entre les jours 0 et 13, c'est-à-dire tant que le pH est inférieur à 4. À pH plus grand que 4, le taux de réduction des solides volatils augmente associé ici à une diminution des populations de bactéries.

Le taux de réduction des solides volatils de 1,5% par jour prouve la présence de bactéries hétérotrophes acidophiles. Peu de bactéries hétérotrophes peuvent vivre en pH acide (Mercier, 1988). Mais parmi celles pouvant oxyder la matière

organique et vivre à pH acide, il y a Thiobacillus acidophilus et Acidiphillum cryptum (voir Tableau 3.5). Ainsi entre les jours 0 et 2, associé à la réduction des solides volatils, il y a un pic de croissance bactérienne qui correspondrait à la croissance de ces bactéries hétérotrophes acidophiles (figure 3.23 et 3.24). Pour leur synthèse, ces bactéries oxydent la matière organique ce qui entraîne une diminution des solides volatils.

L'augmentation de la matière organique ainsi que la diminution de la population bactérienne subséquente à ce pic démontre l'effet majeur dû à la présence d'acidophiles autotrophes (ex. Thiobacillus ferrooxidans). En effet, ceux-ci augmentent la quantité de matière organique par leur prolifération, parce qu'ils utilisent le CO₂ gazeux comme seule source de carbone. Il y a donc une nette augmentation de la matière organique puisqu'il n'y a pas d'oxydation des solides volatils par leur respiration. Ce cycle de diminution et d'augmentation de la matière organique, corrélié avec une augmentation et une diminution du nombre de bactéries acidophiles, se répètent à 2 ou 3 reprises à pH < 4. Ce qui confirme que ce cycle de montée de la matière organique puis de descente est dû à la présence dans un premier temps d'acidophiles hétérotrophes (ex. Thiobacillus acidophilus) suivi d'une prolifération d'acidophiles autotrophes (ex. T. ferrooxidans). Ainsi, à la figure 3.23, en suivant la courbe de réduction des solides volatils, trois pics de croissance d'acidophiles hétérotrophes, intercalés avec trois pics de croissance d'acidophiles autotrophes (ex. T. ferrooxidans) ont pu être identifiés. De même à pH > 4, il y a reprise de la réduction des SV et diminution du nombre de bactéries. En effet, il n'y a alors plus de synthèse et les bactéries sont en phase de respiration endogène.

Dans les béchers No. 2 et No. 3 (figures 3.20 et 3.21), entre les jours 9 et 13, les pics de croissance bactérienne suivant l'inoculation sont associés, ici aussi, à une augmentation de la matière organique. C'est-à-dire une diminution de la réduction des solides volatils de 35% à 33% dans le bécher No. 2 et 32% à 27% dans le bécher No. 3. Dans le bécher No.1 (figure 3.19), les deux pics de population correspondent aux deux inoculations faites dans ce bécher. Dans le bécher No. 4 (figure 3.22) la croissance des acidophiles demeure faible.

Tableau 3.5: Micro-organismes acidophiles ayant un potentiel pour la solubilisation bactérienne des métaux.
(Tiré de Mercier, 1988)

Espèce	Substrats utilisables	Caractéristiques générales	pH de croissance pH optimum	Température de (°C) croissance et optimale
<u>Thiobacillus</u> <u>ferrooxidans</u>	Sulfures de métaux Sulfate ferreux Pyrite Thiosulfate Tétrathionate Soufre élémentaire	Aérobie Bâtonnet 0.5 à 0.8µm x 1.0 à 2.0µm Gram négatif Non sporulante Mobile En paire ou simple Chemoautotrophe	1.0 à 5.0 optimum ≈ 2.3	10 à 40 optimum ≈ 32
<u>Thiobacillus</u> <u>thiooxidans</u>	Sulfures de métaux Soufre élémentaire Thiosulfate Tétrathionate	Aérobie stricte Bâtonnet 0.5µm x 1.0 à 2.0µm Gram négatif Parfois mobile Simple, en paire ou courte chaîne Chemoautotrophe	0.5 à 6.0 optimum 2.0 à 3.5	10 à 37 optimum 28 à 30
<u>Leptospirillum</u> <u>ferrooxidans</u>	Sulfate ferreux Pyrite Sulfures de métaux	Aérobie Bâtonnet en L Avec flagelle Gram négatif Très mobile Chemoautotrophe	≈ 2.0	Mésophile
<u>Thiobacillus</u> <u>acidophilus</u>	Thiosulfate Tétrathionate Trithionate Soufre élémentaire Matière organique	Aérobie Bâtonnet 0.5 à 0.8µm x 1.0 à 1.5 µm Mobile Souvent en paire Autotrophe facultatif	1.5 à 6.0 optimum ≈ 3.0	Mésophile optimum 25 à 30
<u>Acidiphillum</u> <u>cryptum</u>	Glucose Extrait de levure Matière organique	Aérobie Bâtonnet Chemoorganotrophe	2.0 à 6.0	Mésophile
<u>Sulfolobus</u> <u>acidocaldarius</u> *	Sulfate ferreux Pyrite Soufre élémentaire Thiosulfate Tétrathionate Hydrogène sulfureux Sulfures de métaux Composés organiques soufrés simple	Aérobie Sphère lobée 0.8 à 1.0µm de dia. Gram négatif Non sporulante Autotrophe facultatif	0.9 à 5.8 optimum sur S° 2 à 3	55 à 85 optimum 70 à 75

* pas présente
dans les boues

Dans les béchers No. 2 à No. 4 (voir figures 3.20 à 3.22) où la solubilisation s'est faite alors que la digestion était avancée, il y a également une brusque augmentation de la matière organique lors du pic de croissance qui est le résultat de l'inoculation. Cette augmentation peut être encore ici associée à la croissance d'acidophiles chemoautotrophes et à la diminution des hétérotrophes.

Dans le bécher No. 1 (voir figure 3.19) où les rendements de solubilisation n'ont pas été aussi élevés que dans les autres béchers (No. 2, No. 3, No. 4), il n'y a pratiquement pas d'augmentation de la matière organique (64 mg/L) due au premier pic de croissance, associé à la première inoculation. Ce qui laisse supposer l'absence d'acidophiles chemoautotrophes (ex. T. ferrooxidans) expliquant du même coup les taux inférieurs (surtout pour le Cu) de solubilisation obtenus (voir Tableau 3.2).

Une estimation de la population des acidophiles chemoautotrophes basée sur l'augmentation de la matière organique, suite à l'inoculation est représentée au Tableau 3.6. Même si les valeurs de ce tableau restent imprécises, les populations plus faibles estimées dans les béchers No. 1 et No. 4 sont corrélées avec de moins bons taux de solubilisation. De même, les populations de bactéries élevées dans le bécher No. 2 sont corrélées avec un haut taux de solubilisation (voir Tableau 3.6).

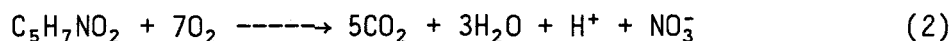
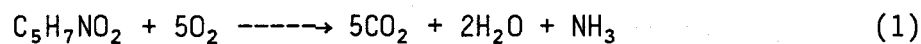
En résumé, le compte bactérien semble une mesure plutôt qualitative que quantitative, mais demeure une bonne indication de la solubilisation. Ainsi, une faible solubilisation est en général associée avec une faible population, et vice versa.

3.2.3.5 Nitrification et consommation d'acide

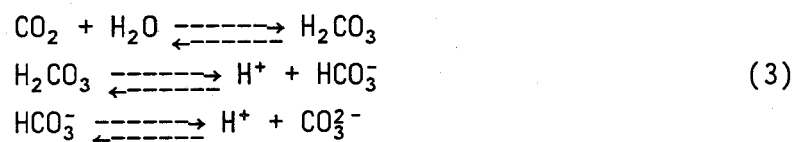
La diminution du pH de 6,92 à 5,85 lors de la digestion (voir annexes 1a, 2a, 3a et 4a) indique probablement une faible nitrification. En effet, selon les équations suivantes (tiré de Reynolds, 1973):

Tableau 3.6 Évaluation de la population d'acidophiles chemoautotrophes après l'inoculation.

Bécher	Matière organique avant l'inoculation (mg/L)		Matière organique après l'inoculation (mg/L)		Population estimée d'acidophiles chemoautotrophes (mg/L)	
	1ere inoc.	2e inoc.	1ere inoc.	2e inoc.	1ere inoc.	2e inoc.
1	6812	5554	6877	6004	64	646
2	7326		8938		1611	
3	7813		8400		587	
4	7331		7781		450	



S'il n'y avait pas de nitrification (équation 1), le pH serait augmenté par la production de NH_3 , produit par l'oxydation de la matière organique. Ou encore, il resterait neutre dû à l'équilibre calco-carbonique (voir équation 3) qui diminuerait le pH augmenté par le NH_3 .



Alors que s'il y a nitrification (équation 2), il y a diminution du pH due à la présence de H^+ et aussi au nouvel équilibre calco-carbonique établi par l'ajout de CO_2 provenant de la matière organique oxydée. Cette diminution de 1,07 unités de pH à 22°C se rapproche bien des résultats de Randall et al. (1975), qui obtiennent une diminution de 1,20 unités de pH à 22°C.

Pour acidifier les béchers 1, 2, 3, 4 à pH 4, deux fois moins d'acide H_2SO_4 sont requis que pour les béchers 5 et 6 où l'acidification est faite tout au début de la digestion (voir tableau 3.3). La faible nitrification lors de la digestion pourrait expliquer, en partie ici, les faibles coûts d'acide requis pour acidifier la boue digérée à pH = 4 (voir tableau 3.3). En effet, dans les béchers No. 1 à No. 4 où l'acidification se fait alors que la digestion est avancée, la quantité d'acide requise est deux fois moindres que celles requises dans les béchers No. 5 et No. 6 où l'acidification se fait dès le début, avant que la nitrification ait lieu. De même les quantités d'acides utilisées pour les boues aérobies digérées, 0,09 g H_2SO_4 /g boue sèche sont inférieures à celles requises par Mercier (1988) qui utilise 0,176 g H_2SO_4 /g boue sèche, et Tyagi et al., (1988) qui utilisent 0,145 g H_2SO_4 /g boue sèche pour acidifier des boues anaérobies digérées. En effet, la présence d'acides organiques dans les boues aérobies peut contribuer à abaisser le pH, diminuant ainsi les coûts en acide. Alors que dans les boues anaérobies, plus d'acide est requis dû à la présence de NH_4OH (NH_3) qui augmente le pH.

Donc, en résumé, le coût en acide pour acidifier les boues à pH = 4 est diminué de moitié dans les boues aérobies digérées comparativement aux boues anaérobies.

3.2.3.6 Critère d'évaluation de la digestion des boues

Un des objectifs de cette expérience consiste à évaluer le meilleur critère d'évaluation pour la digestion des boues qui seront destinées à l'épandage. Afin de ne pas diminuer le pH des sols, la nitrification "in situ" doit être évitée. De même, il ne doit pas y avoir d'odeur et une réduction majeure des pathogènes des boues doit être assurée. La demande chimique en oxygène (DCO), le pH, le taux de consommation en oxygène (TCO) et la réduction des solides volatils ont été examinés. Étant donné que la DCO n'est pas un paramètre qui diminue de façon proportionnelle et constante (voir tableau 3.4), elle est à rejeter comme critère d'évaluation sûr de la digestion d'une boue. Selon d'Antonio (1983), le pH serait un bon indicateur du déroulement du processus de digestion. Dans cette expérience, il est vérifié que la baisse de pH causée par la nitrification atteint son minimum entre le jour 6 et 8 dans les béchers No. 1 à No. 4 (voir annexes 1a à 4a); donc 3 à 4 jours avant que la digestion soit complétée, c'est-à-dire au 11e jour (38% de réduction des solides volatils). Par contre, dans un cadre pratique, en continu, cette baisse de 1,15 unités de pH en moyenne à 22°C peut être difficile à détecter. En plus, dans plusieurs usines, la nitrification n'aurait pas toujours lieu. D'où le critère pH ne peut être considéré universel.

Selon Ahlberg et Boyko (1972), des valeurs de TCO se situant entre 0,5 et 1,0 mg O₂/g VSS·h, ce qui correspond ici à des valeurs entre 0,06 et 0,12 mgO₂/L·min (voir annexe 10), indiquent que la digestion est terminée. Dans le bécher No. 1 (voir la figure 3.19), pour une réduction des solides volatils de 45,5%, le TCO est de 0,3 mg O₂/L·min. Donc un TCO qui est supérieur aux valeurs prédites par Ahlberg et Boyko (1972) pour une digestion complétée (i.e. 38% de réduction de SV). Mais dans ce bécher, il n'y a pas eu de diminution de la TCO avec la digestion, contrairement aux autres béchers (No. 2, 3 et 4). La montée dans le TCO entre les jours 7 et 11, (bécher 1) pourrait possiblement indiquer la présence de synthèse bactérienne, justifiant du même coup, une réduction des solides volatils moins grande que dans les autres béchers.

Dans les béciers No. 2, No. 3 et No. 4, avec une réduction de solides volatils de 35,2%, 32,3% et 39,3% respectivement, le TCO est de 0,1 mgO₂/L·min (voir les figures 3.20 à 3.22). Ce qui se rapproche des valeurs prédites par Ahlberg et Boyko (1972). Par contre, les variations de réduction des solides volatils pour un même TCO, indique que celui-ci serait une mesure moins sensible que la réduction des solides volatils. De même, dans ces béciers après le pic de croissance bactérienne faisant suite à l'inoculation, il y a une brusque augmentation du TCO. Et ce, alors que la réduction des solides volatils demeure à de faibles valeurs. Donc, il n'y a pas toujours une forte corrélation entre ces deux paramètres. En plus, la prise de mesures de TCO peut poser des problèmes opérationnels.

Donc, le TCO semble un critère moins précis pour déterminer la digestion. Néanmoins, il demeure le reflet de l'activité bactérienne, même s'il est quantitativement peu fiable. Donc pour conclure, la réduction des solides volatils reste une mesure fiable et valable pour évaluer la digestion d'une boue. Malgré le certain délai entre la prise de la mesure et la réponse, les manipulations sont simples et faciles à effectuer. Et d'après les résultats obtenus dans cette expérience à 38% de réduction des solides volatils, la nitrification est faite depuis 3 ou 4 jours. Ce qui permet donc, d'être sûr d'éviter la nitrification "in situ".

En résumé, la solubilisation des métaux est possible dans les boues aérobies. Les valeurs de POR élevées des boues lors de la digestion aérobie, ont permis une solubilisation rapide des métaux en cuvée, soit à l'intérieur d'une journée. Le POR étant avec le pH, les paramètres limitant la solubilisation du Cu. Ce qui explique aussi, pourquoi, les expériences effectuées auparavant sur les boues anaérobies qui ont un POR moins élevé (≈ -300 mV) prenaient 10 jours au lieu d'une journée, comme dans le cas des boues aérobies pour atteindre les même taux de solubilisation. La solubilisation des éléments Zn et Mn dépend surtout du pH.

La solubilisation des métaux combinée à la digestion semble un procédé peu avantageux posant beaucoup de difficultés d'application pratique; il est préférable de la pratiquer après que la digestion aérobie soit terminée.

La compte bactérien comme mesure qualitative demeure une bonne indication de la solubilisation. De même, le taux de consommation d'oxygène est indicatif du type de population bactérienne.

La consommation d'acide est moins élevée dans les boues aérobies que dans les boues anaérobies, étant donné que la nitrification et la présence d'acides organiques peuvent baisser le pH. De même, la composition des boues serait un facteur déterminant pour la quantité d'acide requise pour abaisser le pH à 4.

Comme critère d'évaluation de la digestion des boues, la réduction des solides volatils reste une mesure faible et valable. Mais dans le cas où les boues sont déshydratées à 30% ou 40% ST, comme lors de l'application du procédé, il peut s'avérer que ce critère ne soit plus valable car les coûts de transport seraient moins importants.

CHAPITRE 4

**Solubilisation des métaux dans les boues digérées
aérobies n'ayant pas subi de déphosphatation**



4.1 OBJECTIFS DE CES EXPÉRIENCES

Les résultats obtenus en cuvée avec les boues aérobies de Ville de Deux-Montagnes (voir chapitre 3), ont permis de constater que la solubilisation biologique dans les boues aérobies était possible. Celle-ci se faisait à l'intérieur d'une journée avec des taux de $7,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ de Cu solubilisés pour une concentration initiale de $1\ 022 \text{ mg Cu/kg}$ boue sèche. Ces hauts taux obtenus en cuvée étaient prometteurs quant à la solubilisation des métaux dans des réacteurs en continu.

Avec les boues de la Haute-Bécancour, qui avaient subi une digestion aérobie sans déphosphatation, une étude comparative entre un réacteur à bio-ascension pneumatique (BAP) et en cuvée (1,5 L) a été menée. De plus, la solubilisation des métaux dans un simple réacteur en continu (CSTR) et en cuvée de 18 L a également été effectuée. L'objectif principal est d'évaluer le meilleur mode d'application du procédé sur ces boues.

4.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.2.1 Comparaison entre la solubilisation biologique des métaux dans un BAP et en cuvée (1,5 L) avec des boues aérobies de l'usine de la Haute-Bécancour

Tous les résultats (pH, POR, % de solubilisation, etc.) concernant le bioréacteur à ascension pneumatique se trouvent dans l'annexe 11, ceux concernant l'alimentation du BAP dans l'annexe 12 et ceux traitant des essais en cuvée (1,5 L) sur les boues digérées dans l'annexe 13.

La partie supérieure des figures 4.1 à 4.4 illustre les pourcentages de solubilisation obtenus pour le Cu, le Zn, le Mn, le Ni et le Cd dans le BAP et les essais en cuvée, tandis que la partie inférieure des figures donne le POR et le pH correspondant. Le tableau 4.1 donne les taux moyens de solubilisation de ces mêmes métaux, ainsi que le pourcentage de solubilisation correspondant pour le BAP et les essais en cuvée.

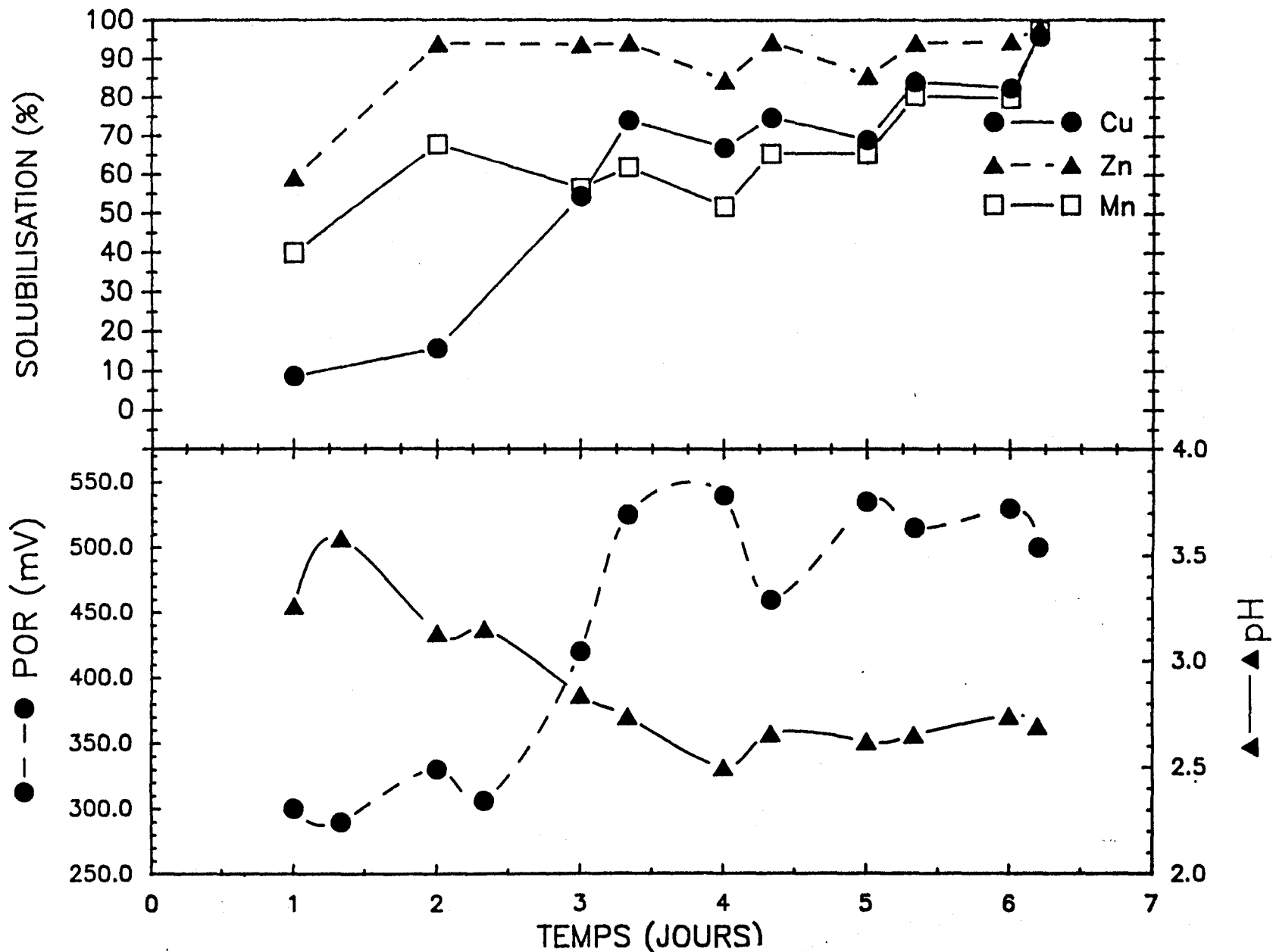


Figure 4.1: Solubilisation du cuivre, du zinc et du manganèse, pH et POR, dans le BAP au temps de séjour de 1 jour, dans les boues de la Haute-Bécancour.

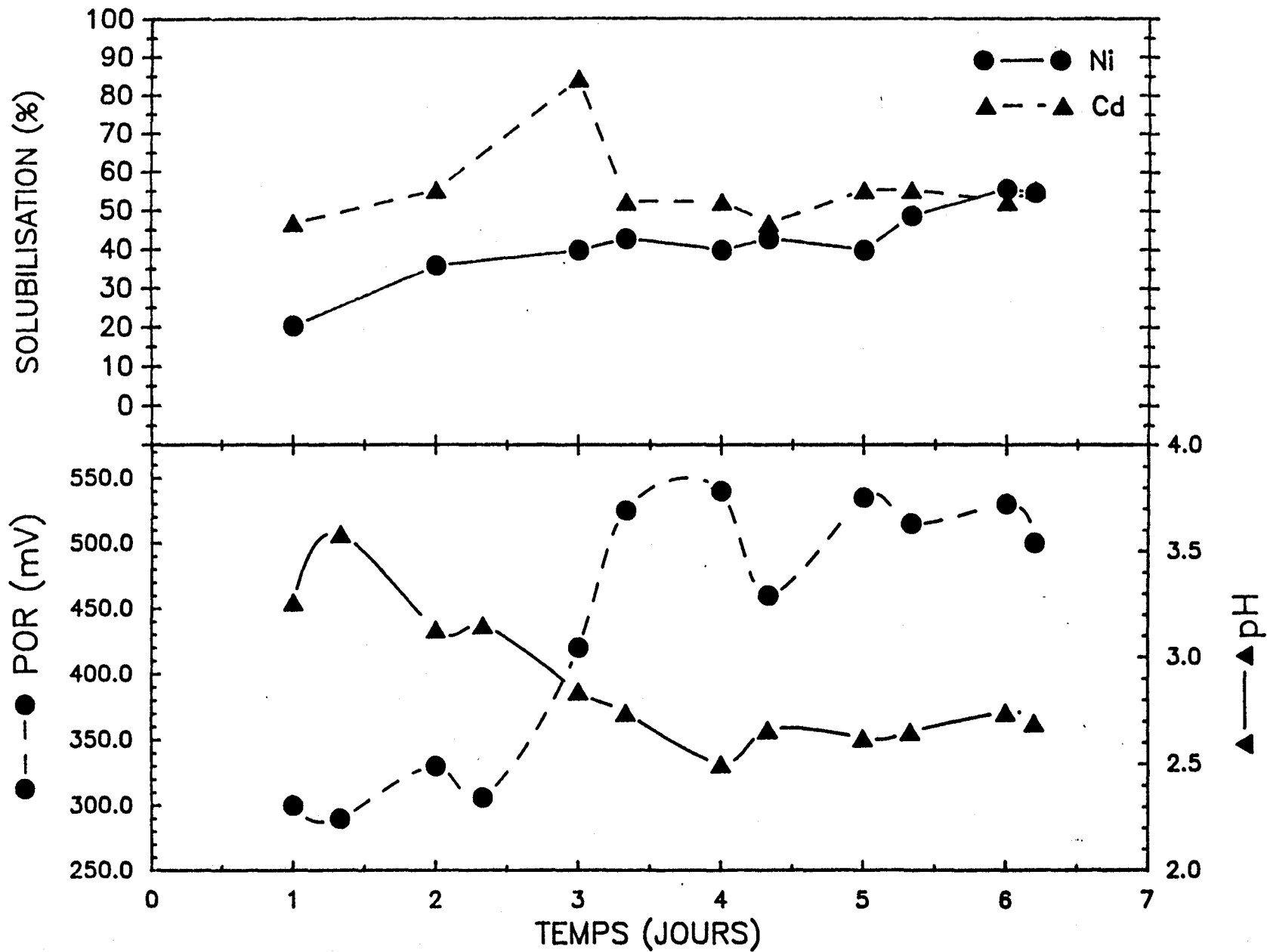


Figure 4.2: Solubilisation du nickel et du cadmium, pH et POR dans le BAP au temps de séjour de 1 jour, dans les boues de la Haute-Bécancour.

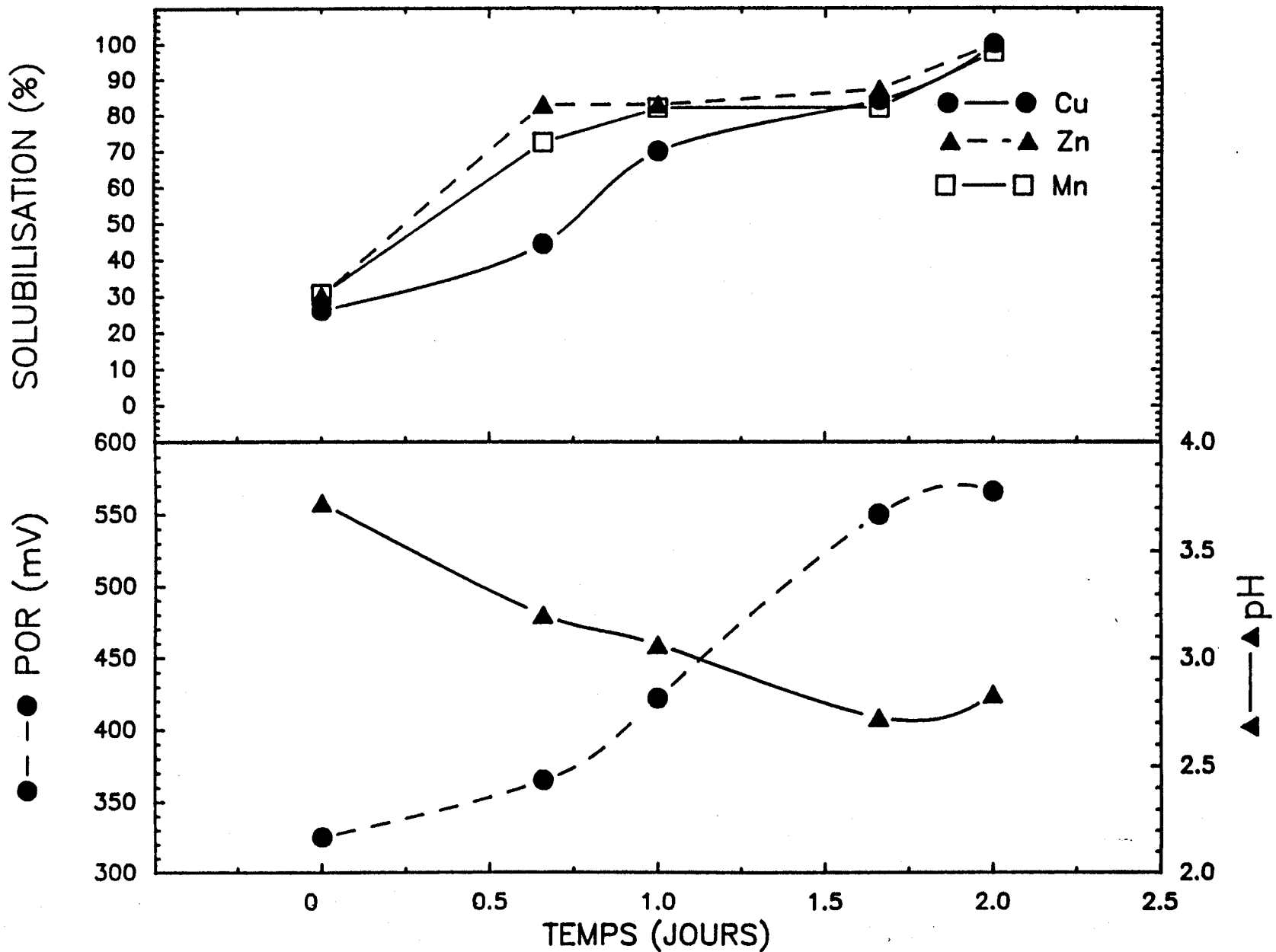


Figure 4.3: Solubilisation du cuivre, du zinc et du manganèse pH et POR, dans des boues aérobies, en cuvée à 27°C, dans les boues de la Haute-Bécancour.

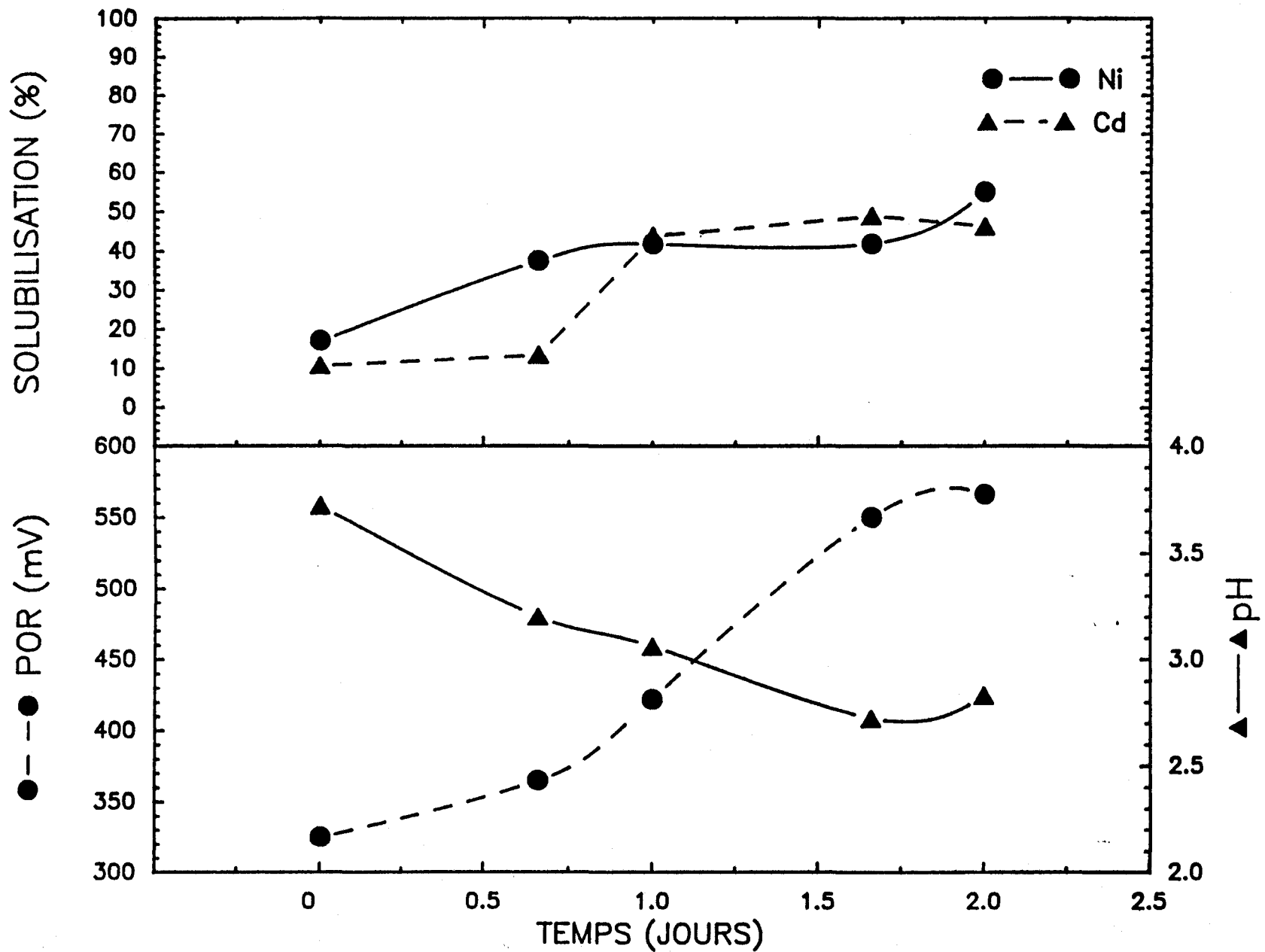


Figure 4.4: Solubilisation du nickel et du cadmium, pH et POR, dans des boues aérobiees, en cuvée à 27°C, dans les boues de la Haute-Bécancour.

Tableau 4.1: Taux moyens de solubilisation dans les boues de la Haute-Bécancour pour le Cu, le Zn, le Mn, le Ni, le Cd, le Pb et le Cr dans le BAP ($\bar{t} = 1$ jour) et l'essai en cuvée ainsi que le pourcentage de solubilisation atteint par ces mêmes métaux.

Type de réacteur		Taux moyens de solubilisation (mg·L ⁻¹ jour ⁻¹)							Solubilisation (%)						
		Cu	Zn	Mn	Ni	Cd	Pb	Cr	Cu	Zn	Mn	Ni	Cd	Pb	Cr
BAP à $\bar{t} = 1$ jour		15,9	7,6	6,2	0,8	0,1	0,1	0,1	78,8	92,1	73,3	46,9	52,9	4,7	1,4
Essai en															
cuvée	1,0 jour	15,9	7,7	7,8	0,8	0,09	0,1	0,2	70,2	83,1	82,2	41,9	43,9	3,5	2,1
	1,6 jours	11,5	4,9	4,7	0,5	0,06	0,1	0,1	84,3	87,4	82,2	41,9	48,9	6,2	2,1
	2,0 jours	11,4	4,8	4,7	0,5	0,02	0,1	0,1	100,0	100,0	97,7	55,0	46,2	7,6	2,1

Il est primordial de se rappeler que les figures 4.1 et 4.2 représentent les résultats obtenus avec un système en continu (BAP) qui est stabilisé sur une période de 3 fois le temps moyen de rétention hydraulique ($3\bar{t}$). Les valeurs moyennes des paramètres sont calculées pendant les jours 4 à 6 qui représentent la période de stabilité. Pour les figures 4.3 et 4.4, il s'agit d'un système en cuvée, donc la portion solubilisée augmente avec la durée de l'expérience.

Les taux moyens de solubilisation (voir tableau 4.1) pour le BAP et le réacteur en cuvée au jour 1, pour le Cu, le Zn, le Ni et le Cd sont semblables. Et ce, malgré que les pourcentages moyens de solubilisation correspondants, varient de 10 à 15% entre le BAP et le réacteur en cuvée au jour 1. Dans le réacteur en cuvée, entre 1 et 1,6 jours, les quantités de métaux solubilisés augmentent peu.

Les taux de solubilisation semblables entre le BAP et le réacteur en cuvée au jour 1 indiquent qu'il n'y aurait pas plus d'avantages à utiliser le BAP qu'un système en cuvée avec agitation. Tyagi et al. (1988) trouvèrent qu'avec des boues anaérobies, 7 jours sont requis en cuvée, pour solubiliser 74% du Cu, alors que seulement 0,75 jour est nécessaire dans un réacteur en continu de type BAP ou CSTR (Couillard et al., 1988d). Ainsi, avec les boues anaérobies, le système en continu est 9 fois plus rapides ($7/0,75$), que le système en cuvée. Tandis qu'avec les boues aérobies, la différence d'efficacité entre les deux systèmes est faible ou inexistante (1.0/1.0). En fait, il semble selon ces résultats préliminaires que la solubilisation des métaux dans les boues aérobies se fait aussi rapidement dans un système en cuvée qu'en continu. Cependant il faut se rappeler ici que la comparaison est faite entre un BAP de 30 L est une cuvée de 1,5 L ce qui peut fausser quelque peu celle-ci.

La lenteur du système en cuvée par rapport au système en continu, dans les boues anaérobies, peut s'expliquer par les basses valeurs de POR de ces boues (≈ -300 mV). En effet, dans un réacteur en cuvée, plus de temps est requis pour augmenter le POR du système à des valeurs permettant la solubilisation du Cu (soit > 290 mV). Alors que dans un réacteur en continu, il est possible d'avoir des hautes valeurs de POR, dès le début, une fois le système stabilisé. Avec les boues aérobies, étant donné que les valeurs de POR initiales sont déjà

élevées, il n'y a pas beaucoup plus d'avantages d'utiliser un système en continu (BAP) plutôt qu'un système en cuvée.

La différence entre les pourcentages de solubilisation entre le BAP et les réacteurs en cuvée, malgré des taux moyens semblables peut s'expliquer par des pourcentages de solides totaux pas toujours constants. Ce qui amène un plus grand écart sur le calcul du pourcentage de solubilisation.

Le nickel et le cadmium sont solubilisés à des valeurs de 40% à 55% et il n'y a pas de différence significative entre le BAP et le réacteur en cuvée. Le Cr est, comme toujours, très peu solubilisé. Celui-ci serait surtout, dans les boues, sous forme de $\text{Cr}(\text{OH})_3$ qui est fortement insoluble (Theis and Hayes, 1980).

Les concentrations élevées de Ni, Cd et Cr dans les boues d'épuration (voir tableau 2.1), au-delà des normes recommandées (satisfait aux normes obligatoires dans le cas du Ni), indiquent la présence probable d'usine de placage dans la région. Un contrôle à la source pour ces métaux serait souhaitable, surtout pour le Cr où une faible solubilisation ($\approx 2\%$) n'assure pas l'enlèvement du Cr à des teneurs respectant les normes recommandées (Flynn et al., 1987).

4.2.2 Boues digérées en usine versus les boues digérées en bécber

Le tableau 4.2, donne la réduction des solides volatils trouvée en laboratoire sur les boues digérées à l'usine de la Haute-Bécancour. Les résultats bruts sont indiqués à l'annexe 14. Les boues de l'usine de la Haute-Bécancour peuvent être considérées digérées puisqu'il n'y a pas de réduction de solides volatils entre le jour 0 et 4 (voir tableau 4.2). Malgré tout, la diminution de pH de 1,31, semblable aux résultats obtenus par Randall et al. (1975), indique que la nitrification n'avait pas encore eu lieu lors de la digestion à l'usine. Donc la digestion n'avait pas été faite jusqu'à la nitrification. La digestion en laboratoire des boues de Deux-Montagnes provenant du traitement secondaire avait occasionné une chute de pH de 1,07 unités (voir chapitre 3). Pour le Cu, le Zn et Mn, les pourcentages de solubilisation obtenus avec les boues de l'usine de la Haute-Bécancour se rapproche des valeurs trouvées avec les boues

Tableau 4.2: Réduction des solides volatils et diminution de pH observés sur les boues digérées de l'usine de la Haute-Bécancour lors d'une digestion supplémentaire au laboratoire.

Jour	Solides totaux (%)	Solides volatils (%)	Réduction des solides volatils (%)	Diminution de pH
0	1,04	53,6	--	--
1	0,99	58,9	4,7	0,83
2	0,83	66,7	- 6,1	1,03
3	0,84	63,6	- 4,1	1,14
4	0,82	65,0	- 4,4	1,31

de Ville-de-Deux-Montagnes, digérées en bécber (voir chapitre 3). C'est-à-dire 70% du Cu, 83% du Zn et 82% du Mn sont solubilisés dans les boues digérées en usine de la Haute-Bécancour alors que 74% du Cu, 86% du Zn et 88% du Mn sont solubilisées dans les boues digérées en bécber. À $\pm 6\%$ d'erreur au maximum, il n'y a pas de différence importante pour la solubilisation des métaux entre les boues digérées en usine et celles digérées en bécber.

4.2.3 Consommation d'acide

La quantité d'acide requise pour acidifier les boues digérées en usine est indiquée au tableau 4.3. Dans cette expérience, 0,043 g H₂SO₄/g boue sèche (voir tableau 4.3) sont requis pour acidifier les boues aérobies (1,5% de S.T.), alors que 0,084 g H₂SO₄/g boue sèche (1,28% S.T.), sont utilisés pour les boues de Ville de Deux Montagnes lors des premiers essais en cuvée même si celles-ci avaient subi la nitrification. Cette variation dans la quantité d'acide utilisée peut s'expliquer par la composition différente des boues de Ville de Deux-Montagnes et de la Haute-Bécancour. Les quantités de Ca plus élevées (voir tableau 4.4) des boues de Ville de Deux Montagnes (24 600 mg Ca/kg sec versus 12,5 mg/kg sec) dans le premier cas, de même qu'une plus forte alcalinité (760 mg/L versus 370 mg/L), expliqueraient la plus grande capacité tampon des boues de Ville de Deux-Montagnes. De même, plus le pourcentage de solides totaux augmente, plus la quantité d'acide utilisée en g H₂SO₄/g de boue sèche diminue (voir tableau 4.3) pour une même boue. Ces résultats sont semblables à ceux obtenus par Tyagi et al. (1988). En effet, lorsque le pourcentage de solides totaux diminue le volume de liquide augmente, faisant que plus d'acide sont requis pour neutraliser un plus grand volume de solution.

4.2.4 Solubilisation des métaux dans un CSTR avec $\bar{t} = 1$ jour, et en cuvée de 18 L

Les résultats concernant le temps de séjour de 1 jour et la cuvée de 18 L sont présentés aux annexes 15 et 16 respectivement.

Tableau 4.3: Quantité d'acide sulfurique 5% v/v utilisée dans les boues digérées de l'usine de la Haute-Bécancour, pour abaisser le pH à 4.

	H ₂ SO ₄ utilisé (g H ₂ SO ₄ /g boue sèche)	H ₂ SO ₄ utilisé 5% v/v (mL)	Volume de boue acidifiée (L)	Solides totaux au moment de l'acidification (%)
1er essai	0,043	6,0	1	1,29
2e essai	0,043	8,0	1	1,71
3e essai	0,026	8,8	1	3,02

Tableau 4.4: Analyses d'échantillons de boues homogènes provenant de l'usine de traitement des eaux de la Haute-Bécancour.

Paramètre	(mg/kg boue sèche)
Alcalinité	370*
Al	10,2
Ba	100
B	< 9,0
Hg	0,3
Mo	6,5
K	6 000,0
Na	840,0
Ca	12,5
Fe	25,0
Mg	28,5

* en mg/L

Les pourcentages de solubilisation obtenus en continu à 1 jour de temps de séjour, ainsi que le pH et POR correspondants sont illustrés à la figure 4.5. Le pH moyen est de 2,62 alors que le POR est de 481 mV. Les pourcentages moyens obtenus dans le réacteur pour le Cu, Zn et Mn sont de 68%, 82% et 63%. Ces résultats sont inférieurs à ceux trouvés dans le BAP pour le même temps de séjour. Dans le BAP, 79, 92 et 73% avaient été obtenus. Il faut remarquer toutefois que dans le BAP, les solides totaux étaient moins élevés; soit 1,44% dans le BAP par rapport à 1,87% dans le CSTR. Étant donné que la solubilisation diminue avec l'augmentation des solides totaux (Tyagi et al., 1988), il est possible que la différence de solides totaux trouvée, entre les deux réacteurs, explique la légère baisse de rendement du CSTR par rapport au BAP. Les concentrations moins élevées de Mn trouvées dans les boues de la Haute-Bécancour (autour de 500 mg/kg boue sèche) peuvent expliquer les plus faibles résultats de solubilisation de cet élément. Le Ni présent en quantité dépassant les normes recommandées dans les boues de la Haute-Bécancour voit sa teneur abaissée en dessous des limites recommandées (Flynn et al., 1987). Il en va de même pour le Cu qui est également enlevé jusqu'à des teneurs en-dessous des normes recommandées (Flynn et al., 1987). La solubilisation des métaux trouvés en cuvée de 18 L, de même que le pH et le POR correspondant sont indiqués à la figure 4.6. Au tableau 4.5, il est possible de comparer les résultats obtenus en continu et en cuvée après 1 jour, 1,9 jours et 2,9 jours. Excepté pour le Mn où la fraction solubilisée demeure à près de 62%, peu importe le temps, les résultats obtenus en cuvée après 1,9 jours sont égaux à ceux trouvés dans le CSTR ($\bar{t} = 1$ jour). Après 1,9 jours en cuvée, les rendements maximaux de solubilisation sont atteints et les pourcentages obtenus se comparent à 1 jour dans un CSTR. En cuvée, 1 jour semble insuffisant pour obtenir des pourcentages de solubilisation acceptables. L'augmentation de la solubilisation entre 1,9 jours et 3 jours n'est pas assez grande pour justifier la poursuite du procédé jusqu'à 3 jours.

Les résultats présentés au tableau 4.6 montrent qu'aussi bien en continu qu'en cuvée, les pourcentages de solubilisation obtenus pour le Fe, Al, Pb et Cr demeurent faibles. Seul le Cd est enlevé en quantité appréciable avec 53 et 46%, mais encore là, les quantités évaluées sont faibles (6 mg/kg boue sèche). Seule une étude économique permettra de conclure quant au type de réacteur, en continu (CSTR $\bar{t} = 1$) ou en cuvée (1,9 jours) qui devra être utilisé lors de l'application du procédé à l'échelle réelle.

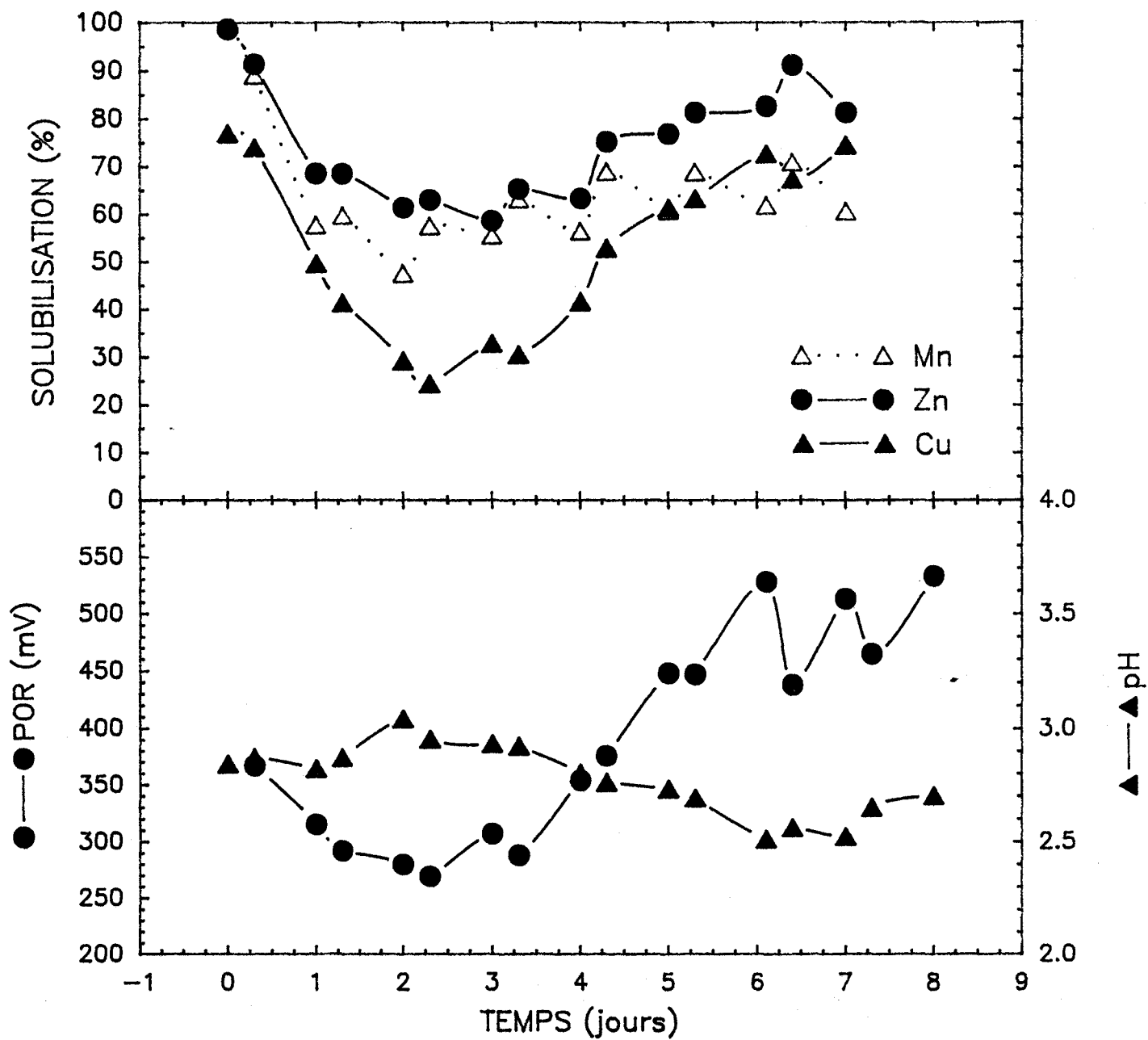


Figure 4.5: Solubilisation du Cu, Zn et Mn dans le CSTR à 1 jour de temps de séjour, avec les boues aérobies de la Haute-Bécancour.

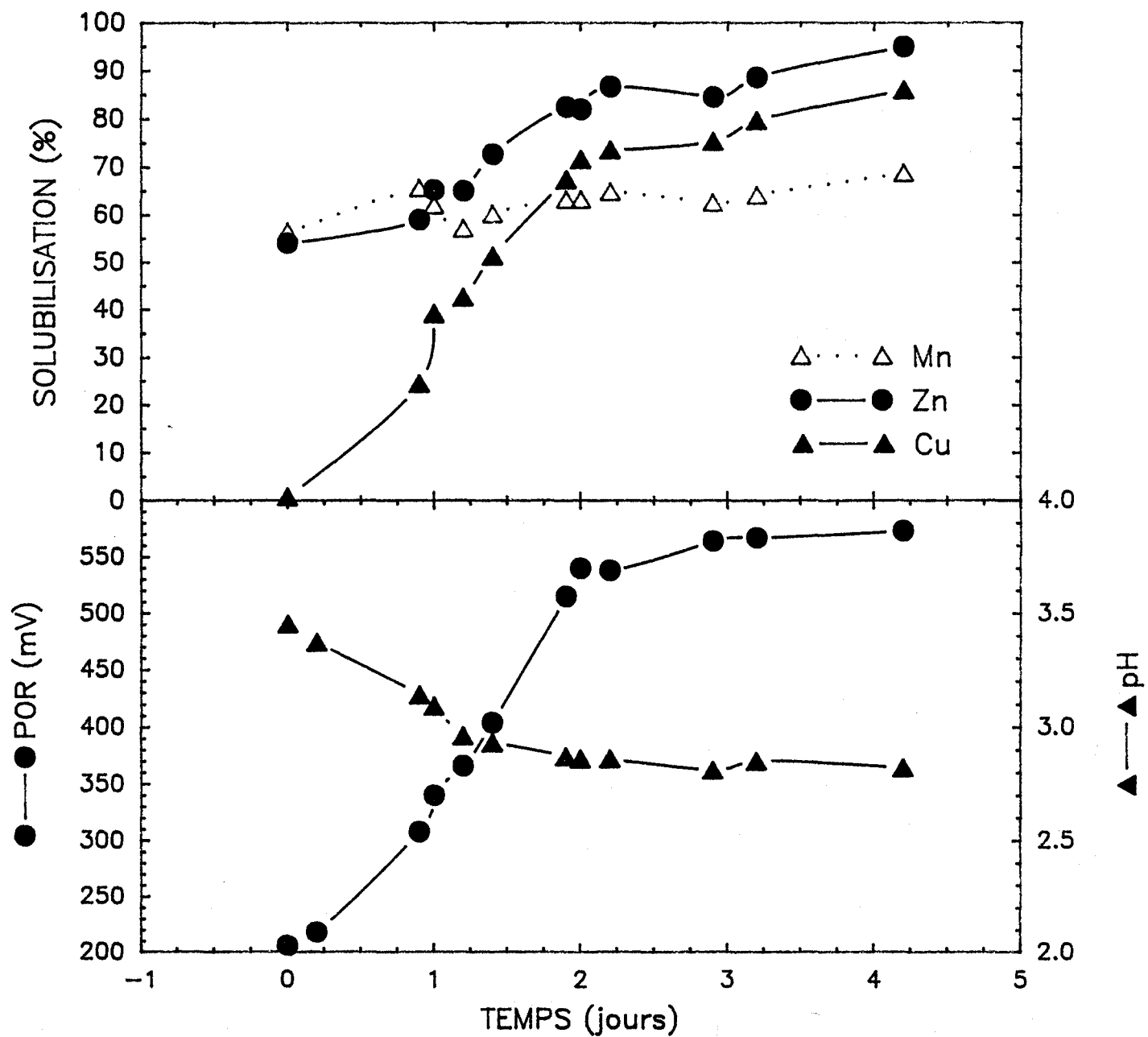


Figure 4.6: Solubilisation du Cu, Zn et Mn en cuvée de 18 L, dans les boues aérobies de la Haute-Bécancour.

Tableau 4.5: Comparaison du pourcentage de solubilisation du Cu, Zn, Mn et Ni entre le réacteur en continu ($\bar{t} = 1,0$ (1,87% ST) et en cuvée (18 L et 2,04% de solides totaux en moyenne) avec les boues aérobies de la Haute-Bécancour.

	CSTR ($\bar{t} = 1$ jour) (%)	Cuvée après 1 jour (%)	Cuvée après 1,9 jours (%)	Cuvée après 2,9 jours (%)
Cu	68	39	67	75
Zn	82	65	82	84
Mn	63	62	63	62
Ni	40	39	42	43

Tableau 4.6: Pourcentage de solubilisation du Fe, Al, Cd, Pb et Cr atteint en continu et en cuvée (avec 2,04% de solides totaux en moyenne) avec les boues de la Haute-Bécancour.

Métaux	CSTR à $\bar{t} = 1,0$ jours (%)	Cuvée après 1,9 jours de réaction (%)	Cuvée après 2,9 jours de réaction (%)
Fe	8	9	8
Al	2	2	3
Cd	53	46	47
Pb	5	5	5
Cr	0	2	0

4.2.5 Solubilisation des métaux dans l'alimentation

Au tableau 4.7, le pourcentage de métaux solubilisés dans l'alimentation avant l'entrée des boues dans le BAP est indiqué, de même que dans le CSTR à $\bar{t} = 1$ jour. Les résultats bruts concernant la solubilisation des métaux dans l'alimentation du CSTR à 1 jour sont présentés aux annexes 15b. Le cuivre, le zinc, le manganèse, le nickel et le cadmium se solubilisent dans des proportions de 4%, 32%, 42%, 23% et 18% dans le bassin d'alimentation du BAP (voir tableau 4.7). Et ils solubilisent à 1,3%, 36%, 28%, 20% et 21% pour les mêmes métaux dans l'alimentation du CSTR. Le faible pourcentage de Cu solubilisé dans l'alimentation démontre bien la dépendance, face au POR et au pH, de cet élément pour sa solubilisation. Dans les premiers essais en cuvée, sur les boues de Ville de Deux Montagnes, le seuil minimal de pH observé était de 4,7 (voir chapitre 3), soit un seuil qui se rapproche des valeurs de pH de l'alimentation. De même, les valeurs de POR de l'alimentation demeurent proches du seuil minimal de 290 mV. Enfin, pour le Zn et le Mn, les pourcentages de solubilisation dans l'alimentation sont plus élevés, étant donné que leur seuil minimal de pH est plus élevé que celui du Cu. De plus, la solubilisation de ces éléments est moins corrélée à de hautes valeurs de POR.

En résumé, dans le cas des boues aérobies n'ayant subi aucune déphosphatation, un temps de séjour de 1 jour est requis dans un CSTR ou un BAP pour décontaminer les boues en deçà des normes recommandées pour l'épandage agricole avec une consommation d'acide faible pour un pH de pré-acidification de 4. Les mêmes résultats peuvent être obtenus en 1,9 jours dans un réacteur en cuvée. Le choix du mode d'application (CSTR ou cuvée) du procédé dépendra donc principalement de la comparaison économique de ces 2 modes de fonctionnement.

Tableau 4.7: Pourcentages moyens de solubilisation dans les boues de la Haute-Bécancour du Cu, Zn, Mn, Ni, Cd, Cr et Pb, obtenus dans l'alimentation du BAP et du CSTR à $\bar{t} = 1$ jour.

Élément	Solubilisation des métaux (%)	
	BAP ($\bar{t} = 1$ jour)	CSTR ($\bar{t} = 1$ jour)
Cu	4,0	1,3
Zn	31,7	36
Mn	41,6	28
Ni	22,6	20
Cd	17,6	21
Pb	1,5	3,6
Cr	0,6	5
Fe	-	8
Al	-	0,8
pH moyen	4,00	4,01
POR moyen (mV)	376	265
Solides totaux moyens (%)	1,04	1,74

CHAPITRE 5

**Solubilisation des métaux dans les boues digérées
aérobies provenant d'une déphosphatation au FeCl_3**



5.1 OBJECTIFS DE CES EXPÉRIENCES

L'étude de la solubilisation des métaux dans les boues digérées aérobies de Cowansville s'inscrit dans le cadre de l'évaluation de l'application du procédé sur des boues ayant subi une déphosphatation au FeCl_3 . Cela permet également de compléter l'étude de la solubilisation sur des boues aérobies avec des boues aux caractéristiques différentes. La solubilisation des métaux a été effectuée dans un réacteur en continu (CSTR), à 3 temps de résidence hydraulique différents, soit à 0,5, 0,75 et 1,5 jours. De plus des essais en cuvée de 30 L ont été faits. L'objectif final étant de trouver le meilleur mode d'application du procédé de solubilisation des métaux sur les boues venant d'une déphosphatation au FeCl_3 .

5.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.2.1 Solubilisation des métaux dans le CSTR

Les résultats concernant les temps de séjour de 0,5, 0,75 et 1,5 jours dans le CSTR sont présentés aux annexes 17, 18 et 19. Ceux concernant la cuvée de 30 L sont présentés à l'annexe 20.

Les figures 5.1, 5.2 et 5.3 illustrent dans la partie inférieure, le pH et le POR et, dans la partie supérieure, le pourcentage de solubilisation atteint pour le Cu, Zn et Mn, lors des temps de séjour de 0,5, 0,75 et 1,5 jours respectivement. Ces systèmes opérés en continu (CSTR) sont stabilisés sur une période de 3 fois le temps moyen de rétention hydraulique. Les moyennes des paramètres sont calculées à partir de 1,5 jour à $\bar{t} = 0,5$ jour, 2,25 jours pour $\bar{t} = 0,75$ jour et 4,5 jours pour $\bar{t} = 1,5$ jours.

À 0,5 jour (voir figure 5.1), les résultats de solubilisation obtenus avec les boues aérobies de Cowansville sont très bas. La solubilisation moyenne du Cu tombe à 0%, celle du Zn à 39% et celle du Mn à 71%. Ces résultats démontrent bien que dans un CSTR, 0,5 jour est un temps de séjour trop court. Et comme mentionné dans le tome IV portant sur les boues anaérobies (Couillard et al., 1988d), la croissance bactérienne serait trop faible pour assurer une solubilisation adéquate des métaux à 0,5 jour dans le CSTR.

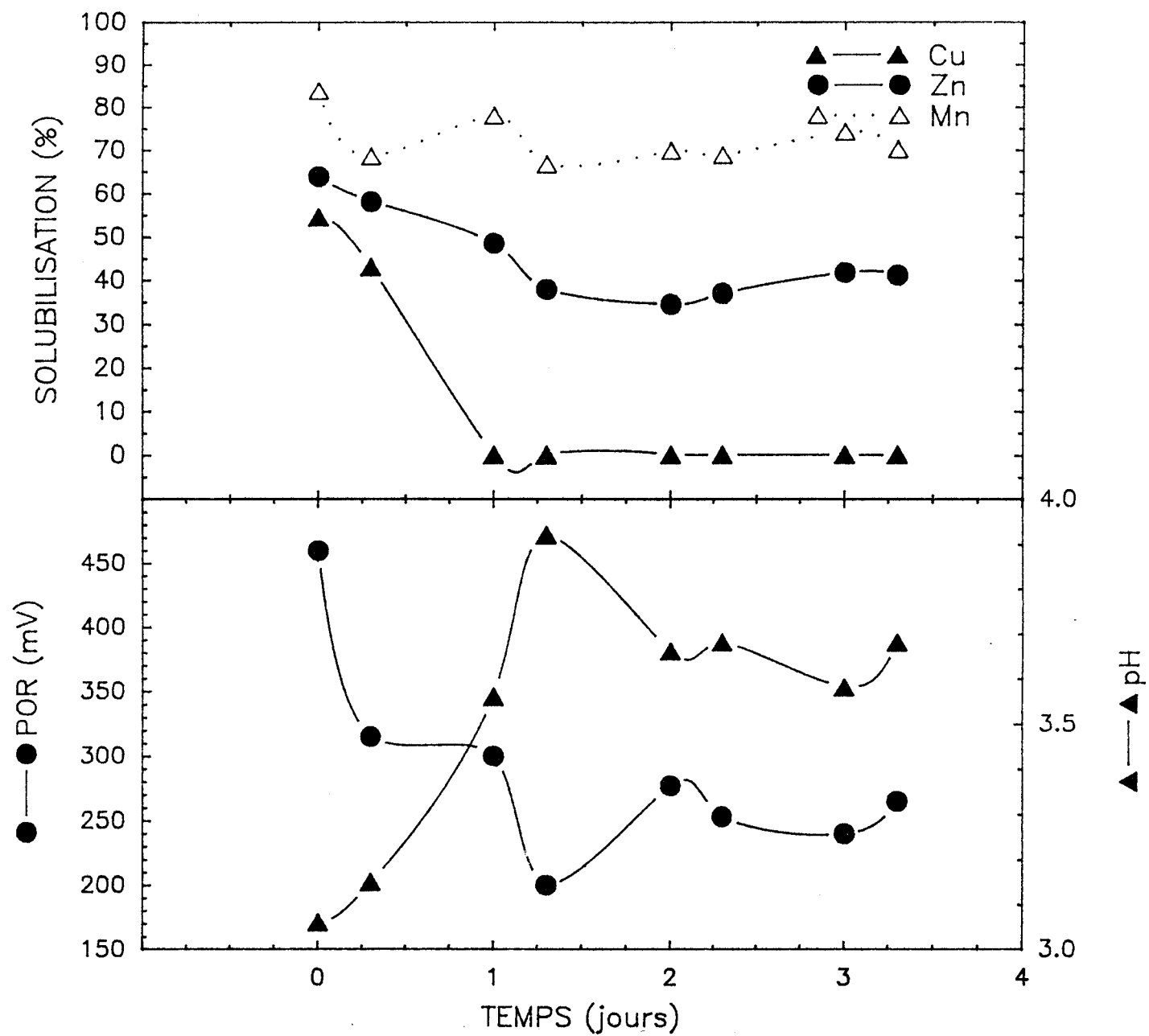


Figure 5.1: Solubilisation du Cu, Zn et Mn ainsi que le pH et le POR, dans le CSTR à 0,5 jour avec les boues aérobies de Cowansville.

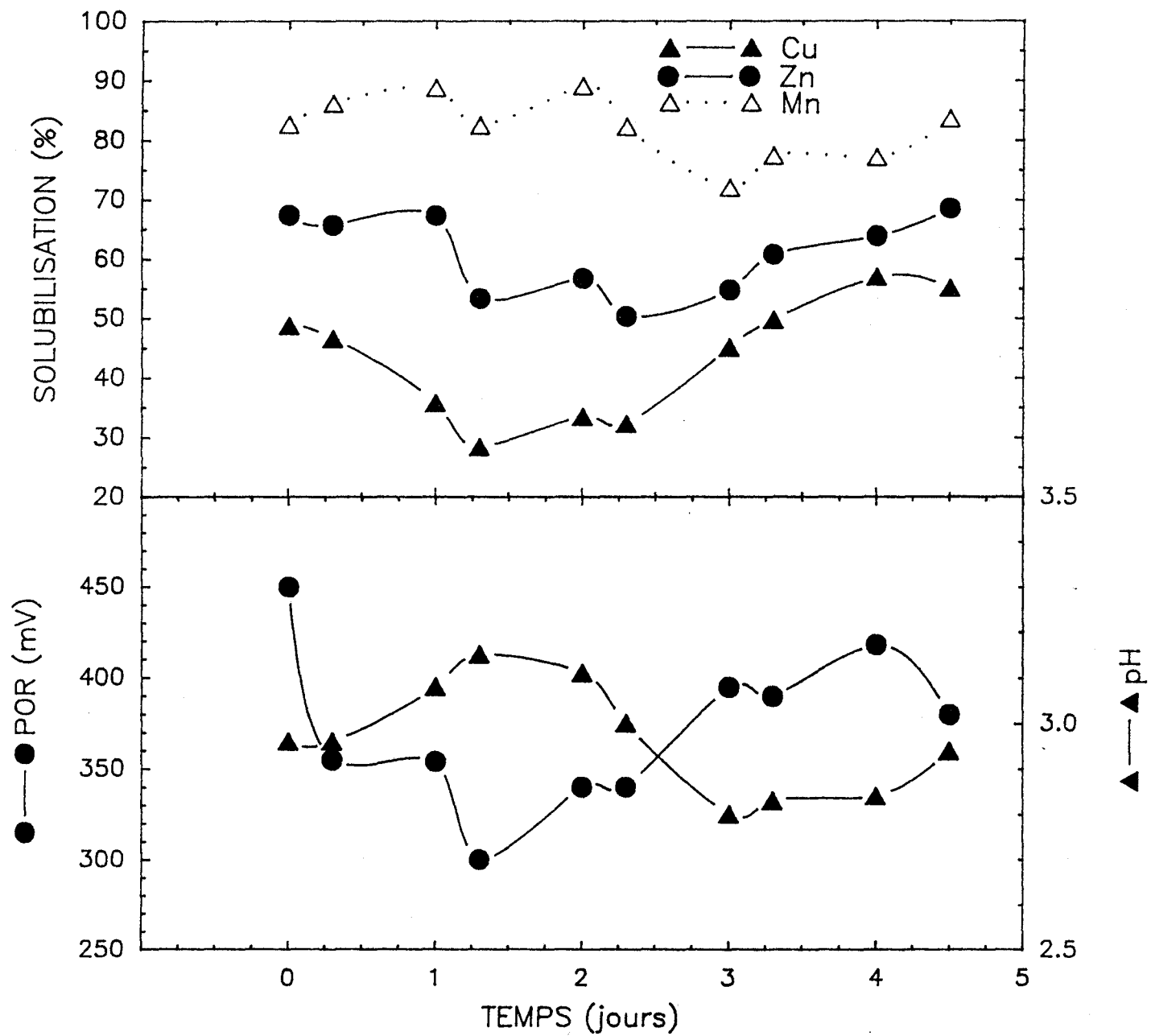


Figure 5.2: Solubilisation du Cu, Zn et Mn ainsi que le pH et le POR, dans le CSTR à 0,75 jour avec les boues aérobies de Cowansville.

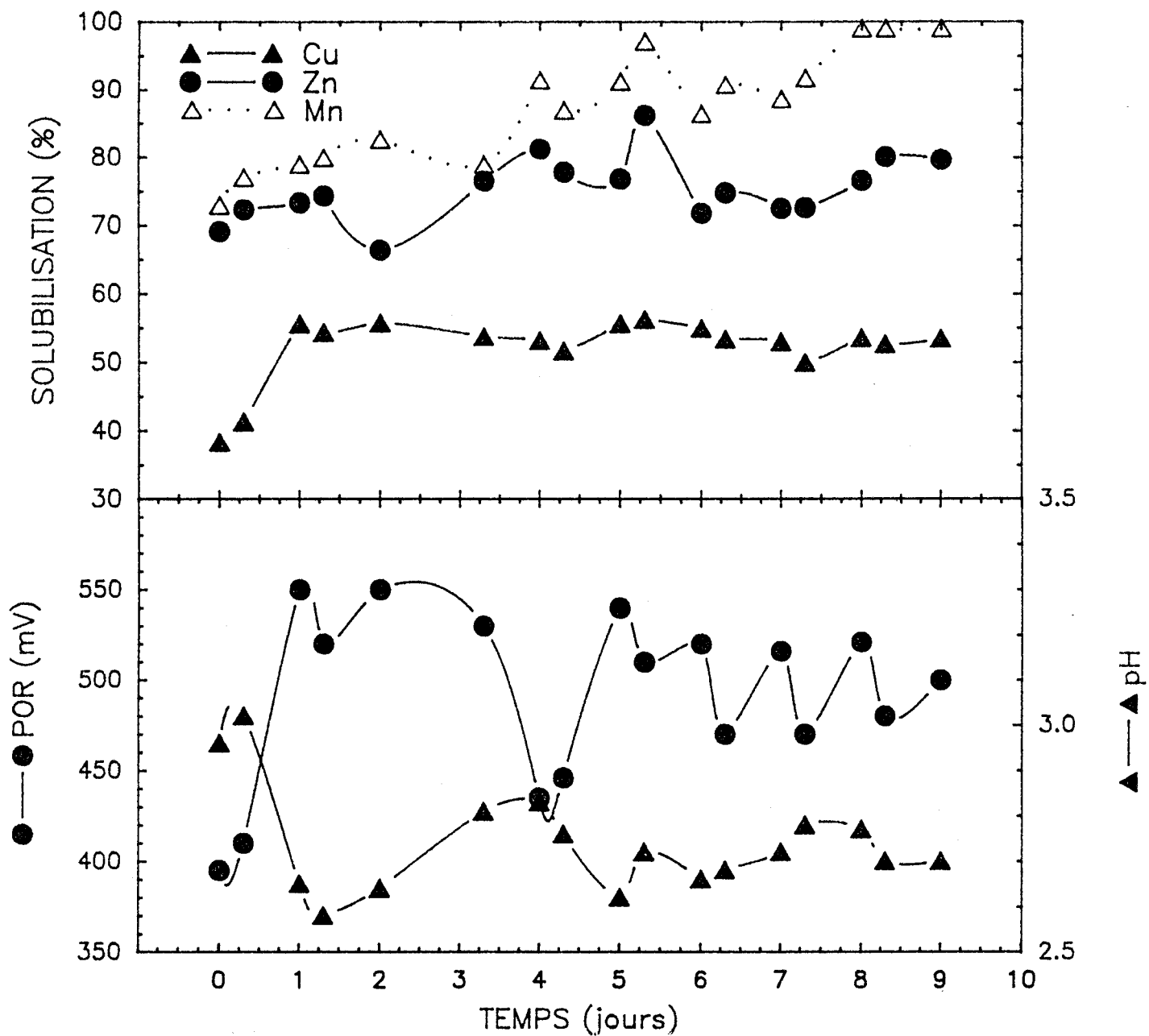


Figure 5.3: Solubilisation du Cu, Zn et Mn ainsi que le pH et le POR dans le CSTR à 1,5 jours dans les boues aérobies de Cowansville.

À 0,75 jour (voir figure 5.2), la moyenne de POR est de 385 mV et celle des pH de 2,88. Ces plus faibles valeurs de POR peuvent expliquer les pourcentages de solubilisation plus élevés obtenus; soit 51,6% pour le Cu, 62% pour le Zn et 77,5% pour le Mn. Tout de même, la décontamination amenée par le procédé permet aux teneurs en Cu de passer en dessous des normes recommandées par le MENVIQ soit 600 mg Cu/kg boue sèche (Flynn et al., 1987). Les autres métaux étudiés respectent également la norme.

D'après la figure 5.3, il apparaît que les pourcentages de solubilisation atteints dans le réacteur à 1,5 jours, sont légèrement plus élevés qu'à 0,75 jour (surtout pour le Mn). C'est-à-dire des valeurs moyennes de solubilisation pour le Cu, Zn et Mn de 54, 76,8 et 93,8%. La figure 5.4 présente les moyennes de pH, POR et la figure 5.5 les moyennes de solubilisation obtenues aux trois temps de séjour. D'après ces figures, il apparaît que les valeurs moyennes du pH (2,70) et du POR (503 mV) se trouvent à des valeurs plus optimales à 1,5 jours. Pour le pourcentage de solubilisation, il n'y a pas beaucoup de différence entre 0,75 et 1,5 jours pour le Cu, alors que le Zn et surtout le Mn voient leur solubilisation augmentée, avec le temps de séjour. Par contre, il ne semble pas que cette augmentation puisse justifier l'utilisation d'un temps de séjour de 1,5 jours au lieu de 0,75 jour.

Les valeurs de pH et de POR obtenues en moyenne à 1,5 jours laissent supposer des conditions propices à la solubilisation des métaux. Ces valeurs sont plus élevées qu'à 0,75 jour (POR = 380 mV et pH moyen = 2,88). En fait à 0,75 jour, le procédé réussit à décontaminer la boue en deçà des normes recommandées quoique les conditions de pH et de POR ne sont pas optimales. Cette boue n'est cependant pas très contaminée et si la boue contenait plus de cuivre il serait sans doute préférable de fonctionner avec 1 jour de temps de résidence hydraulique dans le but d'augmenter le POR des boues et donc la solubilisation du cuivre. La corrélation de la solubilisation du cuivre avec le POR ayant été bien démontrée (Couillard et al., 1989a, 1989b; 1988d, Mercier, 1988). De plus, avec les boues anaérobies (voir Couillard et al., 1988d), dans ces mêmes conditions de plus hauts pourcentages de solubilisation avaient été atteints, soit 76,6% pour le Cu et 100% pour le Zn. Toutefois il s'agit de boue dont les caractéristiques sont différentes. En plus du type de digestion qui est différent, les teneurs en métaux des boues anaérobies utilisées, entre autres

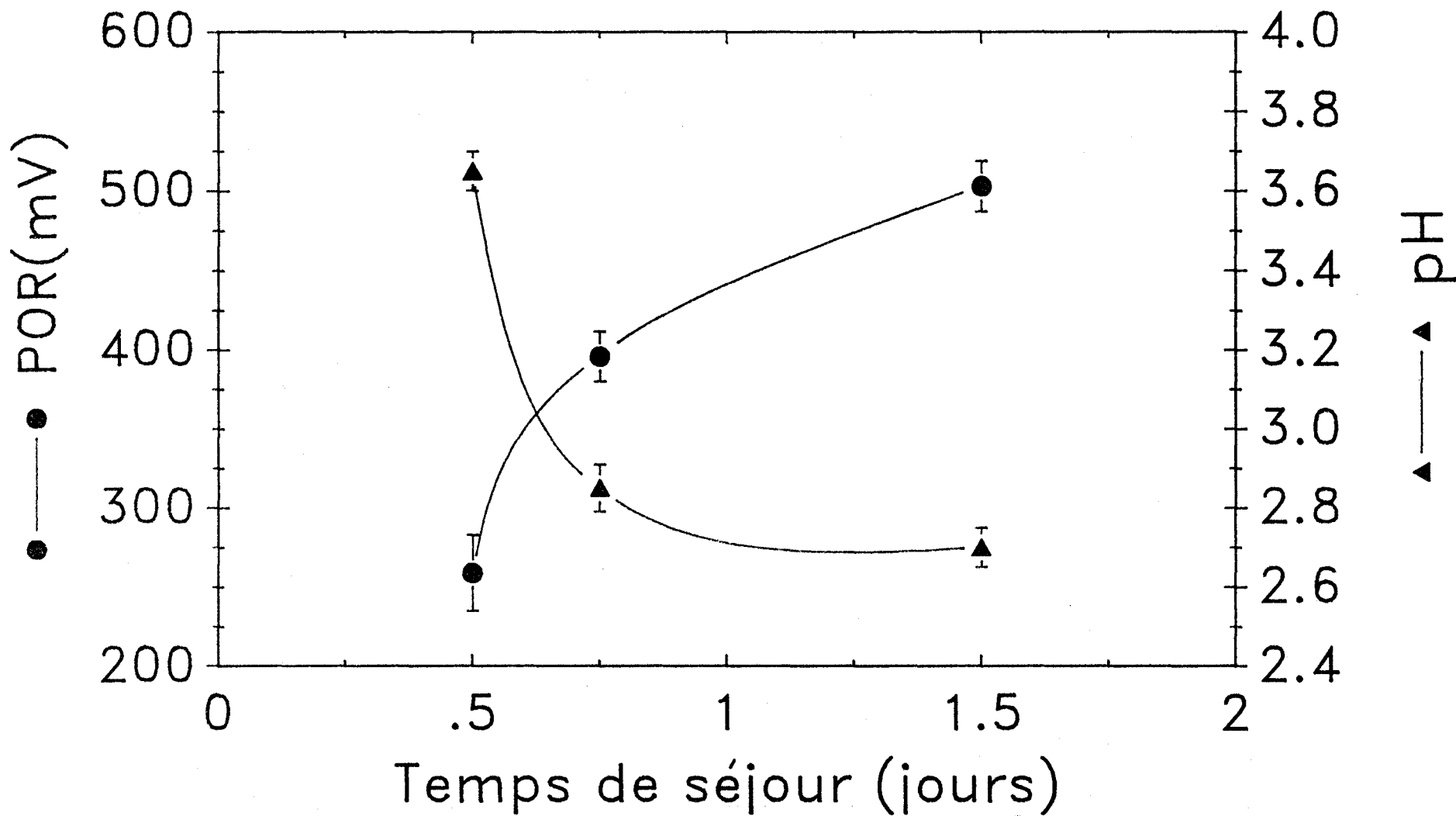


Figure 5.4: Potentiel d'oxydo réduction (POR) et pH moyens, obtenus avec les boues de Cowansville, dans le CSTR, aux différents temps de séjour.

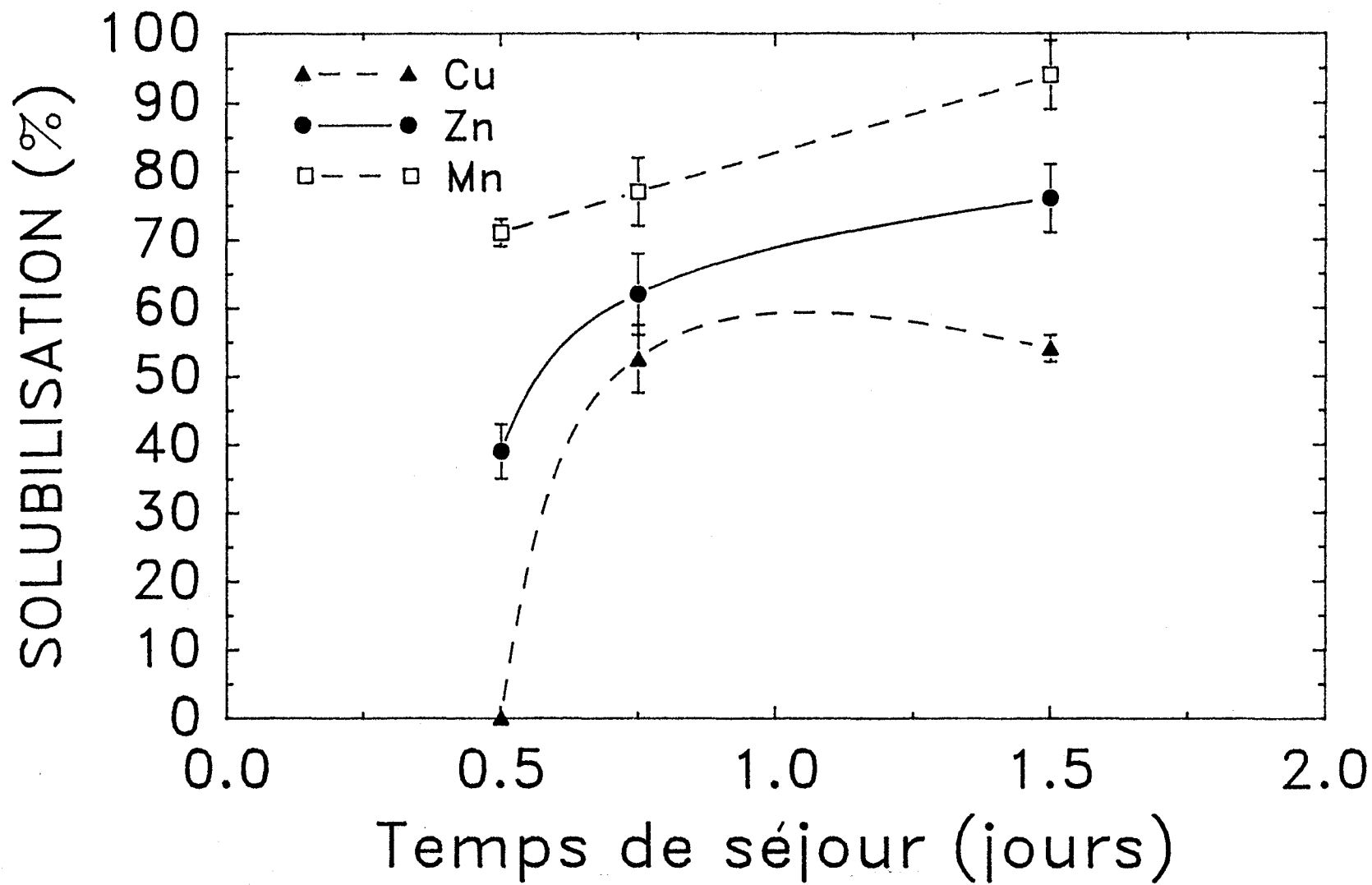


Figure 5.5: Pourcentages de solubilisation moyens, obtenus avec les boues de Cowansville, dans le CSTR, aux différents temps de séjour.

Le Cu, étaient beaucoup plus élevés, soit 2431 mg Cu/kg boue sèche comparativement à 1024 mg Cu/kg boue sèche dans les boues de Cowansville. La concentration des métaux est, en effet, reliée au pourcentage de solubilisation (Tyagi et al., 1988). Les boues anaérobies contiennent aussi beaucoup de sulfures (Mosey, 1976) qui sont un substrat très énergétique pour les thiobacilles. De plus, les températures des expériences faites avec les boues anaérobies étaient plus élevées (soit 30°C au lieu de 20°C), donc, plus proche des températures optimales de fonctionnement des thiobacilles.

Tout semble donc prouver que les métaux seraient moins disponibles pour les bactéries dans les boues aérobies de Cowansville. Au chapitre 7, les effets possible sur la solubilisation des métaux, du percol, de l'état de digestion des boues et de la déphosphatation seront étudiés.

Le tableau 5.1 indique les pourcentages de solubilisation atteints par le Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr aux différents temps de séjour. La solubilisation du Fe diminue avec le temps de séjour. Ce fait peut s'expliquer par la tendance qu'à le Fe à se solubiliser en présence de conditions moins oxydantes (POR faible) prévalant à 0,5 jour. L'aluminium, le plomb, le chrome présents en faibles quantités sont très peu solubilisés. Le Cd et le Ni voient leur solubilisation passer au-dessus de 50%. Mais il ne faut toutefois pas oublier que les teneurs de ces deux métaux dans les boues sont très faibles. Pour le Ni, un temps de séjour de 0,75 jour est équivalent à un temps de séjour de 1,5 jours alors que pour le Cd, le temps de séjour de 1,5 jours semble plus efficace. Ces conclusions ne peuvent, cependant, pas être généralisées pour de fortes concentrations de ces métaux.

5.2.2 Solubilisation des métaux en cuvée

La figure 5.6 illustre la solubilisation des métaux ainsi que le pH et POR correspondant, dans un réacteur en cuvée avec les boues de Cowansville. Des conditions propices à la solubilisation semblent s'établir après deux jours. Après un jour, due aux basses valeurs de POR, la solubilisation du Cu ne dépasse pas 38%. Après 3 jours, les conditions de POR et de pH sont maximales; i.e. 547 mV et 2,50. Malgré tout, la solubilisation des métaux augmente peu entre 2 jours et 3 jours, soit de 52 à 59% pour le Cu, de 74 à 79% pour le Zn

Tableau 5.1: Pourcentage de solubilisation du Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr atteint à 0,5, 0,75 et 1,5 jours dans le CSTR, avec les boues digérées aérobies de Cowansville.

Métaux	Temps de séjour		
	0,5 jour	0,75 jour	1,5 jours
Fe	37	26	17
Al	0	1	0
Ni	41	49	53
Cd	0	28	57
Pb	0	0	0
Cr	0	0	0

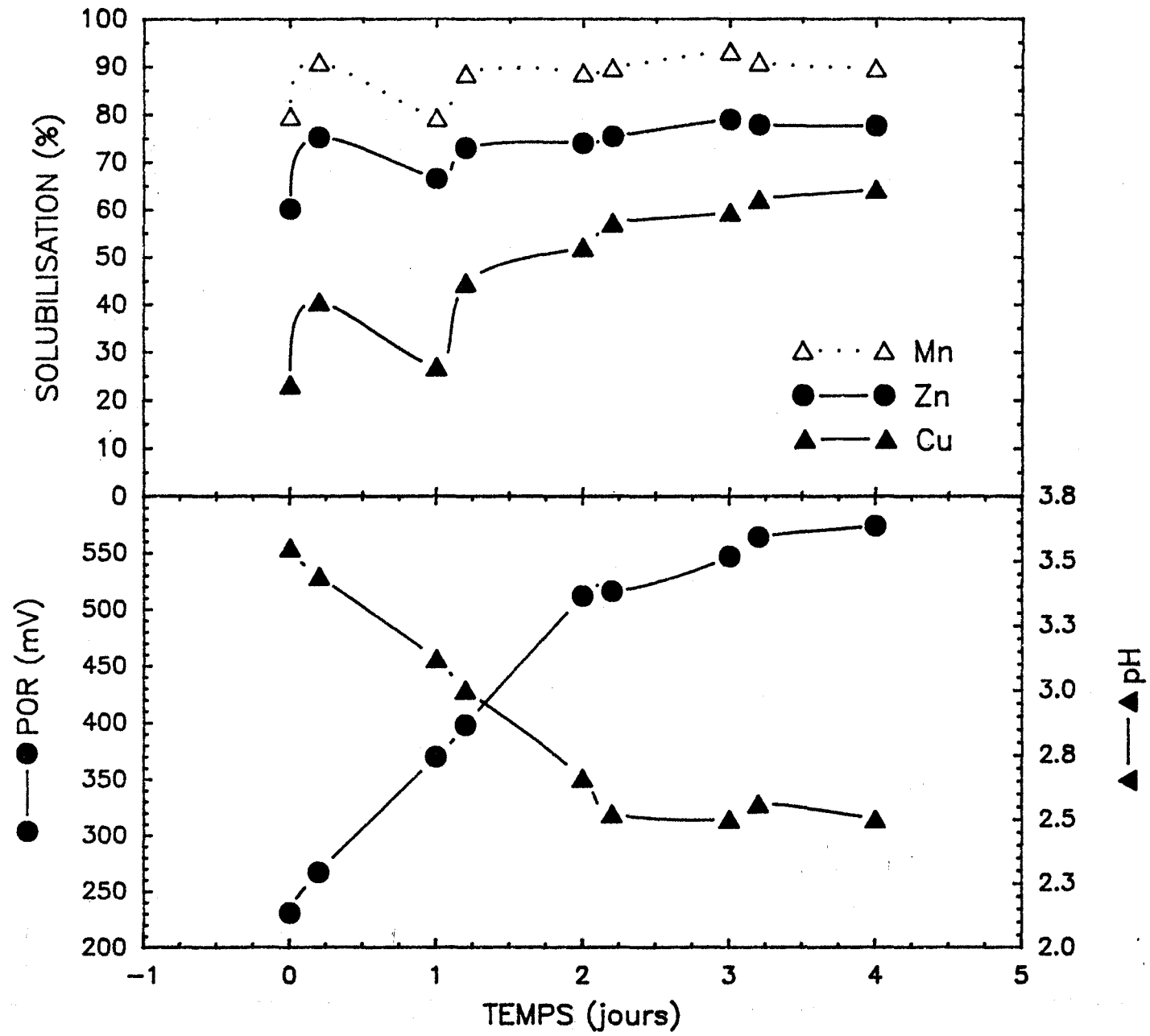


Figure 5.6: Solubilisation du Cu, Zn et Mn, en cuvée (30 L) avec les boues de Cowansville effectuée avec un pH initial de 4 à 19°C.

et de 88 à 93% pour le Mn. Au jour 2, les conditions de pH (2,66) et de POR (512 mV) sont très bonnes, il est donc étonnant de constater que le cuivre ne solubilise qu'à 52%. Cet élément semble très difficile à libérer des boues déphosphatées au FeCl_3 . Le zinc a aussi le même genre de comportement quoique dans de moindres proportions. Le chapitre 7 tentera de répondre à ces questions. Donc, tout comme il avait été observé dans le CSTR avec ces boues, il semble que les métaux soient moins disponibles à la solubilisation bactérienne dans les boues provenant d'une déphosphatation au FeCl_3 .

5.2.3 Solubilisation des métaux en cuvée versus dans le CSTR

Le tableau 5.2 reproduit les pourcentages de solubilisation atteints dans le CSTR et en cuvée avec les boues de Cowansville. Les résultats obtenus en cuvée après 2 jours ne sont que légèrement supérieurs à ceux obtenus après 0,75 jour dans le CSTR. Donc les conclusions sont semblables à celles trouvées avec les boues de la Haute-Bécancour. Le réacteur en continu de type CSTR est au moins deux fois plus rapide qu'en cuvée. Mais seule une étude économique tenant compte des besoins et caractéristiques de chaque usine, i.e. grosseur de l'usine, teneur en métaux des boues, etc. permettra de déterminer quel type de réacteur il est préférable d'utiliser. En fait, dans une usine de taille moyenne où le personnel n'est présent que 40 heures par semaine, il pourrait s'avérer plus économique de fonctionner à 2 jours en cuvée qu'à 0,75 jour en continu.

Enfin au tableau 5.3, il est possible de constater que peu importe le type de réacteur employé pour Al, Pb et Cr, les pourcentages de solubilisation obtenus sont faibles. Pour le Fe, les rendements sont semblables. Pour le Ni et le Cd, les teneurs trouvées dans les boues sont trop faibles pour conclure quoi que ce soit.

5.2.4 Consommation d'acide

Les essais de consommation d'acide sur des volumes de 10 L sont indiqués au tableau 5.4 et les valeurs moyennes sont illustrées à la figure 5.7. L'acidification à pH 4,0 a requis en moyenne 0,050 g H_2SO_4 /g boue sèche. Cette consommation d'acide est faible et représente une économie par rapport à la

Tableau 5.2: Comparaison pour le pourcentage de solubilisation obtenu entre le réacteur en continu (type CSTR) et en cuvée (30 L) pour les boues aérobies de Cowansville (2,03% de solides totaux en moyenne).

	CSTR (\bar{t} =0,75 jour) (%)	CSTR (\bar{t} =1,5 jours) (%)	cuvée après 2 jours (%)	cuvée après 3 jours (%)
Cu	52	54	52	59
Zn	72	76	74	79
Mn	77	94	89	93

Tableau 5.3: Pourcentage de solubilisation du Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr atteint en continu et en cuvée (avec 2% de solides totaux en moyenne), avec les boues de Cowansville.

Métaux	CSTR ($\bar{t}=0,75$ jour) (%)	CSTR ($\bar{t}=1,5$ jours) (%)	Cuvée après 2 jours (%)
Fe	26	17	9,6
Al	3,2	0,6	2,3
Ni	49	53	60
Cd	28	57	40
Pb	0	0	0
Cr	0	0	0

Tableau 5.4: Quantité d'acide sulfurique requise pour acidifier les 10 L de boues aérobies de Cowansville.

Consommation de H ₂ SO ₄ concentré (g H ₂ SO ₄ /g boue sèche)					
pH initial	essai	pH 4,5	pH 4,0	pH 3,5	pH 3,0
7,16	# 1	0,040	0,051	0,061	0,071
6,66	# 2	0,042	0,051	0,061	0,071
7,02	# 3	0,036	0,049	0,059	0,073
	moyenne:	0,039	0,050	0,060	0,072

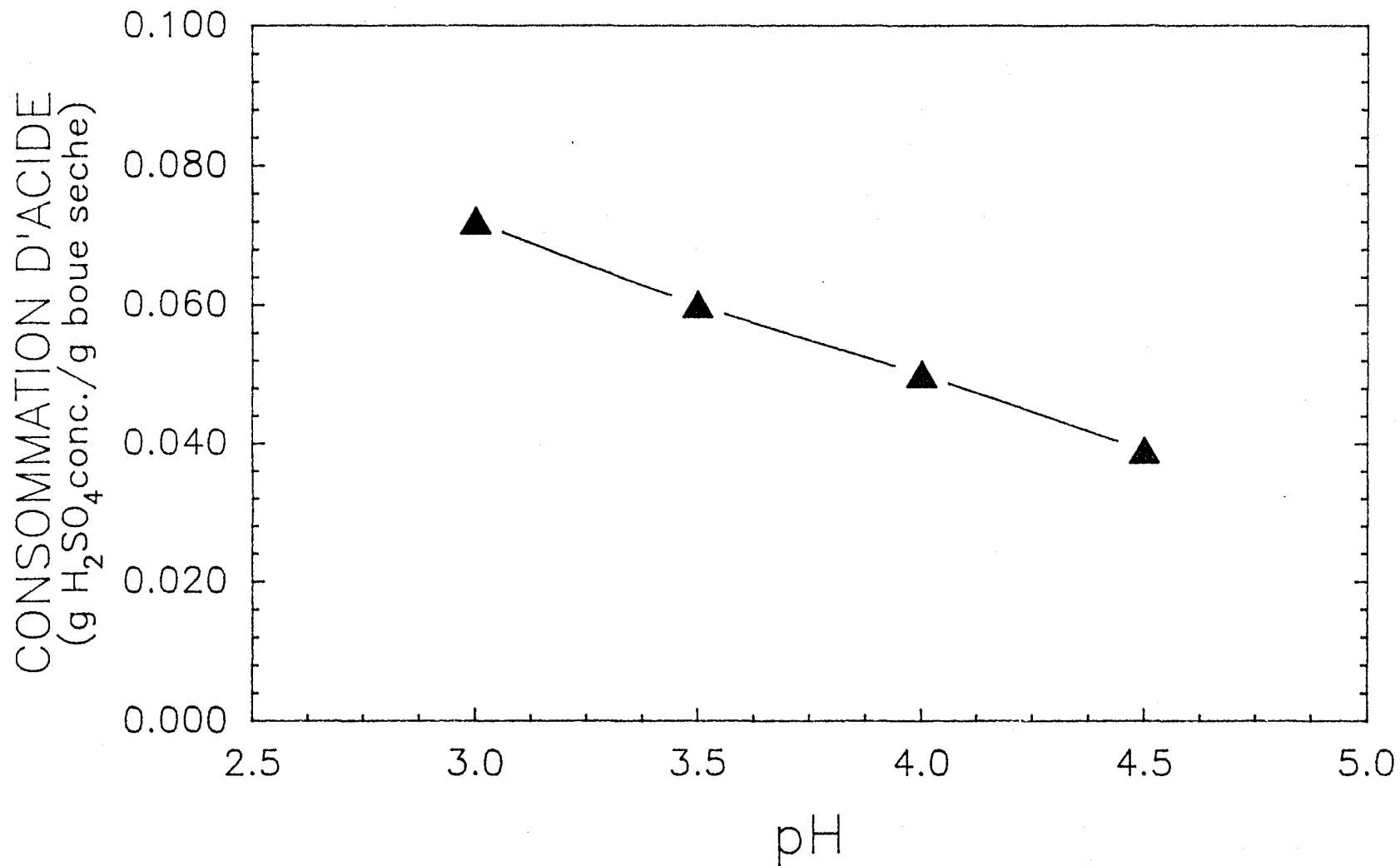


Figure 5.7: Consommation d'acide en fonction du pH d'acidification de la boue initiale pour les boues aérobies de Cowansville.

consommation d'acide de 0,072 g H₂SO₄/g boue sèche dans les boues anaérobies (Couillard et al., 1988d). En fait, pour une consommation de 0,072 g H₂SO₄/g boue sèche dans les boues aérobies de Cowansville, il est possible d'acidifier les boues à pH = 3,0 (tableau 5.4).

Les boues aérobies de Cowansville sont donc beaucoup plus économiques à acidifier que les boues anaérobies. Elles sont cependant un peu plus consommatrice d'acide que les boues aérobies de la Haute-Bécancour qui nécessitaient de 0,026 à 0,043 g H₂SO₄/g boue sèche pour une acidification à pH = 4.0. Globalement, il devient évident que les boues aérobies consomment moins d'acide que les boues anaérobies lors de l'acidification. En fait, une boue anaérobie favorise la décomposition de l'azote sous forme de NH₃ lors de la digestion et le NH₃ est une base forte. Alors que la digestion aérobie favorise plutôt l'oxydation de l'azote en acide nitrique (HNO₃) qui est un acide fort (Reynolds, 1973). L'acide requis est donc moindre dans le cas d'une boue aérobie. Ceci prouve également que la consommation d'acide représente un faible coût dans le procédé de solubilisation.

5.2.5 Métaux solubilisés dans l'alimentation

Le tableau 5.5 indique les métaux solubilisés dans l'alimentation aux différents temps de séjour avec les boues de Cowansville. Les résultats bruts sont indiqués aux annexes 17b, 18b et 19b. Seul le Mn et le Zn se solubilisent avec des pourcentages appréciables dans l'alimentation (55,4 et 45% respectivement). À noter que le Zn et le Mn sont présents en assez faibles quantités dans la boue de Cowansville. La moins grande dépendance de ces éléments face aux valeurs de pH et POR dans lesquelles l'expérience se situe (Couillard et al., 1989a) peut expliquer ces plus hauts pourcentages.

En conclusion, avec les boues de Cowansville, déphosphatées au FeCl₃, 0,75 jour dans un CSTR, semble suffisant pour assurer une décontamination adéquate des boues. Deux jours sont requis en cuvée pour obtenir des rendements légèrement supérieurs à 0,75 jour dans le CSTR. De plus, dans le CSTR comme en cuvée, tout semble prouver que les métaux seraient moins disponibles dans les boues de Cowansville (FeCl₃) à la solubilisation biologique que dans le cas des boues n'ayant pas subi de déphosphatation. Cet aspect sera vu plus en détail au chapitre 7.

Tableau 5.5: Métaux solubilisés dans l'alimentation aux différents temps de séjour avec les boues de Cowansville.

Métaux	Pourcentage de solubilisation (%)		
	0,5 jour	0,75 jour	1,5 jours
Cu	0	0	3
Zn	17	16	45
Mn	43	40	54
Ni	0	8	24
Cd	0	0	20
Fe	8,5	4,1	5
Cr	0	0,47	3
Pb	0	0	0
Al	0	0	—



CHAPITRE 6

**Solubilisation biologique des métaux dans les boues digérées
aérobies provenant d'une déphosphatation à l'alun**



6.1 OBJECTIF DE CES EXPÉRIENCES

L'étude de la solubilisation biologique des boues aérobies de Beauceville a pour but d'évaluer les possibilités de solubilisation dans des boues déphosphatées à l'alun. La solubilisation des métaux a été effectuée dans un CSTR à 1,5 jours de temps de résidence hydraulique. Des essais en cuvée de 30 L ont également été faits.

6.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

6.2.1 Solubilisation des métaux dans le CSTR à $\bar{t} = 1,5$ jours

Les résultats concernant le temps de séjour de 1,5 jours dans le CSTR sont présentés à l'annexe 21 et ceux concernant la cuvée de 30 L à l'annexe 22.

La figure 6.1 présente la solubilisation des métaux dans les boues à l'alun, ainsi que le pH et POR correspondants dans le CSTR. Il est à noter que le CSTR est un système opéré en continu et stabilisé sur $3 \times \bar{t}$. La moyenne des paramètres est donc calculée à partir du jour 5.

Les pourcentages moyens de solubilisation du Cu, du Zn et du Mn sont de 39, 68 et 94%. Le pourcentage moyen de Cu est faible. La faible teneur en Cu des boues de Beauceville, i.e. 228 mg Cu/kg boue sèche peut expliquer ces faibles rendements. Il n'en reste pas moins que le pH moyen obtenu lors de ce temps de séjour n'est pas très satisfaisant. C'est-à-dire, en moyenne 3,20 par rapport à 2,70 obtenu avec les boues traitées au FeCl_3 pour le même temps de séjour. Par contre, les valeurs observées de POR sont semblables, soit 500 mV dans les boues à l'alun et 503 mV dans les boues déphosphatées au FeCl_3 .

Il semble donc que les bactéries n'aient pas réussi à abaisser le pH à des valeurs assez basses pour permettre une solubilisation élevée. Seul le manganèse qui est contenu en forte concentration, soit 1 950 mg Mn/kg boue sèche, est enlevé en grande quantité (94%).

Pour tous les éléments, la boue après décontamination respecte les limites recommandées du MENVIQ (Flynn et al., 1987). Donc, mis à part le Mn qui a un

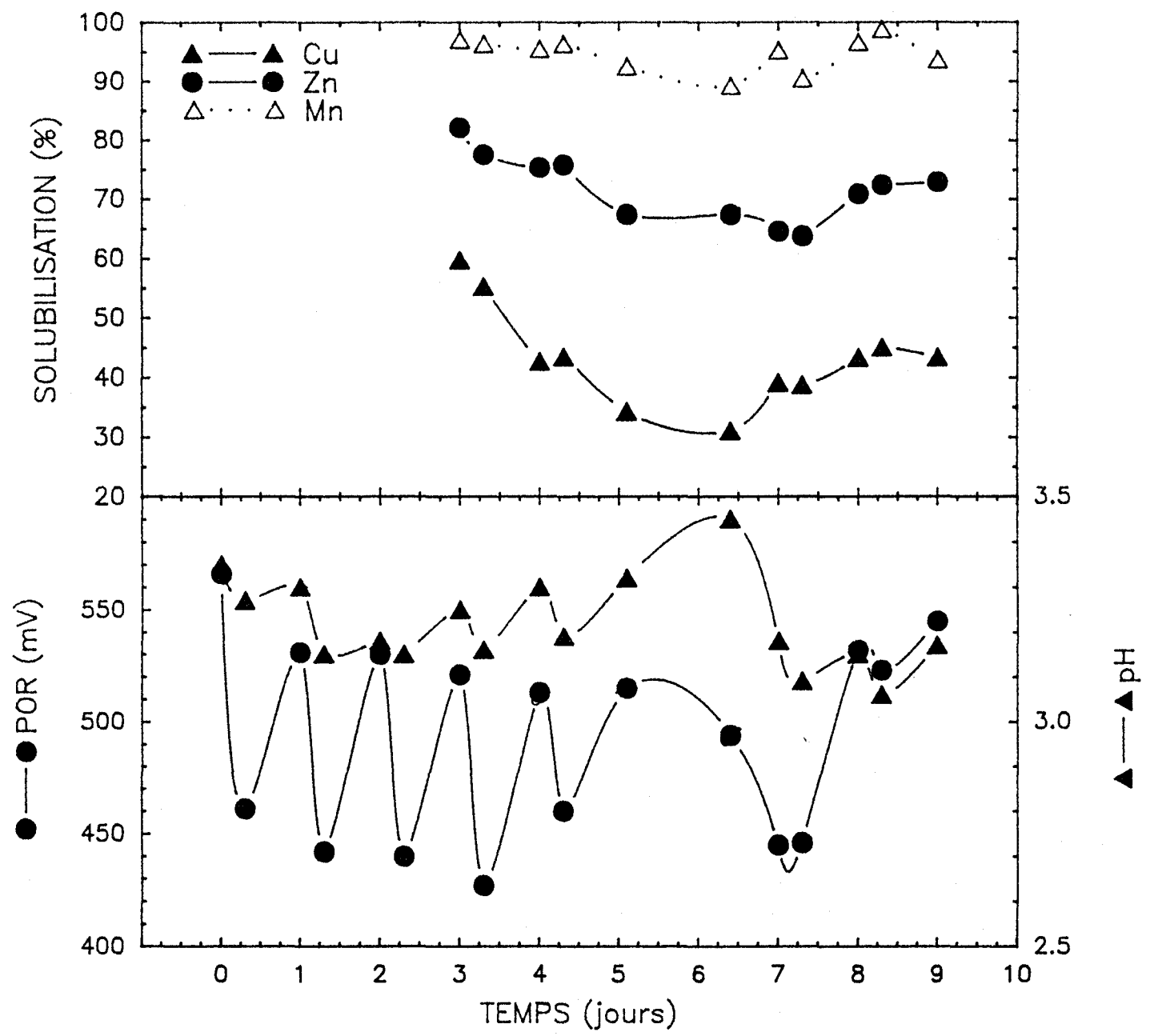


Figure 6.1: Solubilisation du Cu, Zn et Mn dans le CSTR, à 1,5 jours dans les boues aérobies de Beauceville.

seuil de pH de 6,2 (Couillard et al., 1989a), les rendements obtenus avec les boues à l'alun sont plus faibles que ceux trouvés avec les boues au FeCl_3 . Il est possible que la plus faible teneur en métaux des boues (Cu et Zn) explique les moins hauts pourcentages de solubilisation atteints. En plus faible quantité, les métaux seraient plus difficiles à solubiliser. Peut être également, la plus forte concentration en Fe dans les boues de Cowansville due à l'ajout de FeCl_3 pourrait expliquer les meilleures performances obtenues dans les boues de Cowansville. En effet, dans l'hypothèse de l'application de la solubilisation biologique par mécanisme indirect, les ions ferriques générés par l'oxydation du fer ferreux par les bactéries réagiront avec les sulfures de métaux (voir chapitre 1). Donc, si la boue contient peu de fer, moins de sulfure de métaux sont oxydés et de soufre élémentaire produit. Il en résultera une plus faible production d'acide sulfurique (pH plus élevé), donc une plus faible solubilisation. Une déphosphatation à l'alun serait, selon cette hypothèse, moins favorable à la solubilisation des métaux.

Une autre hypothèse serait que le meilleur temps de séjour, i.e. l'optimum, ne serait pas $\bar{t} = 1,5$ jours, mais à un temps de séjour plus court, soit 0,75 ou 1 jour. Dans ce cas, à $\bar{t} = 1,5$ jours, il y aurait épuisement du substrat (fer et soufre réduit) et le pH aurait ainsi tendance à remonter. Le fait que les valeurs de POR à $\bar{t} = 1,5$ jours soient très bonnes, appuie cette hypothèse. En effet, l'expérience acquise sur le procédé montre qu'une fois l'optimum passé le pH remonte alors que le POR demeure stable à de hautes valeurs. À l'opposé, avant que l'optimum ne soit atteint, les valeurs de pH sont élevées et celles de POR faibles. Les résultats obtenus dans le CSTR à $\bar{t} = 1,5$ jours de temps de résidence indiquent un POR élevé et un pH élevé, ce qui suggère que l'optimum pour \bar{t} est dépassé.

Les pourcentages de solubilisation du Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr sont indiquées au tableau 6.1. Le Ni, Cd, Pb et Cr sont faiblement présents. Le fer et l'aluminium sont présents en forte concentration, mais le procédé solubilise peu ces éléments. Le procédé ne semble donc pas apte à abaisser de façon importante la teneur en aluminium des boues à l'alun.

Tableau 6.1: Pourcentage de solubilisation du Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr atteint à 1,5 jours, dans le CSTR, avec les boues digérées aérobies de Beauceville.

Métaux	Concentration dans les boues du réacteur (mg kg ⁻¹ boue sèche)	Solubilisation (%)
Fe	43 366	3,5
Al	34 420	15,0
Ni	38	52,5
Cd	2,3	61,8
Pb	55	0
Cr	50	0

6.2.2 Solubilisation des métaux en cuvée

La solubilisation des métaux en cuvée de 30 L est illustrée à la figure 6.2. Les conditions optimales sont atteintes à 1,7 jours. À ce moment, 47,5% du Cu, 76,7% du Zn et 86,8% du Mn sont solubilisés. Les conditions de pH et de POR sont alors de 2,91 et 560 mV.

6.2.3 Solubilisation des métaux dans le CSTR versus en cuvée (30 L)

Le tableau 6.2 indique la comparaison entre les pourcentages de solubilisation, entre le réacteur en cuvée et le CSTR. Les pourcentages de solubilisation obtenus à 1,5 jours dans le CSTR sont légèrement inférieurs, pour le Cu et le Zn, à ceux obtenus en cuvée après 1,7 jours. Dans le cas des boues à l'alun, le rendement du réacteur en cuvée est égal au réacteur en continu. Cela peut s'expliquer en partie par les faibles performances du réacteur en continu à 1,5 jours. Le fait que le pH ait descendu à 2,91 en cuvée comparativement à 3,20 dans le CSTR à 1,5 jours appuie l'hypothèse du dépassement du temps optimum dans le CSTR. Il est donc fort probable que l'optimum d'opération soit un temps de séjour inférieur à 1,5 jours et probablement aux environs de 1 jour. Il a été cependant impossible d'opérer un autre essai, le calendrier étant déjà trop bien rempli.

Au tableau 6.3, il est possible de constater que les pourcentages de solubilisation du Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr sont semblables en continu et en cuvée. Mis à part le Ni et le Cd, dont la teneur est peu élevée de toute façon, ces pourcentages sont très faibles.

6.2.4 Consommation d'acide

Les résultats concernant la consommation d'acide des boues de Beauceville sont indiqués au tableau 6.4. La quantité d'acide requise pour acidifier les boues aérobies traitées à l'alun est inférieure de 0,01 g H₂SO₄ g/g boue sèche de celles utilisées avec les boues au FeCl₃. Donc, encore ici, la même conclusion continue de s'appliquer; les boues aérobies sont beaucoup plus économiques à acidifier que les boues anaérobies. De plus, une consommation supplémentaire de 0,01 H₂SO₄ g/g boue sèche est requise pour acidifier les boues à pH = 4 au lieu

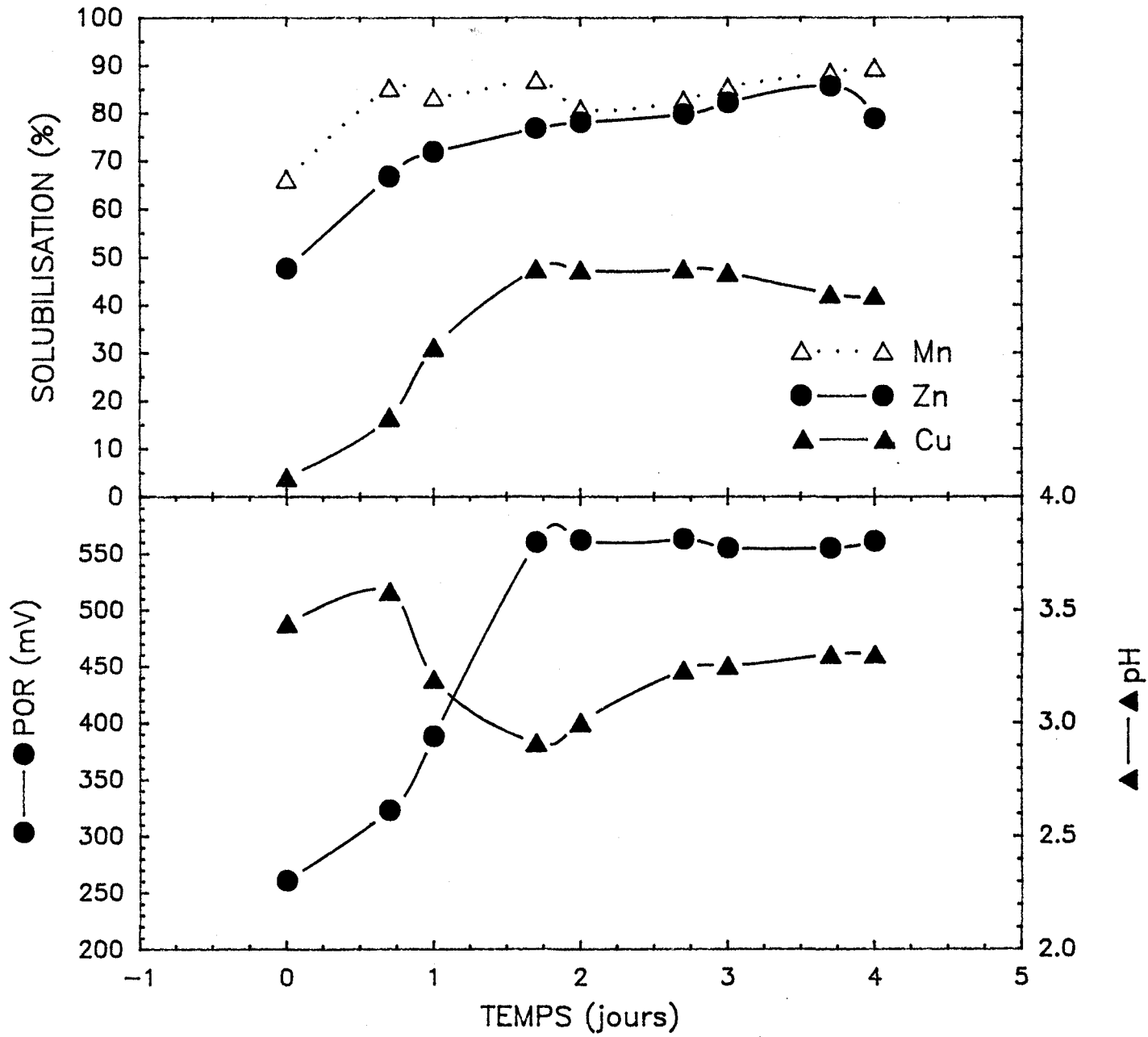


Figure 6.2: Solubilisation du Cu, Zn et Mn, en cuvée de 30 L, avec les boues aérobies de Beauceville.

Tableau 6.2: Comparaison entre la solubilisation obtenu dans le CSTR ($\bar{t} = 1,5$) et en cuvée (30 L et 1,87% de solides totaux) avec les boues aérobies de Beauceville.

	CSTR ($\bar{t} = 1,5$ jours) (%)	Cuvée (après 1,7 jours) (%)	Cuvée (après 3 jours) (%)
Cu	39	47	47
Zn	68	77	82
Mn	94	87	85

Tableau 6.3: Pourcentage de solubilisation du Fe, Al, Ni, Cd, Pb et Cr atteint en continu ($\bar{t} = 1,5$ jours) et en cuvée (30 L et 1,87% de solides totaux), avec les boues de Beauceville.

Métaux	CSTR à $\bar{t} = 1,5$ jours (%)	Cuvée (après 1,7 jours) (%)	Cuvée (après 3 jours) (%)
Fe	3	3	1
Al	15	16	19
Ni	53	51	62
Cd	62	50	50
Pb	0	8	7
Cr	0	0	0

Tableau 6.4: Acide utilisé pour les boues provenant de la déphosphatation à l'alun (Beauceville), pour abaisser le pH des boues de l'alimentation à pH = 4 et pH = 4,5.

pH final	H ₂ SO ₄ utilisé (g H ₂ SO ₄ /g boue sèche)	H ₂ SO ₄ utilisé 5% v/v (mL)	Volume des boues acidifiées (mL)	Solides totaux au moment de l'acidification (%)
4	0,040	180	20	2,08
4,5	0,029	125	20	2,08

de pH = 4,5. C'est-à-dire en considérant le coût de l'acide de 121,75 \$ par tonne sèche, 1,34 \$ (i.e. 4.87 \$ versus 3.53) de plus par tonne de boue sèche. Donc, un coût supplémentaire qui reste très minime.

6.2.5 Solubilisation des métaux dans le réservoir d'alimentation

Le tableau 6.5 présente les pourcentages de solubilisation des métaux obtenus dans l'alimentation soit à un pH moyen de 3,96 lors du temps de séjour de 1,5 jours dans le CSTR. Les résultats bruts sont présentés à l'annexe 21b.

Le Mn se solubilise à 87% en moyenne avec un temps de rétention dans le bassin d'environ 1,5 jours. C'est donc dire que le manganèse peut être solubilisé sans l'aide du procédé biologique. Il s'agit maintenant de savoir en combien de temps. Les résultats présentés à la figure 6.2 nous révèlent qu'au temps 0, il y a 66% du manganèse qui est soluble. À ce temps 0 correspond un pH de 3,44 et un POR de 261 mV car à ce moment, l'inoculation des thiobacilles a été faite. Ces résultats préliminaires semblent indiquer qu'il serait possible, pour les quelques boues dépassant la norme que pour le manganèse, de faire une solubilisation chimique. Ceci pourrait se révéler suffisant pour décontaminer 5 des 18 (parmi 34 échantillons) boues contaminées recensées à date au Québec (St-Yves et Beaulieu, 1988).

Les boues contaminées par les autres métaux requièrent le procédé biologique; le cuivre ne solubilisant qu'à 0,6% à pH 4 alors que le zinc n'est pas un problème au Québec. Les boues de Beauharnois contaminées par le mercure pourrait sans doute être décontaminée par le procédé biologique, car 53% du mercure a été solubilisé dans des sols contaminés (Couillard et Burelle, 1989). Il est suggéré que des études en cuvée sur la solubilisation chimique du Mn fassent partie du prochain protocole de travail afin d'identifier les différents paramètres d'opération.

En résumé, dans le CSTR à 1,5 jours avec les boues déphosphatées à l'alun, de faibles pourcentages de solubilisation du Cu sont atteints. La faible teneur en Cu des boues de Beauceville de même que la valeur moyenne de pH de l'expérience (pH = 3,20), causée possiblement par le manque de substrat, peuvent expliquer ces résultats. Il est probable que le temps de séjour optimal pour traiter ces boues dans un CSTR soit inférieur à \bar{t} 1,5 jours.

Le Mn est solubilisé en plus grande quantité, mais les teneurs dans les boues de cet élément sont plus élevées et son seuil minimal (pH = 6,2) de solubilisation se situe à une forte valeur. En cuvée, les résultats obtenus pour la solubilisation sont légèrement supérieurs à ceux trouvés dans le CSTR (\bar{t} = 1,5 jours). Mais dans les deux types de réacteurs, les rendements de solubilisation dans les boues à l'alun sont inférieurs à ceux trouvés avec les boues déphosphatées au FeCl₃ (Cowansville) et celles n'ayant subi aucune déphosphatation (Haute-Bécancour). Néanmoins, les boues à l'alun sont décontaminées à des teneurs inférieures aux teneurs recommandées pour l'épandage agricole (Flynn et al., 1987) après 1,7 jours en cuvée ou 1,5 jours dans un CSTR. Il semble même qu'une simple acidification à pH = 4 serait suffisante pour enlever le manganèse. Il serait intéressant de vérifier ce point par des essais permettant d'optimiser cet enlèvement chimique.

CHAPITRE 7

**Influence de différents facteurs sur la
solubilisation biologique dans les boues aérobies**



7.1 OBJECTIFS DE CES EXPÉRIENCES

Depuis quelques temps au Québec, la déphosphatation lors du traitement secondaire est effectuée. Cette déphosphatation pratiquée principalement durant la période estivale, a pour but d'enlever les phosphates contenues dans l'eau traitée afin de protéger les plans d'eau récepteurs de l'effluent traité. Au Québec, les agents précipitants utilisés sont le chlorure ferrique et l'alun, ils sont ajoutés dans le traitement secondaire. Donc, suite à la déphosphatation des eaux traitées, il y aura production de boues contenant des phosphates d'aluminium et de fer. Le procédé de solubilisation s'applique donc dans ce cas, sur des boues aux caractéristiques physico-chimiques différentes.

Certaines différences ayant été observées entre les résultats obtenus avec les boues n'ayant subi aucune déphosphatation (voir chapitre 4), les boues provenant d'une déphosphatation au FeCl_3 (voir chapitre 5) et celles provenant d'une déphosphatation à l'alun (voir chapitre 6). Il a été intéressant d'évaluer l'impact de la déphosphatation sur la solubilisation biologique. Dans ce chapitre, les différentes caractéristiques de chacune des boues étudiées sont examinées dans le but d'évaluer leur influence sur la solubilisation biologique des métaux.

L'effet de l'ajout du percol sur la solubilisation biologique sera étudié avec deux essais en cuvée de 18 L (une sans percol et l'autre avec ajout de percol) avec les boues aérobies de la Haute-Bécancour. De même l'effet du percol sur la digestion des boues a été suivie dans des bécans de 1,5 L. Des essais en cuvée de 18 L ont été faits avec les boues de Cowansville dont la digestion avait été complétée en laboratoire comparativement aux boues prises à l'usine.

7.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

7.2.1 Effet du percol sur la solubilisation des métaux

Le percol 757, ajouté en fin de traitement secondaire, aide à l'épaississement des boues par flottation. En aidant à la floculation des boues, le percol permet que celles-ci soient séparées plus facilement. En effet, les boues floculées se retrouvent à la surface poussées par l'air provenant du fond du bassin et l'eau qui reste dans le fond, peut-être ainsi évacuée.

Les résultats concernant les essais en cuvée fait avec ajout de percol sont présentés à l'annexe 23. Ceux concernant les essais en cuvée, sans percol, ont déjà été présentés à l'annexe 16. Ces essais en cuvée de 18 L, ont été faits avec les boues de la Haute-Bécancour. Pour l'essai avec percol, 3,2 kg de percol par tonne de boue sèche ont été ajoutés. Cet essai au percol a été comparé à un essai de 18 L fait en parallèle avec le même type de boue mais sans ajout de percol (présenté au chapitre 4). La figure 7.1 illustre cette comparaison pour la solubilisation des principaux métaux. Il est possible de constater que, pour tous les métaux, la solubilisation est la même dans les essais fait en présence de percol et ceux fait sans ajout de percol. Il ne semble donc pas que le percol ajouté en fin de traitement secondaire dans les boues de Cowansville ait une influence sur le procédé de solubilisation biologique.

7.2.2 Effet du percol sur la digestion des boues

La digestion des boues (boues à l'alun de Beauceville) dans 4 béchers de 1,5 L, dont deux sans percol (#1 et #2) et deux avec percol (#3 et #4) a été suivie. Ces résultats sont présentés aux annexes 24 et 25. La figure 7.2 présente les régressions établies entre la réduction des solides volatils et le temps pour les béchers avec percol (courbe A) et sans percol (courbe B). Dans les deux cas, une corrélation semblable avec le temps a pu être trouvée, soit un r de 0,92 dans le cas des béchers sans percol et de 0,91 dans le cas des béchers avec percol. Les deux courbes sont très rapprochées et leur intervalle de confiance se chevauchent, démontrant ainsi que le percol n'a pas d'influence sur la digestion des boues.

7.2.3 Effet de la digestion sur le procédé de solubilisation biologique

Les objectifs de la digestion ont été vus au chapitre 3. La digestion aérobie de boues d'épuration débute, généralement, par une réduction rapide des solides volatils due à une activité bactérienne intense. Puis, aux environs de 38% de réduction des solides volatils, il y a un net ralentissement de cette réduction. Ceci produit une baisse de la valeur de la pente du graphique, réduction des solides volatils versus temps de digestion. Le critère de l'EPA pour considérer des boues digérées est fixé à 38% de réduction de solides

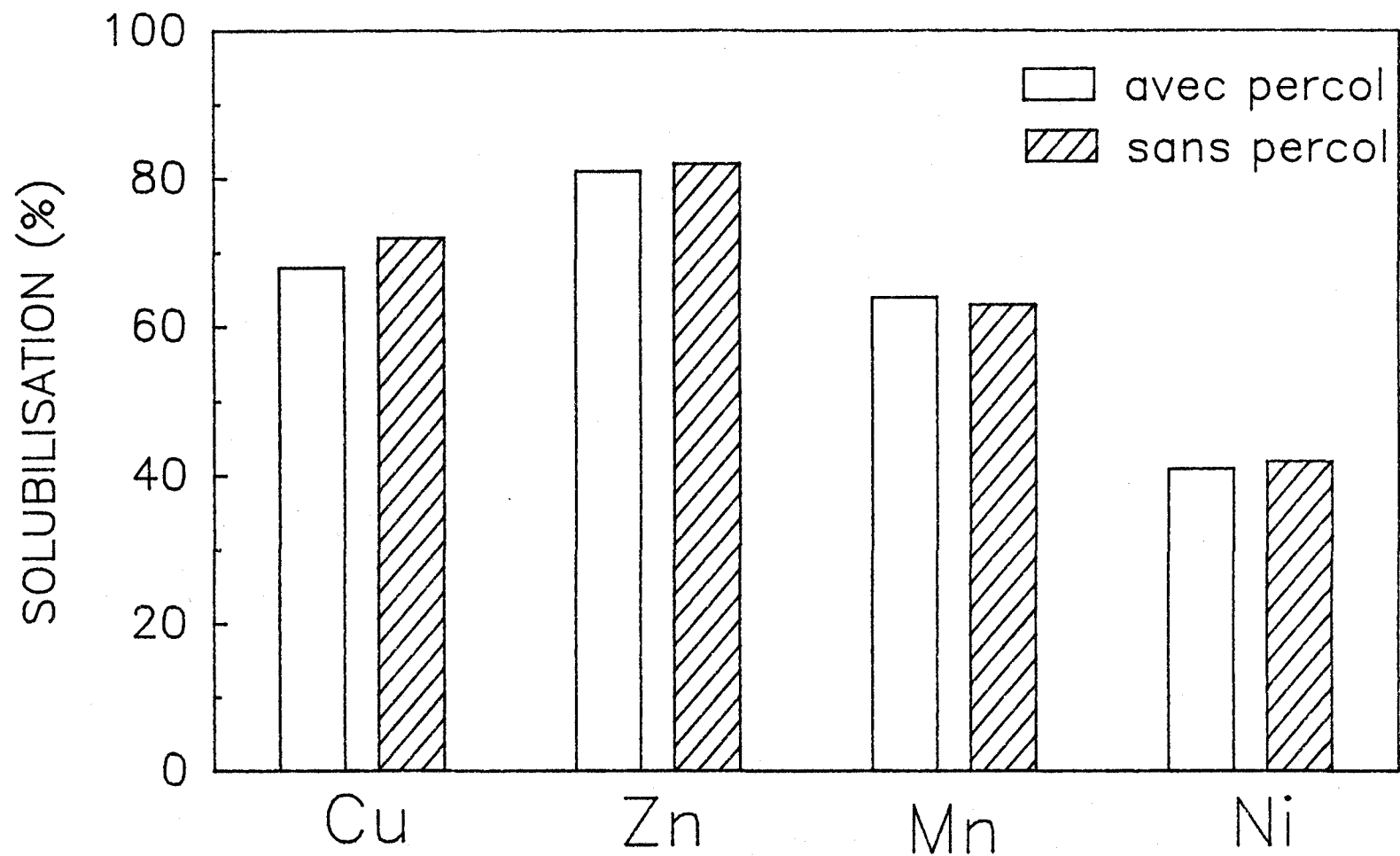


Figure 7.1: Comparaison entre la solubilisation des métaux d'essai en cuvée de 18 L, avec et sans percol.

REDUCTION DES SV (%)

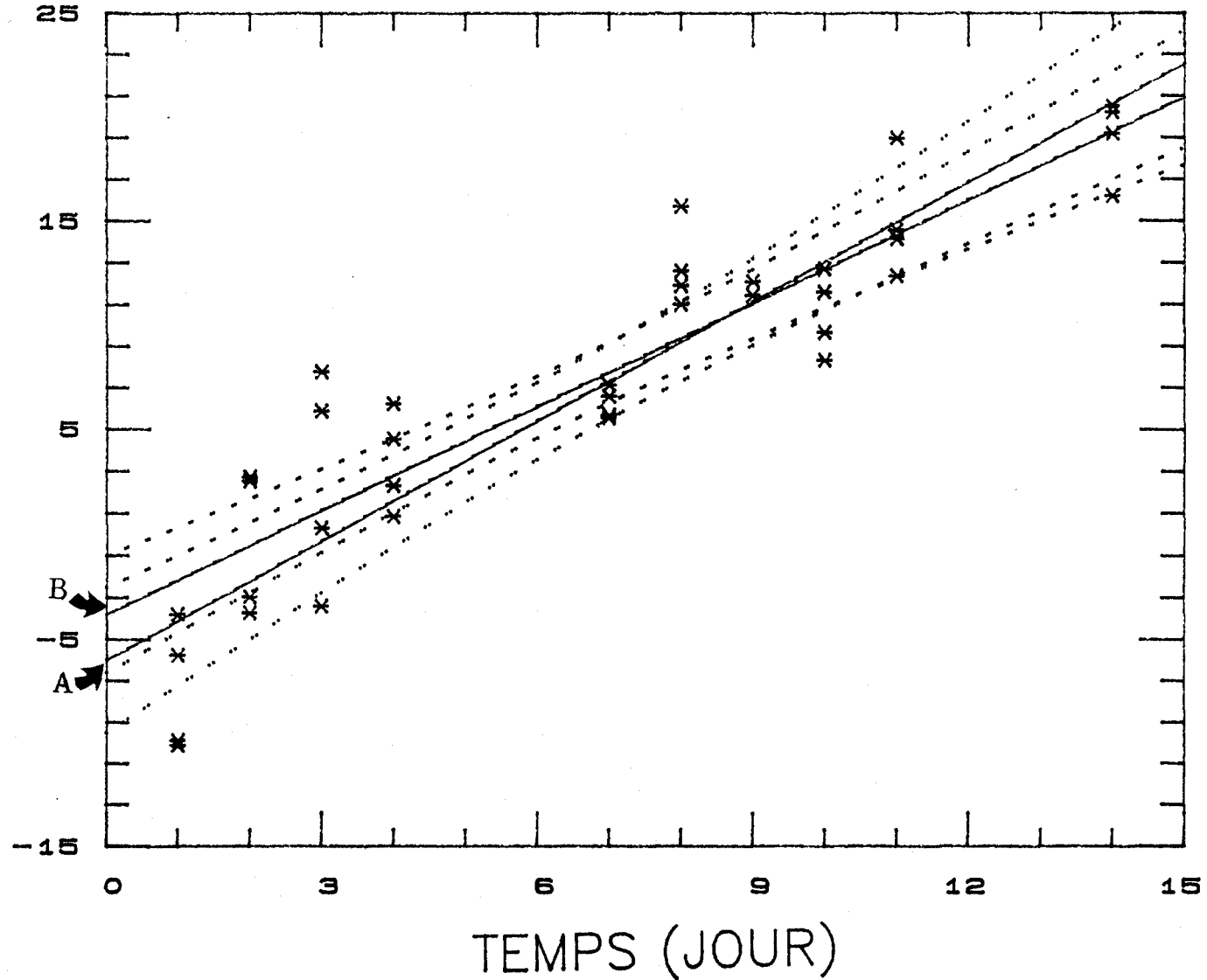


Figure 7.2: Régression entre la réduction des solides volatils et le temps pris pour digérer les boues de Beauceville avec percol (courbe A) et sans percol (courbe B).

volatils par rapport au début et correspond à ce changement d'activité biologique et à ce bri de pente (EPA, 1979a; 1984).

Une expérience de digestion en laboratoire a été faite sur les boues aérobies de Cowansville utilisées pour la solubilisation biologique en cuvée et dans le CSTR (voir chapitre 5). Un bécber de 2 L contenant les boues de Cowansville a été aérée pendant 21 jours avec 1 VVM d'air et les différents paramètres expérimentaux, dont la réduction des solides volatils, ont été suivies pendant cette période. Ces résultats sont présentées à l'annexe 26 et illustrés à la figure 7.3. D'après cette figure, il est possible de constater que l'activité bactérienne n'est pas stabilisée puisqu'il y a encore réduction des solides volatils et du pH. Les solides volatils sont réduits de 26% par rapport au début, et le pH subit une diminution de 2,4 unités. Après 16 jours de digestion il y a plafonnement de la réduction des solides volatils et du pH. À ce moment, la digestion est complétée. Ceci indique clairement que la digestion n'était pas complète à l'usine puisqu'il y a eu une activité microbiologique intense pendant ces 16 jours (réduction de pH et des solides volatils).

Suite à ces résultats, afin d'évaluer l'influence de l'état de digestion des boues sur la solubilisation biologique, des expériences de solubilisation en cuvée de 18 L ont été menées avec des boues de Cowansville dont la digestion a été complétée en laboratoire. Ces boues (30 L) ont subi une aération à 0,5 VVM pendant une période de 17 jours. Puis la solubilisation biologique a été effectuée dans deux réacteurs en cuvée de 18 L. Les résultats concernant ces deux essais en cuvée sont présentés aux annexes 27. La figure 7.4 présente la comparaison pour la solubilisation des métaux au jour 2, entre les essais en cuvée de 18 L dont la digestion a été complétée en laboratoire et un essai en cuvée de 30 L, avec des boues provenant directement de l'usine. Ces boues avaient donc subi qu'un stockage en aérobiose pour toute digestion. D'après la figure 7.4, il n'y a pas de différence notable en terme de % de solubilisation des métaux entre les boues ayant subi qu'un stockage en aérobiose et les boues dont la digestion a été complétée en laboratoire. Pour le Cu et le Zn, les pourcentages de solubilisation sont égaux dans les deux types de boues. Seul le Mn est un peu plus solubilisé dans les boues ayant subi un stockage en aérobiose.

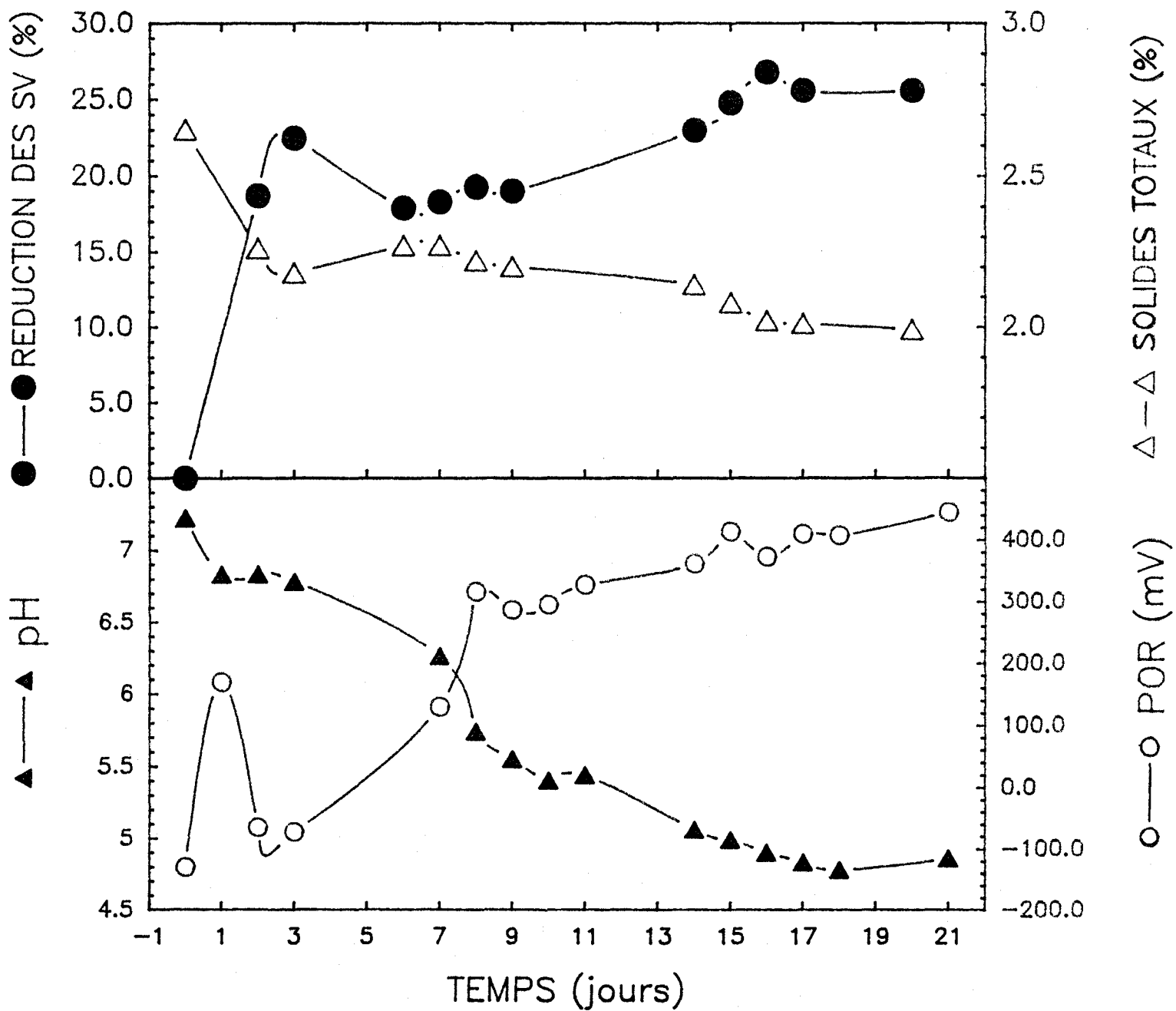


Figure 7.3: Digestion effectuée en laboratoire des boues de Cowansville (T = 20°C).

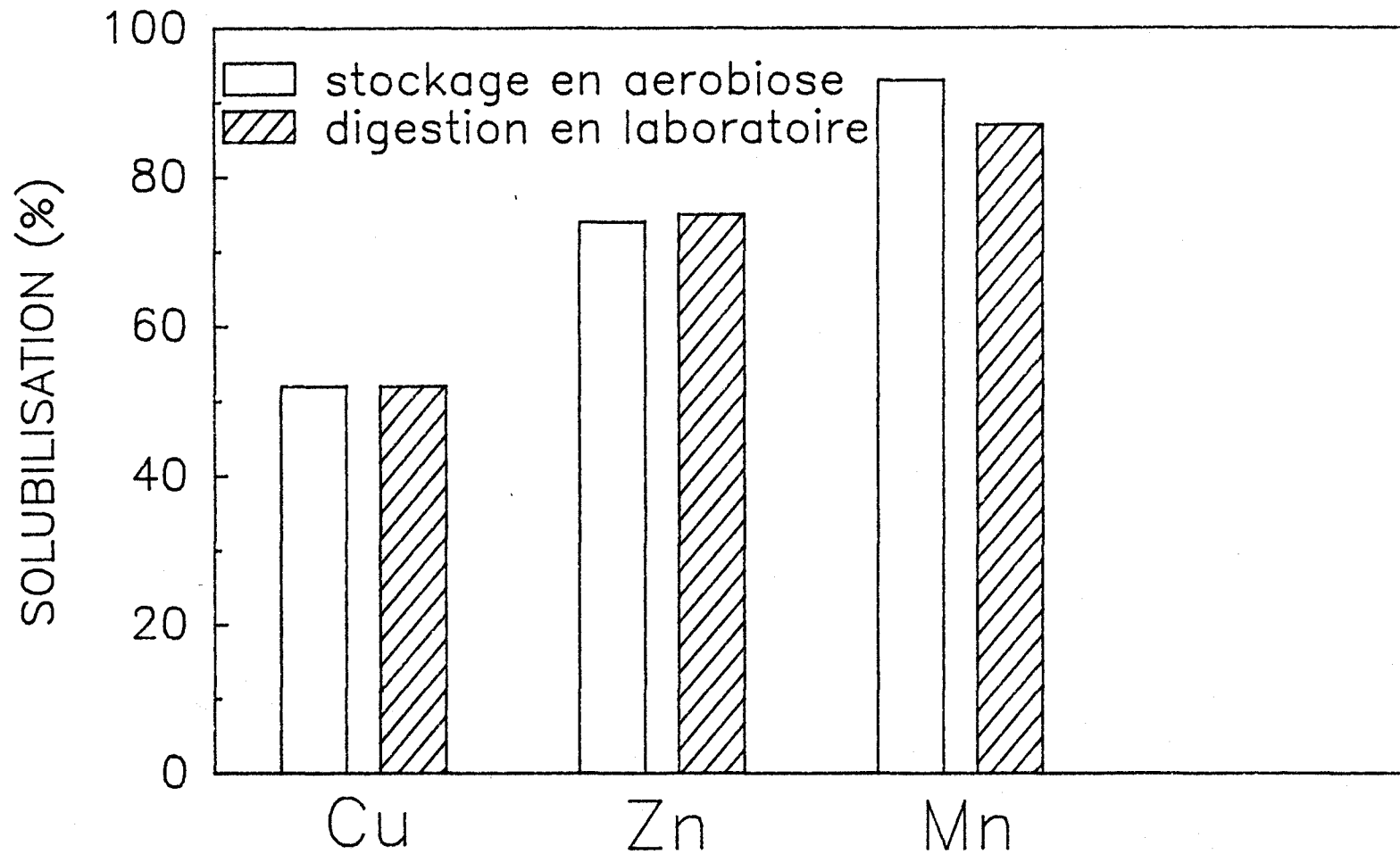


Figure 7.4: Comparaison entre la solubilisation du Cu, Zn et Mn en cuvée, avec des boues dont la digestion a été complétée en laboratoire et des boues n'ayant subi qu'un stockage en aérobiose (boues de Cowansville).

Donc il ne semble pas dans ce cas que l'état de digestion des boues affecte grandement le procédé de solubilisation biologique. La digestion aérobie des boues n'affecterait donc pas beaucoup les caractéristiques des boues en regard de la disponibilité des métaux pour le procédé de solubilisation biologique.

7.2.4 Effet de la déphosphatation sur le procédé de solubilisation biologique

Des essais faits dans le CSTR à 0,75 et 1,5 jours avec des boues provenant d'une déphosphatation au FeCl_3 (Cowansville) ont été comparés aux essais dans le CSTR à 1 jour avec des boues n'ayant subi aucun procédé de déphosphatation (Haute-Bécancour). Les résultats sont indiqués au tableau 7.1. Dans les deux types de boues, les teneurs en Cu et en Zn sont semblables alors que le Mn est contenu en plus grande quantité dans les boues de Cowansville (le double). À l'examen de ce tableau, il apparaît que les pourcentages de solubilisation à $\bar{t}=1$ jour pour le Cu et le Zn obtenus avec les boues n'ayant subi aucun traitement de déphosphatation sont plus élevés qu'avec les boues provenant d'une déphosphatation au FeCl_3 à $\bar{t}=0,75$ jour et $\bar{t}=1,5$ jours. Pour le Mn, les résultats obtenus sont inférieurs avec les boues de la Haute-Bécancour (sans déphosphatation). Il faut toutefois noter que la faible teneur de cet élément dans ces boues par rapport au boues de Cowansville pourrait expliquer ces plus faibles rendements. Donc peu importe le temps de séjour, les rendements sont supérieurs (Cu et Zn) avec les boues n'ayant subi aucun traitement de déphosphatation; i.e. 54% du Cu et 77% du Zn solubilisés dans les boues déphosphatées au FeCl_3 par rapport à 68% du Cu et 82% de Zn dans les boues n'ayant pas subi de déphosphatation. Le pH et le POR moyens obtenus à 1,5 jours avec les boues de Cowansville sont semblables à ceux obtenus avec les boues de la Haute-Bécancour à 1 jour, soit un pH moyen = 2,70 et un POR moyen = 503 mV dans le premier cas par rapport à 2,62 et 481 mV dans le second cas. Donc malgré les conditions expérimentales semblables, les pourcentages de solubilisation sont plus élevés avec les boues de la Haute-Bécancour. Ce fait peut appuyer l'hypothèse que Cu et Zn seraient peut-être moins disponibles dans les boues ayant subi une déphosphatation au FeCl_3 . Les résultats des boues à l'alun (Beauceville) se comparent moins bien car le pH dans ce cas est élevé (3,20) et peut expliquer la faible solubilisation du Cu.

Par conséquent, les résultats obtenus pour Cu et Zn avec des boues déphosphatées à l'alun sont également inférieurs à ceux trouvés avec des boues n'ayant subi aucun traitement de déphosphatation. Dans ce cas, un épuisement du substrat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) est probable avec $\bar{t} = 1,5$ jours.

Donc la déphosphatation affecterait les rendements du procédé de solubilisation. Malgré tout, les pourcentages obtenus avec les boues provenant d'un procédé de déphosphatation au FeCl_3 sont suffisants pour assurer une décontamination adéquate des boues. Et possiblement une déphosphatation à l'alun affecterait de façon plus importante le procédé de solubilisation qu'une déphosphatation au FeCl_3 car il est possible que la plus grande teneur en fer des boues au FeCl_3 favorise Thiobacillus ferrooxidans.

En résumé, l'ajout de percol ne semble pas avoir d'influence sur la digestion des boues et sur la solubilisation des métaux contenus dans les boues. De même l'état de digestion des boues n'a pas affecté le procédé de solubilisation des métaux. Le procédé de déphosphatation, quant à lui, amènerait certains changements dans les caractéristiques physico-chimiques des boues. Et ces changements réduisent la solubilisation biologique des métaux contenus dans les boues. Il est probable que la formation des précipités de phosphate affecte la spéciation des métaux, il y aurait un emprisonnement physique du cuivre et du zinc dans les précipités les rendant insolubles. Le Mn semble réagir de façon contraire. Il serait donc préférable d'opérer la déphosphatation dans un bassin en aval du traitement secondaire afin de produire une boue chimique provenant de la déphosphatation et ainsi de garder la boue du secondaire exempte d'ajout de produit chimique. Cependant si cette solution se révèle impossible au niveau économique, le procédé de solubilisation se révèle tout de même capable de décontaminer les boues contenant des précipités de phosphates sans pour autant enlever l'aluminium. L'usage du chlorure ferrique nous semble cependant plus adéquat puisqu'il constitue un substrat pour les thiobacilles.

Tableau 7.1: Comparaison entre la solubilisation du Cu, Zn et Mn dans un CSTR sur les boues de Cowansville et Beauceville ayant subi une déphosphatation au FeCl₃ et à l'alun respectivement et celles de la Haute-Bécancour n'ayant subi aucune déphosphatation.

Métaux	Boues de Beauceville (traitement de déphosphatation à l'alun)		Boues de Cowansville (traitement de déphosphatation au FeCl ₃)				Boues de la Haute-Bécancour (sans déphosphatation)	
	$\bar{t} = 1,5$ jours		$\bar{t} = 0,75$ jour		$\bar{t} = 1,5$ jours		$\bar{t} = 1$ jour	
	Solubilisation moyenne (%)	Concentration initiale (mg/kg boue sèche)	Solubilisation moyenne (%)	Concentration initiale (mg/kg boue sèche)	Solubilisation moyenne (%)	Concentration initiale (mg/kg boue sèche)	Solubilisation moyenne (%)	Concentration initiale (mg/kg boue sèche)
Cu	39	257	52	1 024	54	1 266	68	1 406
Zn	68	410	62	540	77	513	82	520
Mn	94	2 079	77	1 340	94	1 255	63	519

CHAPITRE 8

**La séparation solide-liquide des boues traitées
et comparaison des résultats globaux**



8.1 OBJECTIFS DE CES EXPÉRIENCES

Une fois que les boues ont subi le traitement de solubilisation biologique, celles-ci doivent subir une séparation solide-liquide (voir figure 1.1 du chapitre 1). De plus, le procédé de solubilisation se faisant en milieu acide (pH = 4), la boue (décontaminée) et le surnageant (contenant les métaux) doivent être neutralisés. Le solide ou gâteau de boue décontaminée, doit être neutralisée à pH = 7 avec de la chaux pour être utilisé en agriculture. Le liquide qui est le surnageant contenant les métaux solubilisés subit une neutralisation à la chaux (pH = 10). Cette neutralisation provoque la précipitation de métaux qui sont alors déshydratés pour former un résidu métallique ($\approx 50\%$ de solides totaux).

Dans ce chapitre, les caractéristiques des différents types de boues, en regard de leurs facilités à se déshydrater, seront étudiées, de même que divers modes de séparation. Le devenir des métaux suite à la séparation solide-liquide, est également suivi aux différents temps de séjour avec les boues de Cowansville, Beauceville et de la Haute-Bécancour. Enfin, la quantité de chaux requise pour neutraliser les boues solides et le surnageant contaminé est évaluée ainsi que les caractéristiques des résidus métalliques formés.

8.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

8.2.1 Essais de filtrabilité

Les essais de filtrabilité faits avec du Percol 757 (polyacrylamide cationique) sur les boues traitées permet la détermination du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$) (voir section 2.5.8 du chapitre 2). Cet indice de filtrabilité $r_{0,5}$ obtenu à partir des tests de filtration permet de prédire, à partir de la littérature, quelle technologie est applicable pour la séparation solide-liquide des boues, de même que d'évaluer la nécessité d'ajouter du polymère pour aider à la filtration des boues. Plus l'indice $r_{0,5}$ est faible, plus les boues sont faciles à filtrer.

Les résultats concernant les calculs des coefficients de résistance spécifique des boues de Cowansville, de Beauceville et de la Haute-Bécancour sont présentés aux annexes 28, 29, 30.

Les figures 8.1, 8.2 et 8.3 illustrent les coefficients de résistance spécifique trouvés en fonction des quantités de polymère utilisées lors des différents essais pour les boues de Cowansville, Beauceville et de la Haute-Bécancour. Le tableau 8.1, quant à lui, donne le pourcentage de solides totaux pour les différents essais.

Dans le cas des boues de Cowansville (voir figure 8.1), il apparaît clairement que les boues ayant subi le procédé sont plus faciles à filtrer que les boues naturelles. En effet, les $r_{0,5}$ obtenus dans le cas des boues naturelles sont plus élevés que dans le cas des boues ayant subi le procédé aux différents temps de séjour. De même, dans le cas des boues naturelles et lors du temps de séjour de 0,5 jour, l'augmentation de la dose de polymère facilite la filtration. Plus les boues sont difficiles à filtrer, plus cet effet est marqué. Ces conclusions sont semblables à celles trouvées dans le cas des boues anaérobies (Couillard et al., 1988d) où il semble qu'une détérioration des conditions dans le réacteur, comme par exemple au temps de séjour de 0,5 jour par rapport aux autres temps de séjour, augmente le coefficient de résistance spécifique. Enfin, le $r_{0,5}$ obtenu avec les boues traitées en cuvée est semblable aux boues traitées dans le CSTR à $\bar{t} = 0,75$ et 1,5 jours. Selon ces valeurs, l'ajout de polymère ne serait donc pas requis pour $\bar{t} = 0,75$ et $\bar{t} = 1,5$ en continu et en cuvée après 1,9 jours de traitement pour déshydrater les boues sur un filtre-pressé à plateaux car $r_{0,5}$ est plus petit que 8×10^{12} m/kg (Degrémont, 1978).

Pour les boues de Beauceville (voir figure 8.2), les $r_{0,5}$ obtenus en cuvée et à 1,5 jours dans le CSTR sont semblables. Sans ajout de polymère, les boues naturelles ont un coefficient beaucoup plus élevé, mais celui-ci diminue rapidement après l'ajout de 1 kg de polymère/tonne sèche de boue. Ici encore, le procédé ne devrait pas requérir l'ajout de polymère lors de la filtration par filtre-pressé à plateaux car le $r_{0,5}$ est plus petit que 8×10^{12} m/kg (Degrémont, 1978).

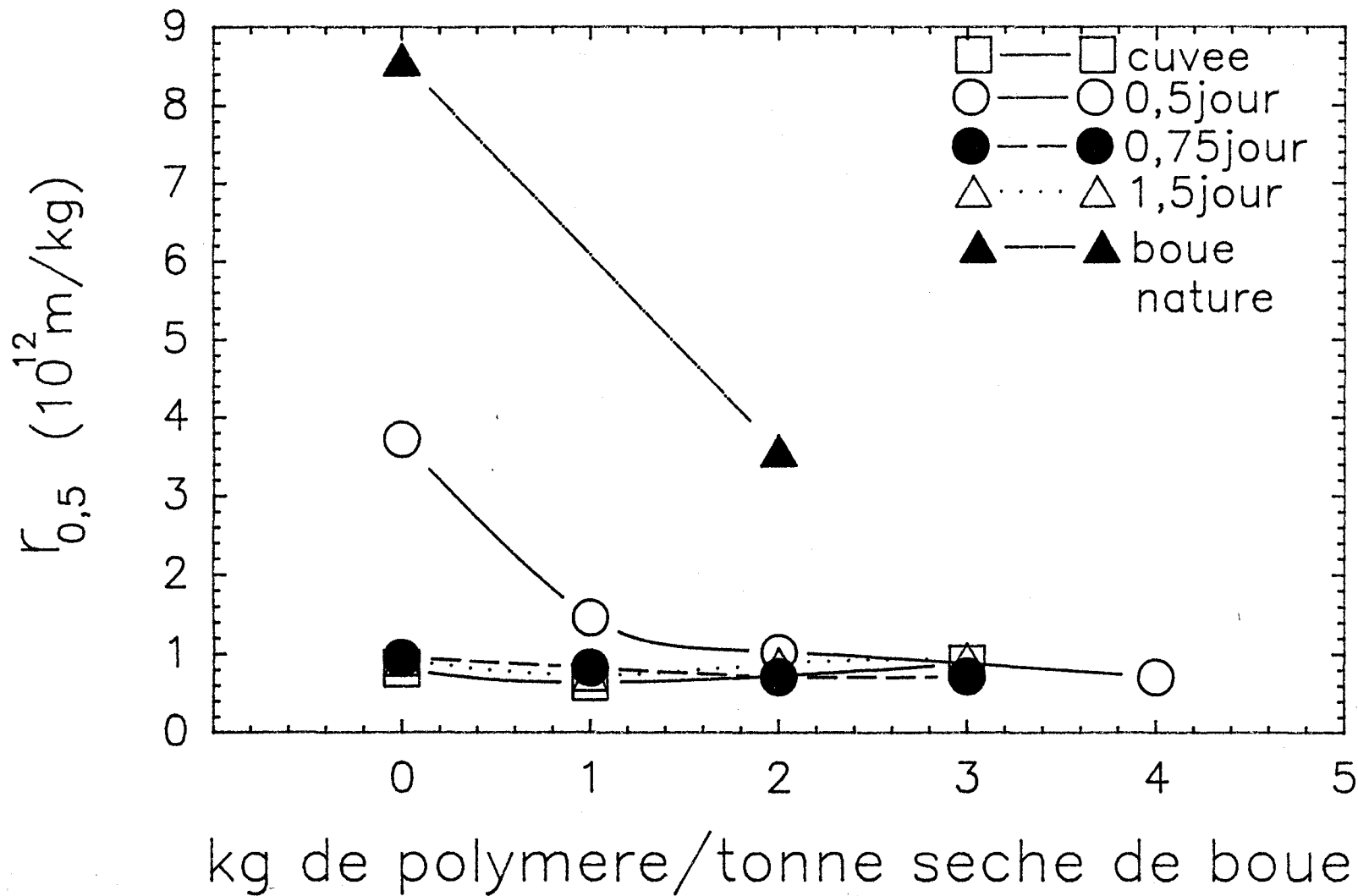


Figure 8.1: Coefficients de résistance spécifique ($r_{0,5}$) trouvés en fonction de la quantité de polymère ajoutée à différents temps de séjour dans le CSTR et en cuvette de 18 L, avec les boues de Cowansville.

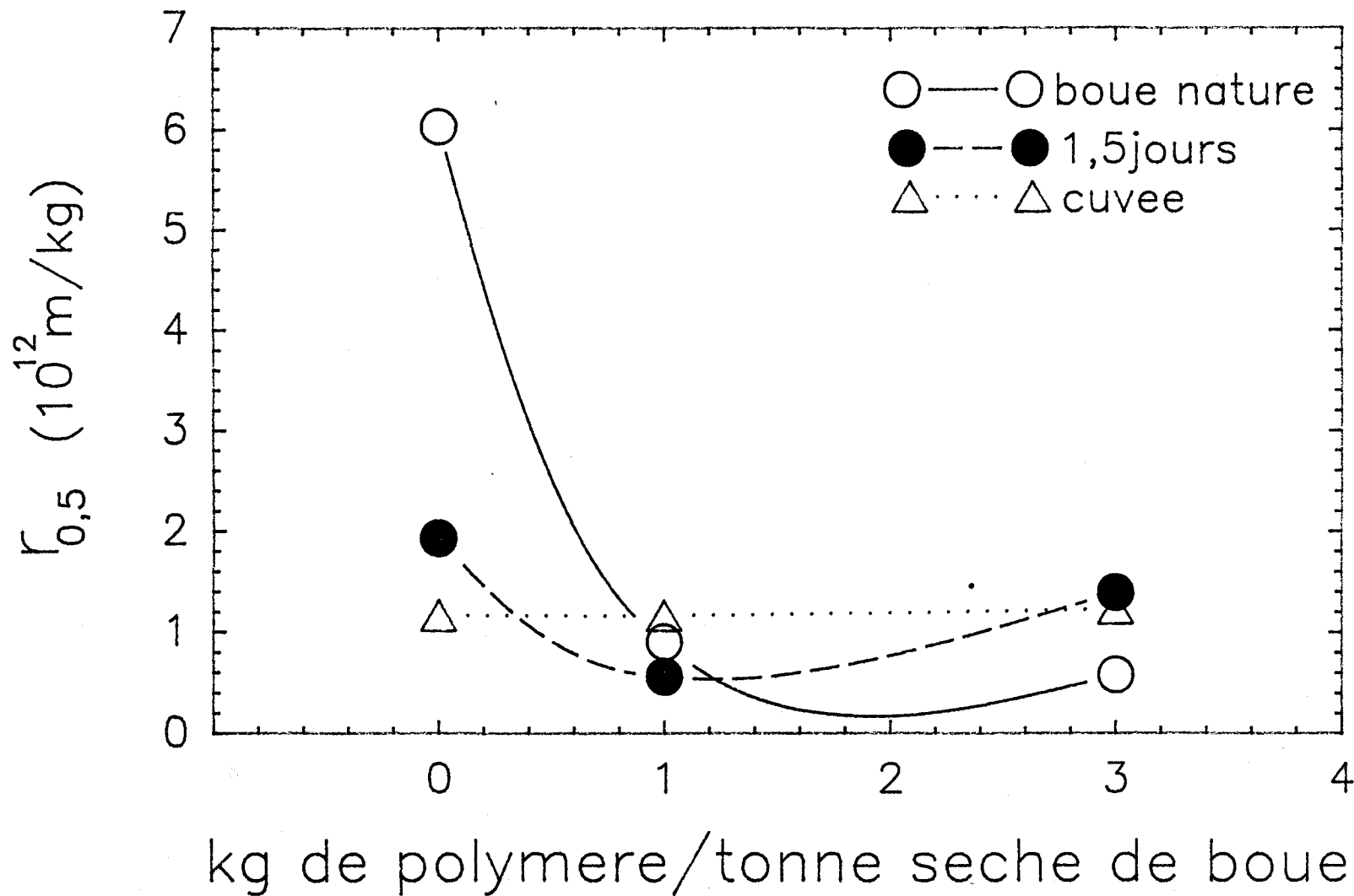


Figure 8.2: Coefficients de résistance spécifique ($r_{0,5}$) trouvés en fonction de la quantité de polymère ajoutée à 1,5 jours et en cuvée, avec les boues de Beauceville.

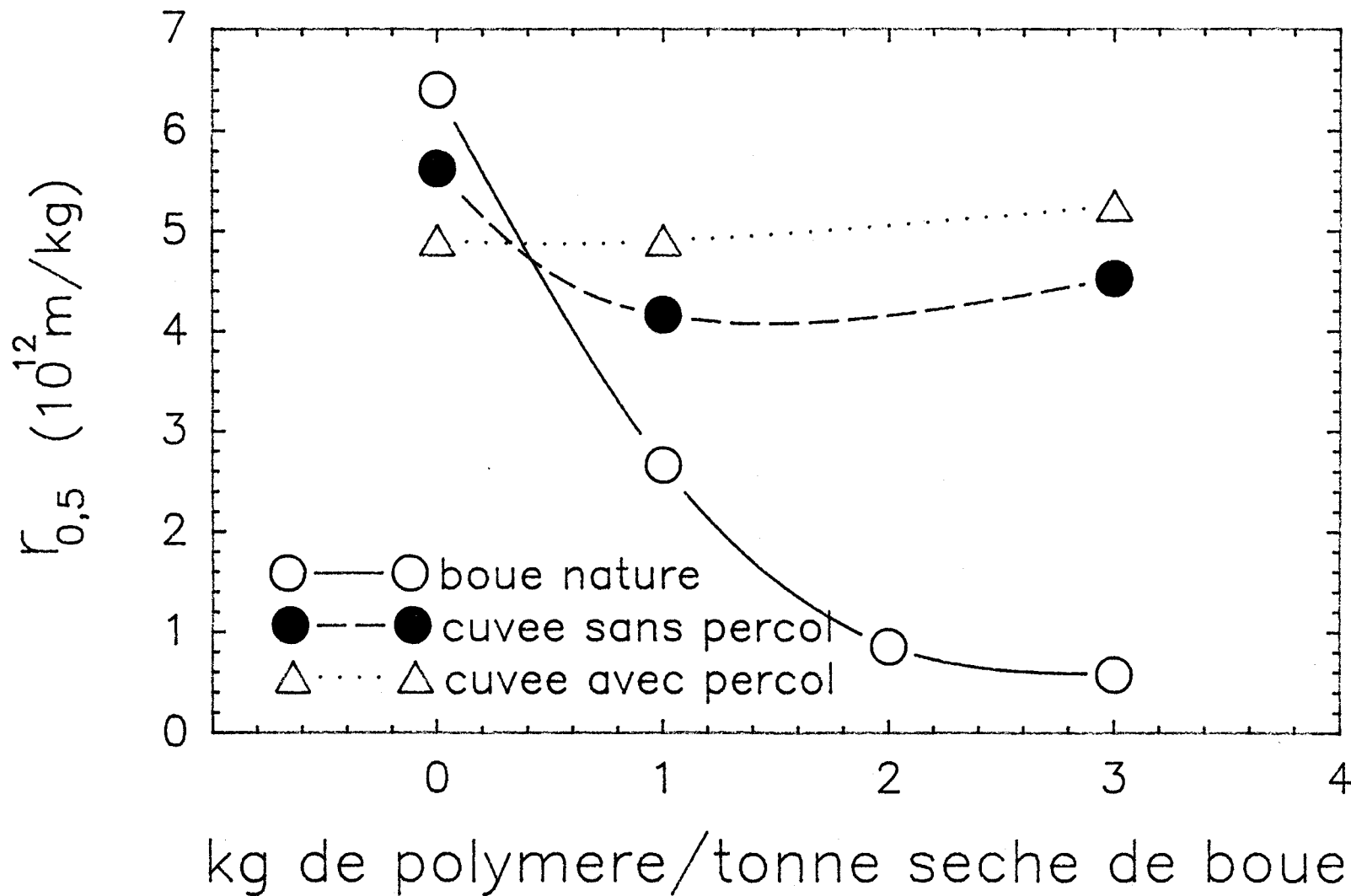


Figure 8.3: Coefficients de résistance spécifique ($r_{0,5}$) trouvés en fonction de la quantité de polymère ajoutée dans des cuvées avec et sans percol, avec les boues de la Haute-Bécancour.

Tableau 8.1: Pourcentage de solides totaux obtenus pour les différents essais dans les boues étudiées.

Type de boue	Type d'essai		% de solides totaux obtenu après 3 minutes de filtration		
			0*	1*	3*
Cowansville	continu	0,5 jour	15,5	26	28
		0,75 jour	24,8	25	24,6
		1,5 jours	23,6	23,3	23,1
	cuvée	18 L	26,1	24,4	24
Beauceville	continu	1,5 jours	18,7	20,9	20,6
	cuvée	30 L	22,8	23,2	----
Haute-Béancour	cuvée	18 L avec percol	16,1	17,6	16,2
		18 L sans percol	17,1	18,9	16,2

* (kg de polymère/t boue sèche)

Les boues de la Haute-Bécancour (voir figure 8.3) semblent beaucoup plus difficiles à filtrer. Les $r_{0,5}$, pour les boues ayant subi le procédé en cuvée, demeurent près de 5×10^{12} m/kg, soit des valeurs plus élevées que dans le cas des autres boues où des $r_{0,5}$ inférieurs à 2×10^{12} m/kg étaient obtenus. Pour les boues natures de la Haute-Bécancour, comme dans le cas des autres boues natures, l'ajout de polymère diminue le $r_{0,5}$. Pour les boues traitées, l'ajout de polymère n'a pas un effet très marqué et l'indice demeure sous la valeur critique de 8×10^{12} m/kg qui détermine la nécessité ou non d'ajouter du polymère (Degrémont, 1978) lors de la filtration dans un filtre-presse à plateaux.

À l'examen du tableau 8.1, il apparaît que la quantité de percol ajoutée a peu d'influence sur le contenu en solides totaux des boues filtrées lorsque le procédé fonctionne bien ($\bar{t} = 0,75$ et $1,5$ en continu et essais en cuvée). En fait, le pourcentage de solides totaux du gâteau de boue semble plutôt suivre le coefficient de résistance spécifique; plus celui-ci est élevé, plus le contenu en solides totaux du gâteau est faible. Ce qui est logique puisqu'un $r_{0,5}$ élevé indique que les boues sont plus difficiles à déshydrater. La teneur en solides totaux varie de 17,1% à 26,1% si seuls les essais qui représentent des conditions réelles d'opération sont considérés (i.e. tous les essais sauf 0,5 jour dans le CSTR et la cuvée avec percol). Lors d'essais réels sur des filtres-presse à plateaux avec une pression de quelques atmosphères (≈ 15), la teneur en solides totaux serait évidemment plus élevée et devrait varier entre 30 et 40% ST selon Perrin inc.

Mais dans tous les cas, l'indice de filtrabilité obtenu est inférieur à 8×10^{12} m/kg, rendant ainsi possible l'utilisation d'un filtre-presse à plateaux sans ajout de polymère pour la séparation solide-liquide des boues (Degrémont, 1978). Ce point est important pour la faisabilité économique du procédé puisque l'ajout de polymère aurait représenté un coût non négligeable, soit 16,50 \$CAN/tonne sèche de boues traitées pour l'ajout de 3 kg de percol 757. C'est également une économie par rapport à la déshydratation pratiquée dans les usines de traitement des eaux avec les filtres-presses à bandes presseuses après la digestion des boues, où alors, de 3 à 5,8 kg de polymère doivent être

ajoutés par tonne de boue sèche (Station de la Haute-Bécancour et de Cowansville).

8.2.2 Mode de séparation solide-liquide

Une fois les métaux solubilisés par le traitement biologique, un mode de séparation solide-liquide permettra de séparer le surnageant contenant les métaux solubles des boues décontaminées.

Dans ses travaux, Mercier (1988) avait trouvé que la décantation est un mode de séparation inefficace pour séparer le surnageant contaminé des boues. Le temps requis pour la décantation étant trop long, les métaux (surtout le Cu) reprécipitaient. La séparation par filtration sous vide nécessiterait au moins 3% de solides totaux au départ (EPA, 1979a). En général, les solides totaux dans le réacteur se situent plutôt en-dessous de 3%. Des essais sur un filtre sous vide à tambour seraient requis pour établir la possibilité d'utiliser cette technique.

Des essais de centrifugation ont été faits avec les boues de la Haute-Bécancour et Cowansville, en cuvée et en CSTR. Les résultats bruts sont décrits aux annexes 31. Les figures 8.4 et 8.5 illustrent ces essais avec le pourcentage de solides totaux obtenu en fonction de la force centrifuge relative (g) appliquée pendant une période de 10 minutes. Selon ces figures, il est possible d'appliquer la centrifugation comme mode de séparation solide-liquide. La figure 8.4 démontre qu'il y a une augmentation d'au maximum 1% (13% vs 12%) de la siccité du gâteau de boues formé lors de la centrifugation si le percol est ajouté au début du traitement en cuvée (3.2 kg percol par tonne de boue sèche). Il est très important de noter que ce percol a donc subi 1,9 jours de traitement. Dans cette cuvée avec percol, le gâteau formé a une siccité de 12,8% si une force de 2 000 g est appliquée, et de 13,7 % si la force est de 3 000 g. Des essais d'ajout de percol lors de la centrifugation ont aussi été faits. De l'annexe 31, il ressort que les solides totaux moyens obtenus sans ajout de percol (lors de la centrifugation) sont de $12,27\% \pm 1,13$ alors que cette valeur est de $12,23 \pm 1,03$ lors de l'ajout de 3 kg de percol 757 par kg de boue sèche. Ceci semble démontrer que l'ajout de percol n'a pas amélioré la centrifugation des boues lorsque cet ajout fut pratiqué lors de la centrifugation.

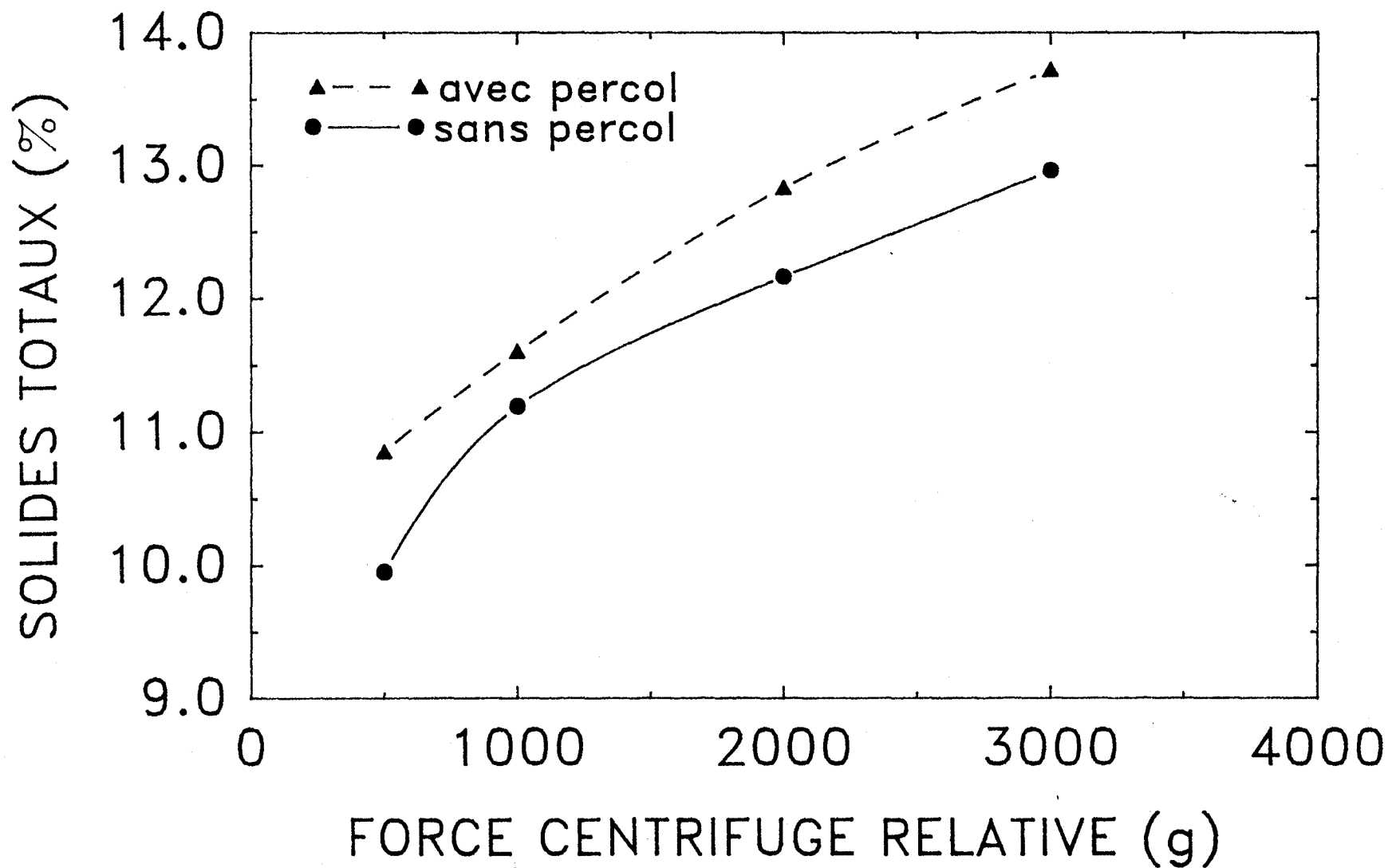


Figure 8.4: Contenu en solides totaux obtenu suite à l'application de différentes forces centrifuges avec les boues de la Haute-Bécancour, en cuvée de 18 L avec (ajout lors du procédé donc 1,9 jours avant la centrifugation) et sans percol, pendant une période de 10 minutes.

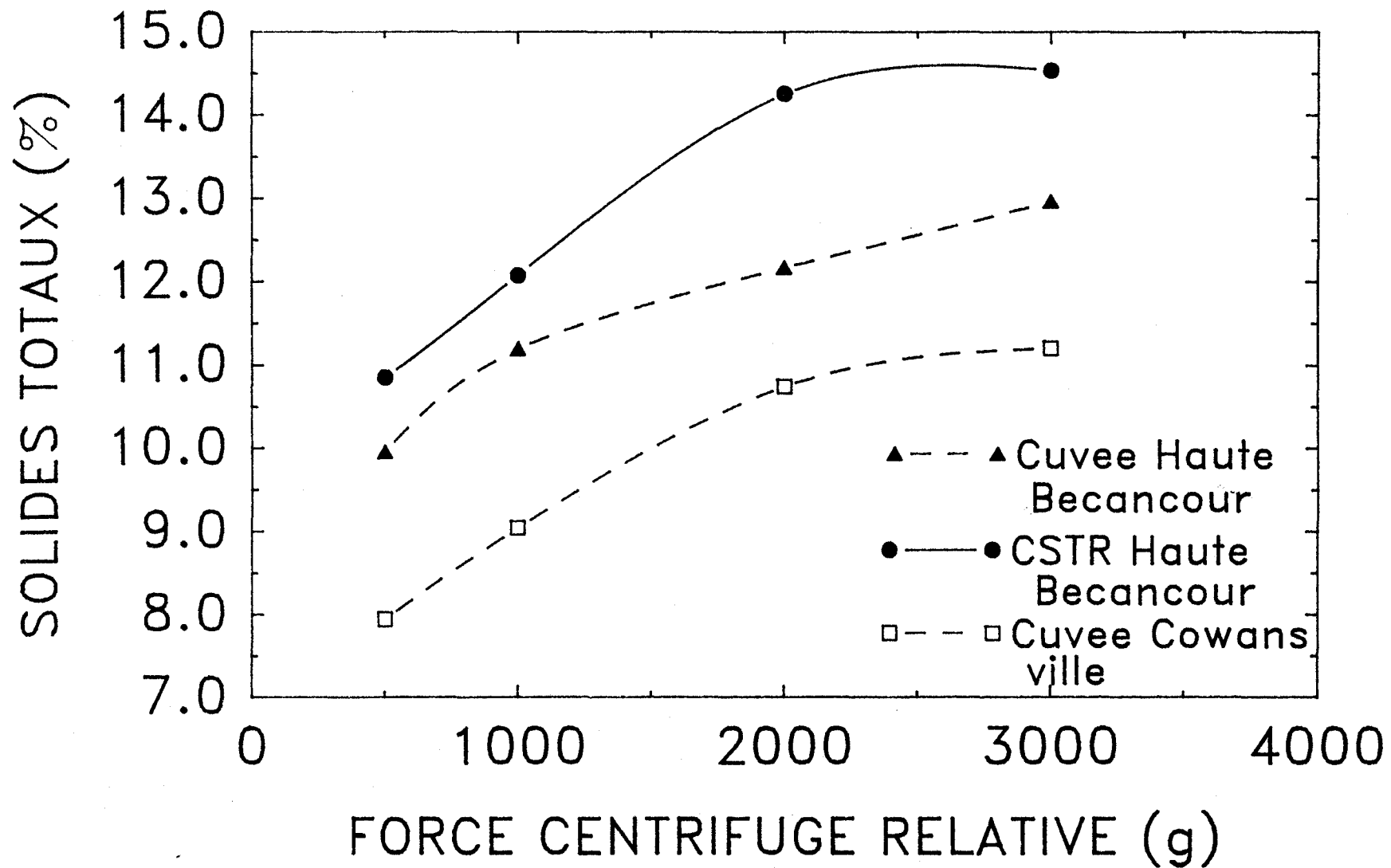


Figure 8.5: Contenu en solides totaux obtenu suite à l'application de différentes forces centrifuges avec les boues aérobies, pendant une période de 10 minutes, sans ajout de polymère.

Les boues de Cowansville traitées en cuvée seraient beaucoup plus difficiles à déshydrater lors des essais de centrifugation que les boues de la Haute-Bécancour (voir figure 8.5). En effet, dans ce cas et à 3 000 g, 11% de solides totaux peuvent être obtenus alors qu'avec les boues de la Haute-Bécancour, 12,9% sont obtenus avec le même type de réacteur et 14,5% avec un CSTR. Les boues traitées en continu dans un réacteur de type CSTR ont, en effet, une plus forte siccité de gâteau de boue formé de 1 à 2%. Wong et Henry (1984a) ont obtenu avec des essais de centrifugation sur des boues anaérobies traitées, avec une force appliquée de 3 000 g, 19,8% de solides totaux dans le gâteau de boue formé. Mais le temps d'application de la force n'est pas indiqué.

Donc, la séparation par centrifugation est possible et des gâteaux d'une siccité variant de 11 à 14,5% de solides totaux ont pu être formés avec des boues aérobies ayant subi le procédé de solubilisation biologique, lorsqu'une force de 3 000 g est appliquée pendant 10 minutes. Le type de réacteur utilisé lors de l'application du procédé de solubilisation biologique, de même que les caractéristiques de la boue comme tel, n'ont pas entraîné de différences de plus de 2% de solides totaux dans le gâteau de boue formé. Globalement, la centrifugation donne de moins bons résultats que la filtration pour ce qui est du pourcentage de solides totaux obtenu.

8.2.3 Essais de neutralisation

Suite à la séparation solide-liquide des boues traitées, la neutralisation du surnageant et du gâteau de boue formé est requise. Le gâteau de boue qui est à pH = 2.5 à 3.0 doit être neutralisé jusqu'à pH = 7 afin de pouvoir être disposé sur les terres agricoles. De même, le surnageant contaminé sera neutralisé jusqu'à pH = 10 afin de précipiter les métaux solubilisés. Les quantités de chaux (CSTR à $\bar{t} = 0,75$ jour, boue de Cowansville (FeCl_3)) utilisées sont indiquées au tableau 8.2; soit 0,049 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{g}$ boue sèche pour le surnageant contaminé et 0,047 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{g}$ boue sèche pour les boues.

8.2.4 Caractéristiques du résidu métallique formé

Les résultats concernant le résidu métallique formé (CSTR à $t = 0,75$ jour, boue au FeCl_3 de Cowansville) sont indiqués à l'annexe 32. Le tableau 8.3 indique

Tableau 8.2: Quantité de chaux requise pour neutraliser les boues et le surnageant (CSTR à $\bar{\tau} = 0,75$ j sur les boues de Cowansville contenant du FeCl_3).

	pH initial	pH final	Quantité de Ca(OH)_2 (g/g de boue sèche)
Surnageant contaminé	4	10	0,049
Gâteau de boue	4	7	0,047

Tableau 8.3: Caractéristiques du résidu métallique produit (CSTR à $\bar{t} = 0,75j$ sur les boues de Cowansville contenant du $FeCl_3$).

Quantité de résidu métallique produite à partir de 30 L de surnageant contaminé (g): 24,16

	Cu	Zn	Mn	Pb	Al	Cd	Ni	Cr	Fe
Résidu métallique ($mg \cdot kg^{-1}$ boue sèche)	29 492	14 786	23 500	91	20 600	64	1 304	48	318 571
(%)	2,94	1,48	2,35	--	2,06		0,2		31,86

les caractéristiques du résidu métallique formé. La quantité de résidu produite à partir de 30 L de surnageant contaminé est 24,16 g. Donc, 0,805 g/L sont produits, ce qui équivaut à 0,04 t/t boue traitée sèche ou 40 kg/t boue traitée sèche. Ce résidu est principalement composé d'hydroxyde de fer (présumé sous forme ferrique), soit près de 60,8% $\text{Fe}(\text{OH})_3$. La décantation du résidu métallique semble très bien se faire. Après 30 minutes dans un volume de 1L, 100 mL sont déposés. La concentration en solides totaux atteinte est de 1,02%. Ce qui indique qu'un filtre-pressé à plateaux pourra alors être utilisé après 30 minutes de décantation, puisqu'un minimum de 1% de solides totaux est requis pour alimenter un filtre-pressé à plateaux. Ce résidu métallique sera déshydraté jusqu'à une concentration de près de 50% en solides totaux.

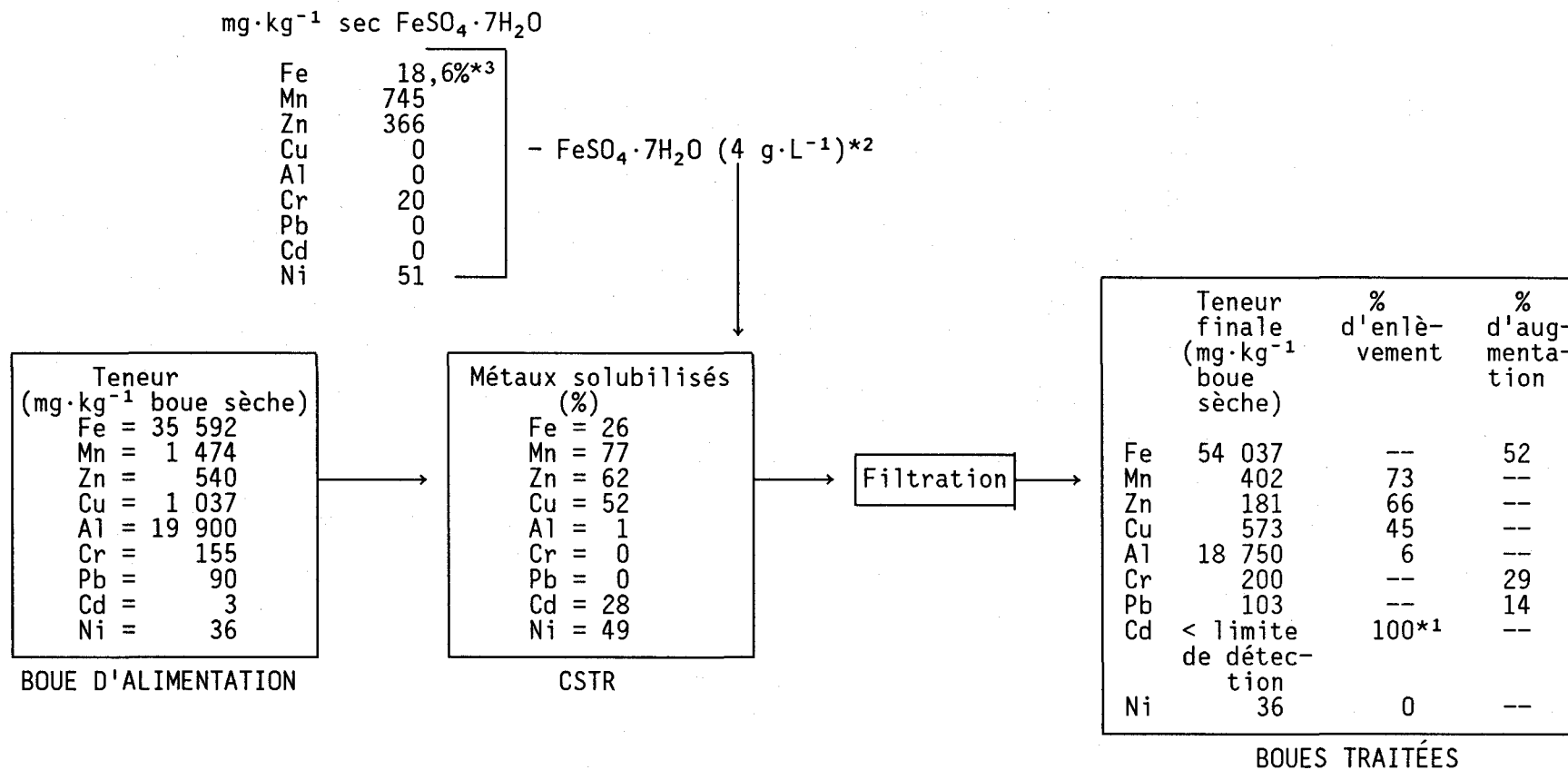
Le surnageant provenant de la séparation solide-liquide sera retourné en tête de station où il sera dilué par facteur de 100. Les teneurs en Cu et Pb passent à 0,007 et 0,01 mg/L (voir annexe 32b). Étant donné que les valeurs toxiques pour la boue activée sont de $1,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cu et $0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Pb (Couillard, 1990; 1988c), le procédé d'épuration ne devrait pas être affecté par ce retour en tête de station.

8.2.5 Suivi des métaux lors de la filtration

Les figures 8.6 à 8.13 illustrent le suivi des métaux après filtration qui furent effectués avec les boues de la Haute-Bécancour, Cowansville et Beauceville aux différents temps de séjour. Les résultats bruts sont présentés aux annexes 33 à 35. Ces suivis permettent de connaître le devenir des métaux tout au long du procédé.

8.2.5.1 Suivi des métaux pour les boues provenant d'une déphosphatation au FeCl_3 (Cowansville)

D'après les analyses effectuées à 0,75 jour (voir figure 8.6), à peu près tout le Cu, Zn et Mn solubilisé dans le réacteur est enlevé lors de la filtration. Il n'y aurait donc pas de re-précipitation de ces éléments lors de la filtration. Le Fe pour sa part a un comportement différent. En effet, la quantité de Fe soluble retrouvée dans le réacteur aurait dû être plus élevée, étant donné les 744 mg/L solubles ajoutés avec le substrat (le $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$

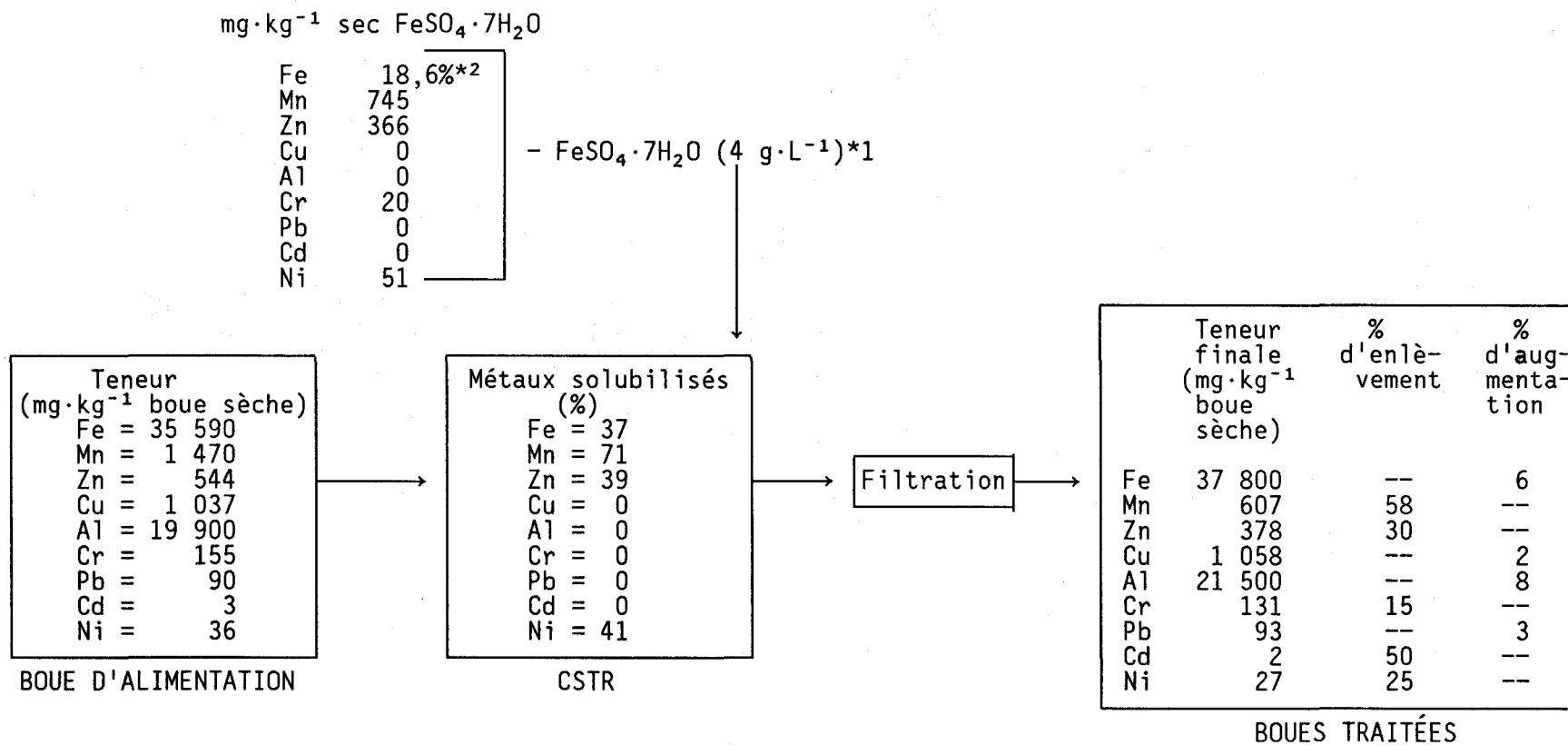


*¹ = la teneur est très faible

*² = le substrat amène 2,98 mg Mn L⁻¹, 1,46 mg Zn L⁻¹ et 0,20 mg Ni·L⁻¹ et 800 mg Fe·L⁻¹ de boue en traitement.

*³ = Le fer est en % car il s'agit du substrat.

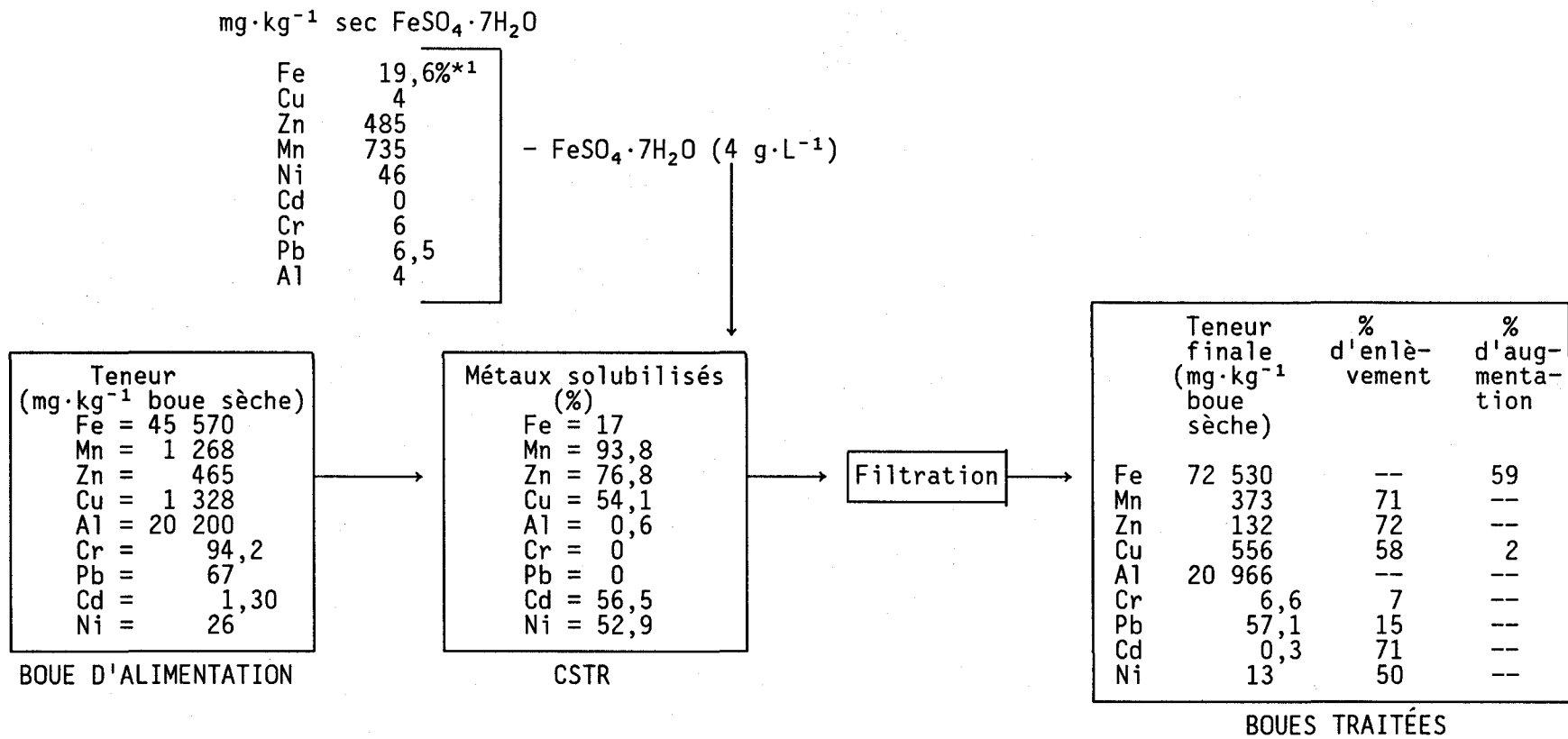
Figure 8.6: Suivi des métaux effectué à 0,75 jour dans le CSTR sur les boues de Cowansville, après une filtration sous vide.



*1 = le substrat amène 759 mg Fe L⁻¹, 2,98 mg Mn L⁻¹, 1,45 mg Zn L⁻¹ et 0,20 mg Ni·L⁻¹

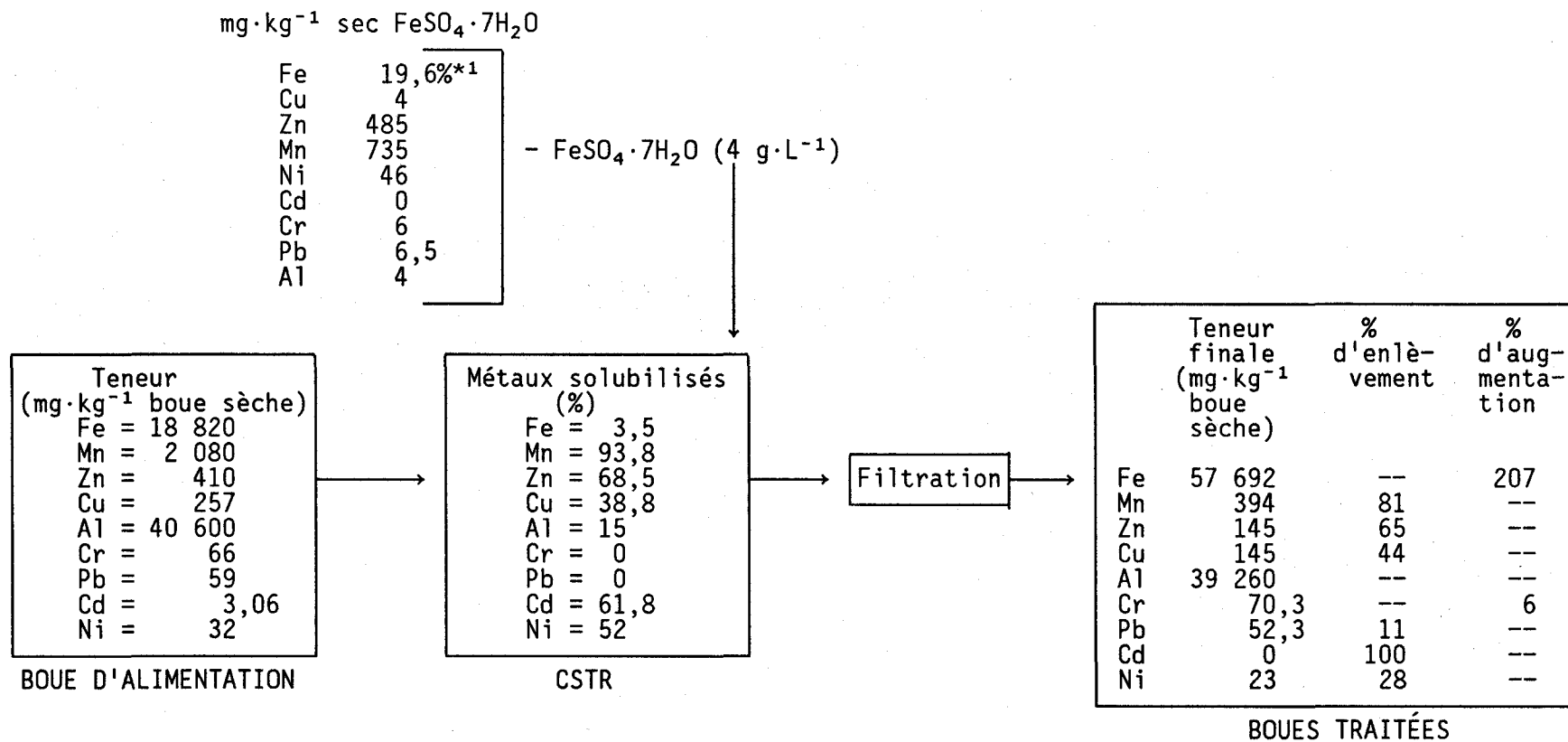
*2 = Le fer est en % car il s'agit du substrat.

Figure 8.7: Suivi des métaux effectué à 0,5 jour dans le CSTR sur les boues de Cowansville, après une filtration sous vide.



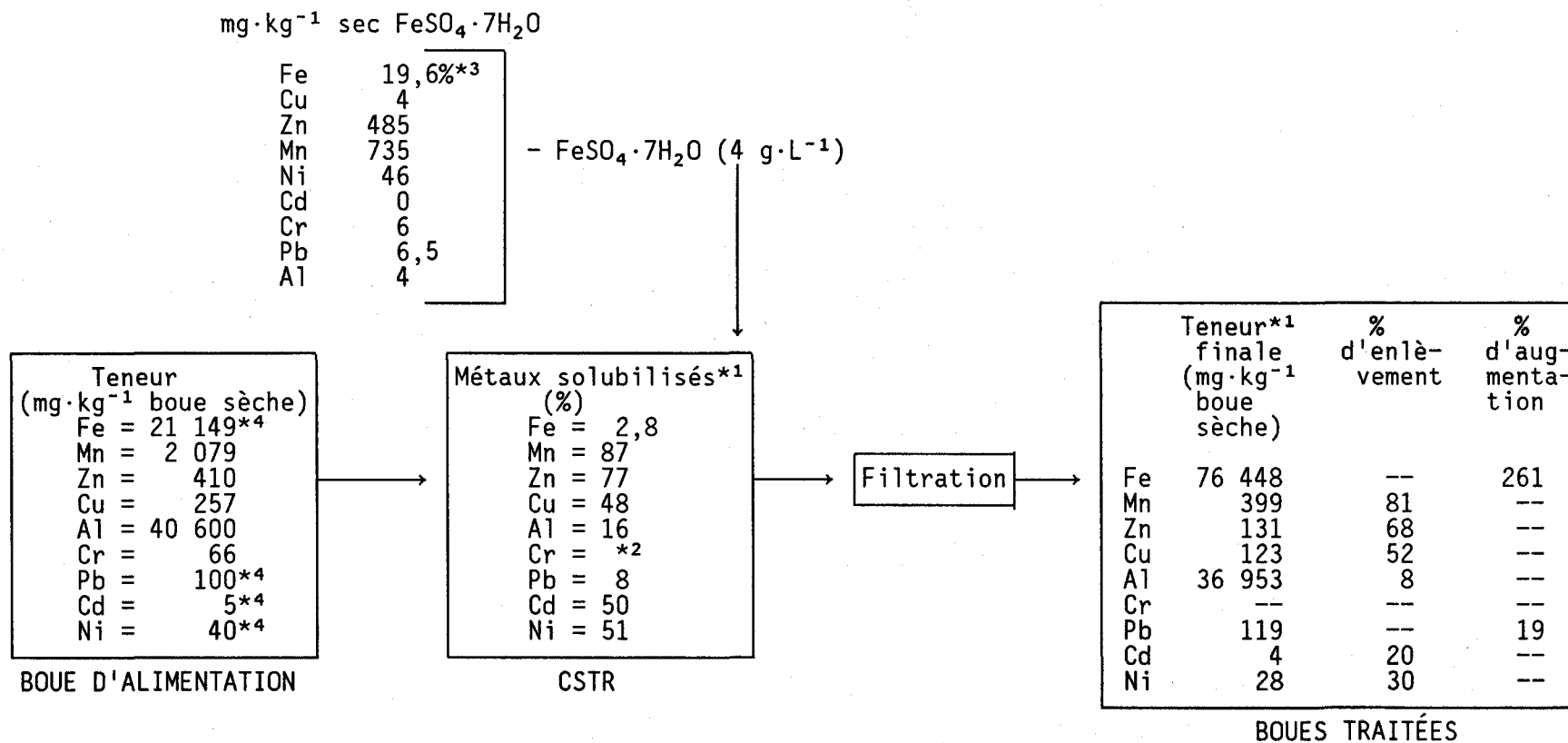
*1 = Le fer est en % car il s'agit du substrat.

Figure 8.8: Suivi des métaux effectué à 1,5 jours dans le CSTR avec les boues de Cowansville, après une filtration sous vide.



*1 = Le fer est en % car il s'agit du substrat.

Figure 8.9: Suivi des métaux effectué à 1,5 jours dans le CSTR avec les boues de Beauceville, après une filtration sous vide.



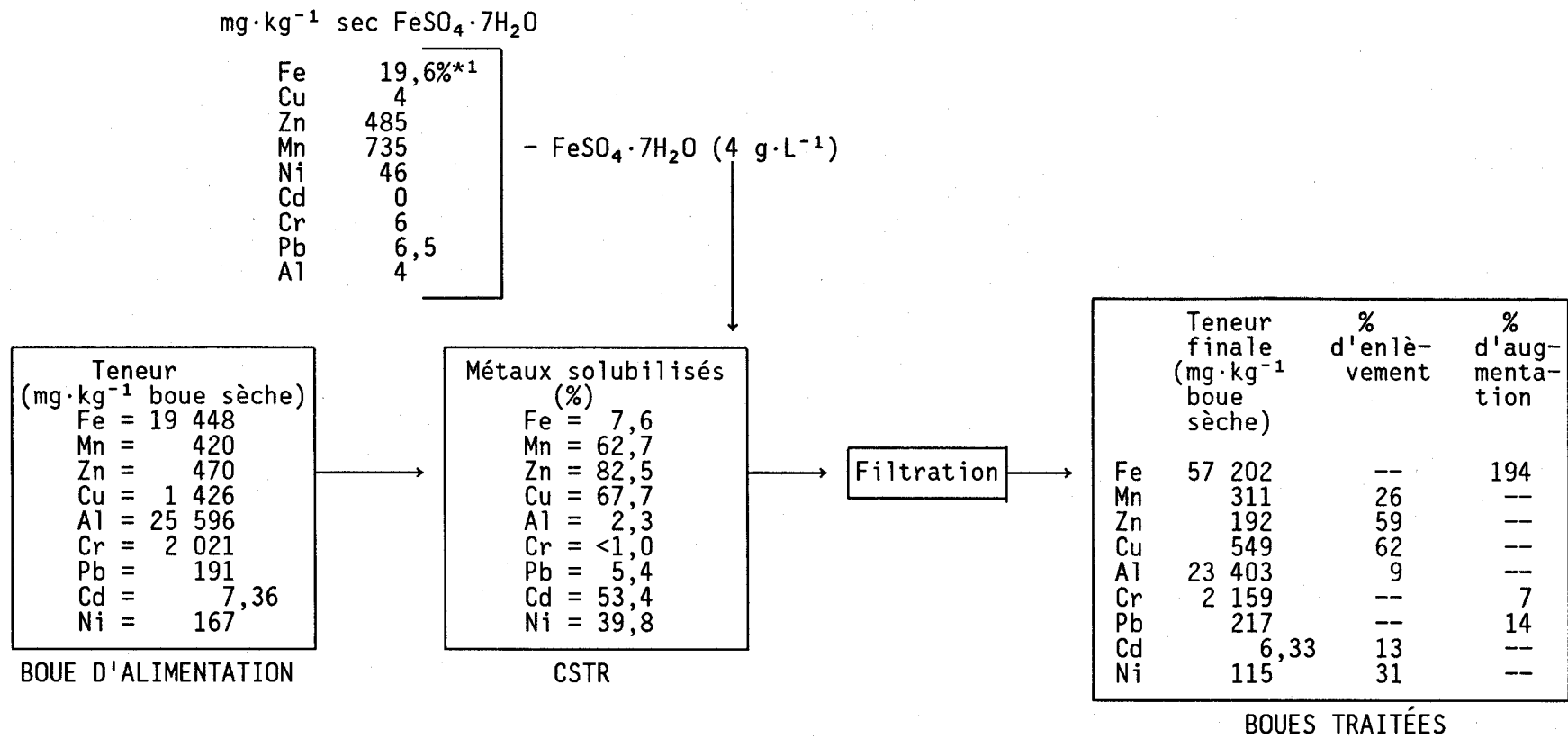
*1 après 1,7 jours

*2 inférieur à la limite de détection

*3 le fer est en % car il s'agit du substrat.

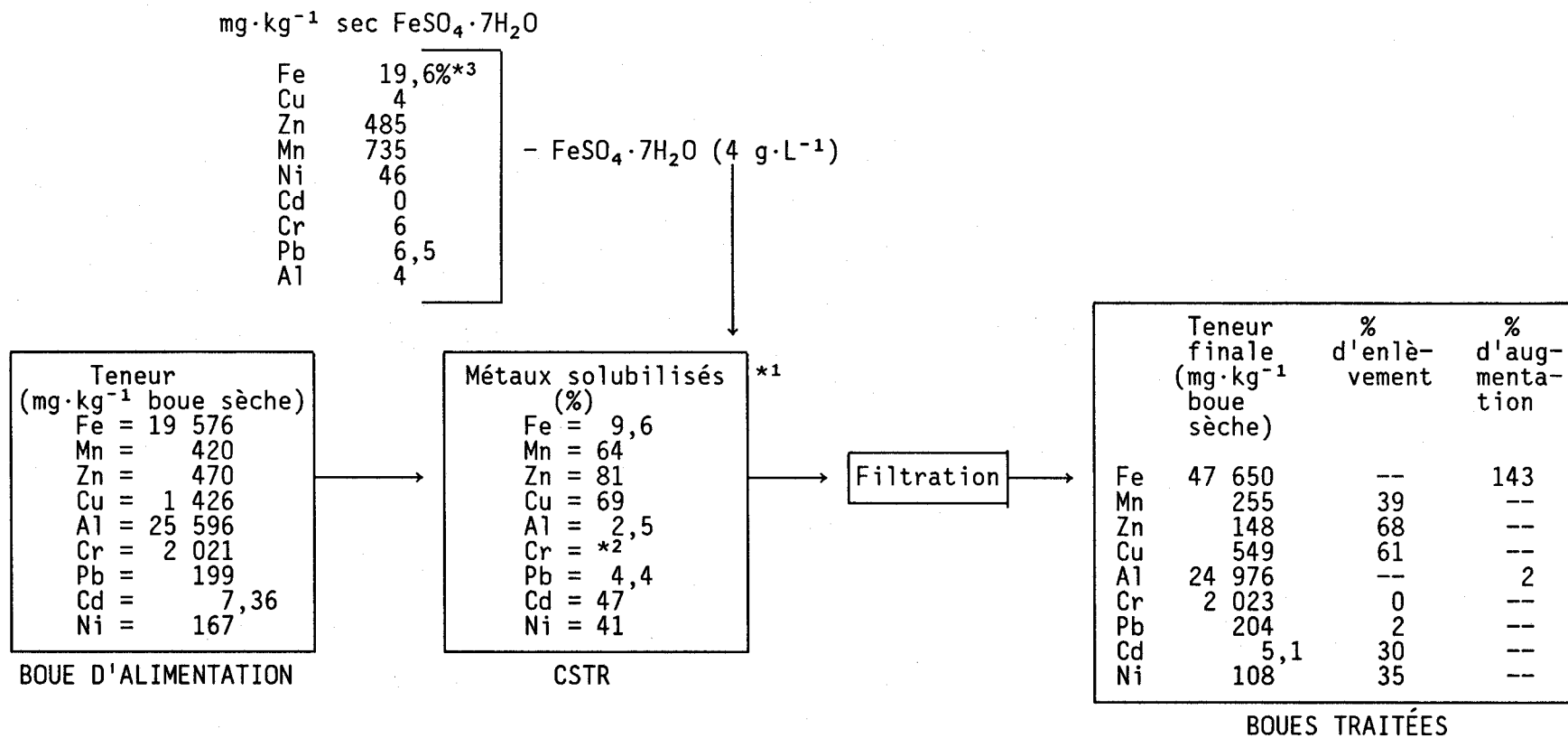
*4 calculé à partir des teneurs dans le réacteur et en soustrayant l'apport du FeSO₄·7H₂O

Figure 8.10: Suivi des métaux effectué en cuvée avec les boues de Beauceville (2% ST au départ), après une filtration sous vide.



*¹ = Le fer est en % car il s'agit du substrat.

Figure 8.11: Suivi des métaux effectué à 1,0 dans le CSTR avec les boues de la Haute-Bécancour, après une filtration sous vide.

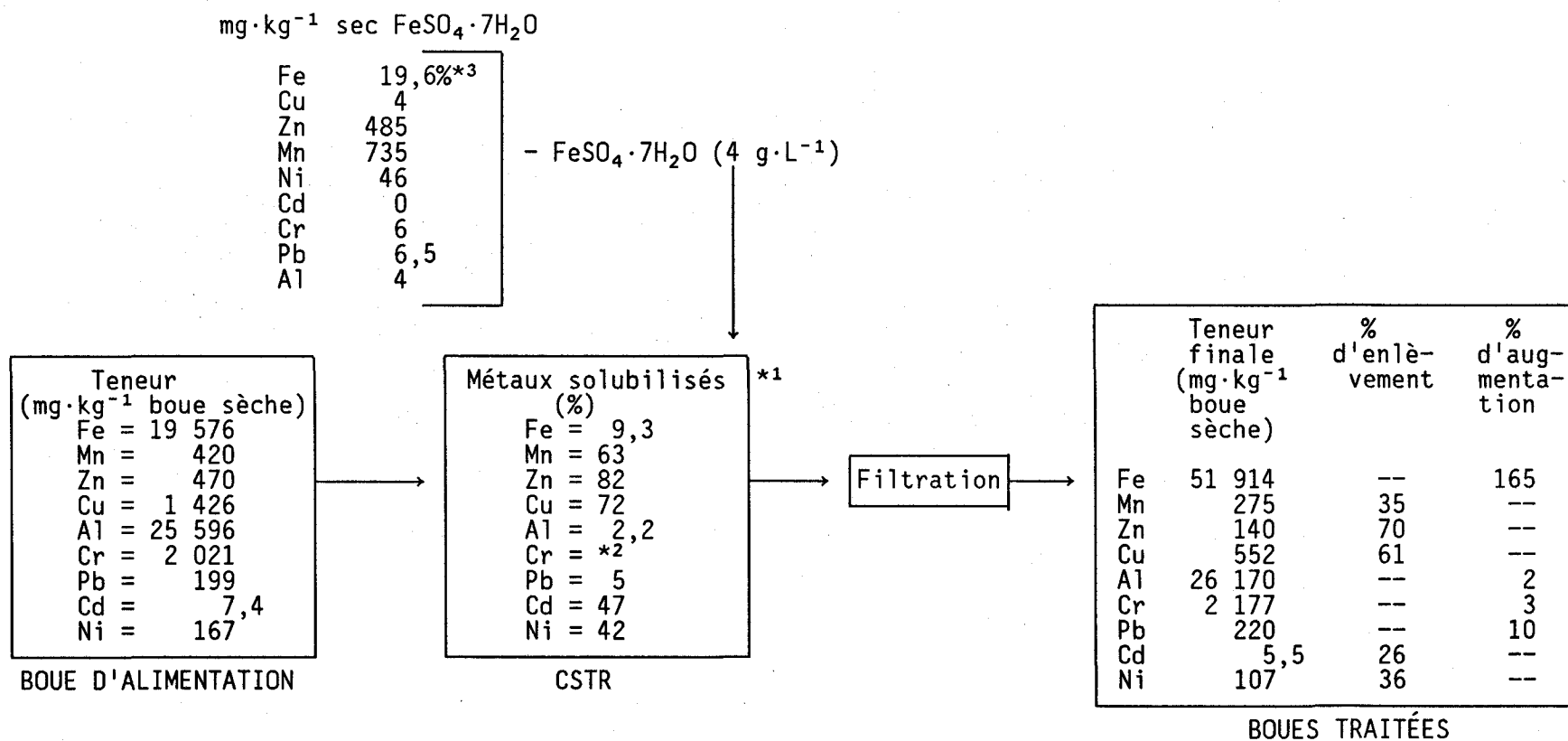


*¹ après 1,9 jours

*² inférieur à la limite de détection

*³ le fer est en % car il s'agit du substrat.

Figure 8.12: Suivi des métaux effectué avec les boues de la Haute-Bécancour en cuvée (18 L), avec percol après une filtration sous vide (essai #1).



*¹ après 1,9 jours

*² inférieur à la limite de détection

*³ le fer est en % car il s'agit du substrat.

Figure 8.13: Suivi des métaux effectué avec les boues de la Haute-Bécancour en cuvée (18 L) sans percol, après une filtration sous vide.

contient 18,6% de Fe). Donc, en plus du Fe contenu dans les boues sous forme non soluble, une certaine partie du fer ajouté précipiterait également. Ainsi, la teneur finale des boues en fer est augmentée de 52% dû au fer amené par le substrat qui précipite dans les boues.

L'aluminium, le chrome et le plomb restent accrochés aux boues. L'augmentation de la teneur en Cr et Pb n'est pas réelle (figure 8.6) et vient du fait que l'analyse sur les boues traitées est ponctuelle et opérée sur un solide alors que l'analyse sur les boues d'alimentation est faite sur un liquide en plus d'être une moyenne de plusieurs jours. La teneur en cadmium des boues est trop faible pour qu'il soit possible de prévoir le comportement de cet élément lors de la filtration.

Enfin, le nickel semble reprécipité (figure 8.6) lors de la filtration, malgré que sa concentration originale soit un peu faible pour prévoir de façon précise son comportement. Donc, de façon générale, tout comme il avait été démontré avec les boues anaérobies (Couillard *et al.*, 1988d), la filtration n'amène pas beaucoup de reprécipitation des éléments solubilisés dans le réacteur. Le bilan effectué à 0,5 jour (voir figure 8.7) démontre bien le mauvais fonctionnement du réacteur à ce temps de séjour. Peu d'éléments sont solubilisés, mis à part le Fe, Mn, Zn et Ni. Dans le cas du Ni, la concentration examinée est tellement faible (36 mg/kg sec) qu'il est difficile de conclure quoi que ce soit. Le Mn et le Zn solubilisés en faibles quantités reprécipitent légèrement lors de la filtration. La teneur en fer de la boue traitée se trouve augmentée, tout comme à 0,75 jour, due au fer qui reprécipite. Toutefois, la quantité de fer reprécipitant à 0,5 jour dans les boues, est moins élevée qu'à 0,75 jour, i.e. 6% d'augmentation au lieu de 52%. Il est donc possible que les conditions réductrices retrouvées à 0,5 jour favoriseraient la solubilisation du Fe dans les boues traitées.

À 1,5 jours avec les boues de Cowansville (voir figure 8.8), le pourcentage d'enlèvement du Cu est supérieur à 0,75 jour; soit 58% au lieu de 45%. Les temps de séjour de 0,75 jour et de 1,5 jours ont permis de réellement extraire le cuivre et de diminuer la teneur des boues à une valeur plus faible que la norme recommandée qui est de 600 mg Cu/kg de boue sèche (Flynn *et al.*, 1987), alors que cet élément dépassait la norme obligatoire de 1 000 mg Cu/kg. Il est important ici de noter que les normes québécoises fonctionnent avec 2 niveaux. Un niveau obligatoire qui ne doit pas être dépassé pour que les boues

puissent être utilisées en agriculture et un niveau recommandé au dessus duquel un suivi agronomique est requis pour que les boues puissent servir en agriculture (Flynn et al., 1987). La teneur de manganèse a aussi été abaissée en-deça de la norme recommandée de 800 mg/kg boue sèche alors qu'elle frôlait la norme obligatoire de 1 500 avant le traitement à $\bar{t} = 0,75$ et $\bar{t} = 0,5$ jour (Figures 8.6 et 8.7). Il est à noter que même le temps de séjour de 0,5 jour a permis l'enlèvement du manganèse. Globalement, cette boue est décontaminée en-deça des normes recommandées à un temps de séjour de 0,75 qui est donc suffisant pour cette boue.

8.2.5.2 Suivi des métaux pour les boues provenant d'une déphosphatation à l'alun (Beauceville).

Lors du temps de séjour de 1,5 jours avec les boues de Beauceville (voir figure 8.9), il y a peu de reprécipitation des métaux lors de la filtration. Le cuivre est assez faiblement enlevé mais ceci pourrait être en partie dû au fait que cette boue n'en contenait pas beaucoup (soit 257 mg/kg boue sèche). L'aluminium n'est pas enlevé, alors que le Pb et le Cr restent accrochés aux boues. Les concentrations de Pb, Cr, Cd et Ni examinées sont très faibles. Enfin, une grande partie du fer ajouté (augmentation de 207%) reprécipite dans les boues. En cuvée, avec les boues de Beauceville (voir figure 8.10), le pourcentage d'enlèvement du Cu est supérieur, soit 52 au lieu de 44%. Pour les autres métaux, les pourcentages d'enlèvement sont semblables. Globalement, les essais avec les boues contenant de l'alun démontrent qu'il y a un enlèvement réel de 81% de Mn qui voit sa teneur baissée en-dessous de la norme recommandée de 800 mg Mn/kg alors qu'elle était au-dessus de la norme obligatoire de 1 500 mg Mn/kg de boue sèche avant le traitement.

8.2.5.3 Suivi des métaux pour les boues n'ayant pas subi de déphosphatation (Haute-Béancour)

Au temps de séjour de 1 jour dans le CSTR avec les boues de la Haute-Béancour (figure 8.11), 62% du Cu, 59% du Zn et 26% de Mn sont enlevés après la filtration. Les faibles pourcentages d'enlèvement de Mn et Zn surprennent. En fait, le Mn passe de 62,7% de solubilisés à 26% d'enlevés par rapport à la concentration de départ, et le Zn de 82,5% à 59%. Le même phénomène se produit dans les deux cuvées de 18 L (figures 8.12 et 8.13, avec et sans percol). La raison de cet écart a été recherchée. Une régression entre le pourcentage de

solubilisation en fonction de la concentration de manganèse dans les boues a été établie pour tous les essais (CSTR, cuvée après 2 jours) pour les 3 types de boues aérobies étudiées (avec déphosphatation à l'alun et au FeCl_3 , et sans déphosphatation). La figure 8.14 représente cette régression. Celle-ci a une variance expliquée (r^2) de 57% (ou $r = 0,76$) indiquant ainsi, que 57,6% de la variation du pourcentage de solubilisation du Mn est expliquée par la concentration de celui-ci dans les boues. Donc, le pourcentage de solubilisation du Mn augmente avec sa teneur dans les boues. Bien que cette régression n'explique pas tout, elle indique que lorsque la teneur du Mn dans les boues est faible, son pourcentage de solubilisation sera peu élevé. Ceci n'est pas critique puisqu'à 420 mg Mn/kg boue sèche, la teneur initiale en Mn de cette boue est 2 fois inférieure à la norme recommandée de 800 mg Mn/kg boue sèche. Le même phénomène semble se produire pour le Zn, quoique le nombre de données est insuffisant pour le vérifier. Enfin, il est à remarquer que pour le suivi des métaux des figures 8.11, 8.12 et 8.13, l'apport de Mn et Zn par le $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ est significatif par rapport aux teneurs de départ dans les boues. Cet apport est soluble et augmente donc le pourcentage de solubilisation dans le réacteur. Par contre, le pourcentage d'enlèvement réel étant calculé par rapport à la boue initiale a pour effet d'augmenter la différence entre ce qui est solubilisé dans le réacteur versus ce qui est réellement enlevé. Néanmoins, le boue traitée se retrouve avec une faible teneur en Mn et Zn après le traitement.

Le nickel reste faiblement solubilisé; sa concentration n'étant pas très forte même si elle dépasse la norme recommandée de 100 mg Ni/kg boue sèche après traitement. Au Québec, de fortes teneurs en nickel sont rares. Wong & Henry (1984b) avec le même genre de procédé solubilisent 70% du nickel présent dans des boues anaérobies à des teneurs de 495 mg/kg de boue sèche. Pour le manganèse, l'augmentation de la teneur de cet élément dans les boues résulte en de plus forts pourcentage de solubilisation (figure 8.14) Si cet effet de concentration se fait sentir comme dans le cas du Mn, il est probable qu'un haut pourcentage aurait été obtenu avec une concentration élevée. Ceci n'est pas vérifiable au Québec car il n'y a pas, pour le moment, de boues fortement contaminées en nickel.

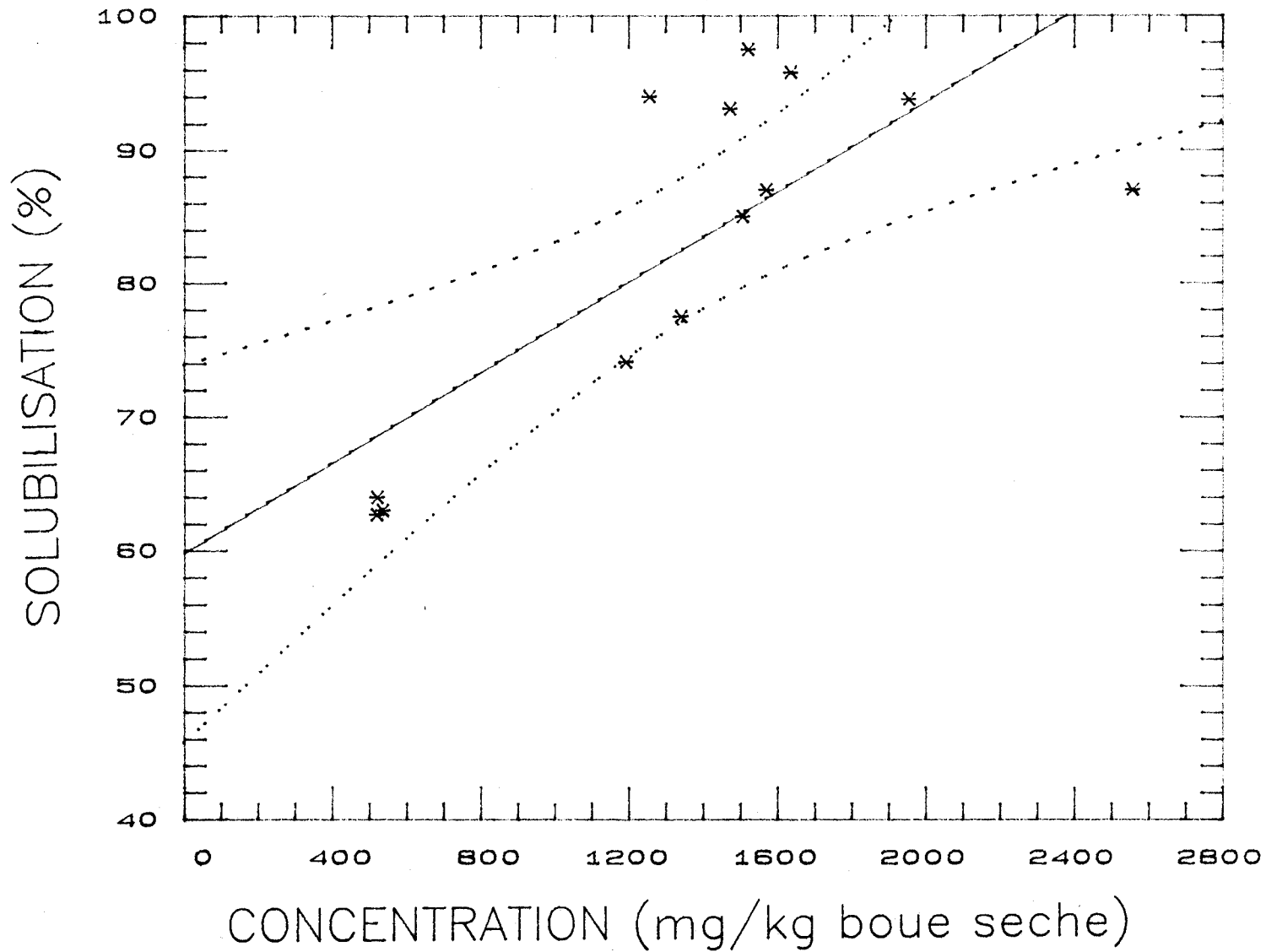


Figure 8.14: Régression trouvée entre le pourcentage de solubilisation du Mn et sa teneur dans les boues aérobies.

Le chrome dans les boues ayant servi aux essais dans le CSTR et en cuvée de 18 L avec les boues de la Haute-Bécancour, dépasse les normes obligatoires de 1 000 mg Cr/kg de boues sèches avec une teneur de 2 021 mg/kg sec. Lors de l'essai dans le BAP (voir chapitre 4), la teneur était de 579 mg/kg. Ceci démontre un apport ponctuel et soudain. En fait, le chrome et le nickel sont des métaux qui proviennent surtout de sources industrielles (Klein et al., 1974) et particulièrement des usines de placage des métaux. Le contrôle de ces sources de pollution est indispensable car le procédé de solubilisation biologique des métaux n'est pas apte à solubiliser le Cr qui est très difficile à rendre soluble. Celui-ci a tendance à former des hydroxydes de chrome ($\text{Cr}(\text{OH})_3$) qui sont particulièrement insolubles (Theis et Hayes, 1980). L'augmentation légère du Cr et du plomb dans les boues traitées n'est pas réelle mais simplement due à un biais créé par la méthode du suivi des métaux car la boue d'alimentation est analysée sur plusieurs jours sur une boue liquide alors que la boue filtrée est sur un solide et est analysée ponctuellement. Le fer augmente dans les boues traitées mais un apport de fer par les boues semble bénéfique pour l'agriculture (Matthews, 1984).

En résumé, les indices de filtration obtenus avec les boues aérobies traitées permettent l'utilisation d'un filtre-presse à plateaux sans ajout de polymère, lors de la séparation solide-liquide. La centrifugation permet la déshydratation des boues jusqu'à une concentration en solides totaux de 11 à 14%. Selon Perrin Inc. (conversation téléphonique), un filtre-presse à plateaux pourrait épaissir les boues jusqu'à 30 ou 40% de solides totaux. Lors de l'application à l'échelle pilote, des essais en parallèle avec un filtre presse à plateaux et une centrifugeuse devraient permettre de déterminer à l'aide d'une étude économique, quel procédé de déshydratation il est préférable d'utiliser. S'il s'avérait possible de fonctionner efficacement avec un plus haut pourcentage de solides totaux ($\approx 3\%$ ST), l'étude de la filtration sous vide serait également intéressante. Les boues traitées et le surnageant contaminé peuvent être neutralisés avec de la chaux. Le résidu métallique décante bien. Enfin, le suivi des métaux indique que les boues sont généralement décontaminées en-dessous de la norme recommandée pour l'épandage agricole et bien en-deça de la norme obligatoire et qu'il y a peu de reprécipitation des métaux lors de la séparation solide-liquide. Seul les boues de la station de Haute-Bécancour dépasse légèrement la norme recommandée pour

le nickel et par beaucoup la norme obligatoire pour le chrome. Un apport industriel occasionnel semble être la source de cette contamination au chrome.

Une méthode d'analyse où les métaux totaux sont déterminés de la même façon sur les boues d'alimentation (i.e. après filtration) et les boues filtrées (traitées), devrait permettre de diminuer la variabilité expérimentale lors de l'analyse du suivi des métaux.

8.3 EFFICACITÉ DES MODES DE TRAITEMENT EN RÉFÉRENCE AUX BARÈMES DE DÉCONTAMINATION

Trois types de boues aérobies ont été traités selon deux modes, opération d'un réacteur en continu (CSTR et BAP pour un seul cas) et opération en cuvée. Le barème de référence appliqué pour savoir si une boue est décontaminée est la norme obligatoire de teneurs en métaux lourds à ne pas dépasser pour qu'une boue soit utilisée en agriculture. Le tableau 8.4 présente le temps requis dans chaque réacteur, pour chaque boue, pour respecter cette norme. Au niveau de l'acide utilisé, il n'y a pas de différence de consommation d'acide entre les types de réacteurs. La quantité requise d'acide est faible et assez constante pour les 3 types de boue car elle varie de 0,040 à 0,05 g H₂SO₄ conc./g boue sèche. Le réacteur BAP montre une efficacité identique au réacteur CSTR, ce qui démontre que l'oxygène n'est pas le facteur limitant du procédé. L'étude du BAP a donc été abandonnée pour les autres types de boues car ce type de réacteur est beaucoup plus complexe qu'un CSTR et très probablement moins économique dans le cas où le transfert d'oxygène n'est pas l'élément limitant.

La solubilisation du Cu pour être optimale demande un pH entre 2,5 et 3,0 et un POR d'au moins 400 mV. Ces conditions sont rencontrées dans les deux types de réacteurs avec un temps moyen de résidence hydraulique de 0,75 à 1,0 jour dans le CSTR et après 1,9 à 2,0 jours en cuvée pour les boues sans déphosphatation et avec déphosphatation au FeCl₃. La consommation de produits chimique est identique. Comme le coût de traitement dépend non seulement du type de réacteur et du temps de réaction mais aussi de la taille de la station d'épuration et de la présence permanente (7 jours sur 7, 24 heures/jour) ou temporaire (40 heures/semaine) du personnel, il est impossible dans ce rapport de déterminer la meilleure de ces 2 options de traitement. En fait, il est probable que le

Tableau 8.4: Comparaison globale de l'efficacité des modes de traitement en référence aux barèmes de décontamination.

	Acide requis g H ₂ SO ₄ conc. <hr/> g boue sèche pour pH = 4	Temps requis en continu pour respecter les normes obligatoires		Temps requis en cuvée pour respecter les normes obligatoires
		CSTR avec recirculation	BAP	
Boue sans déphosphatation (Haute-Bécancour)	0,043	1 jour (sauf Cr)	1 jour	1,9 jours (sauf Cr)
Boue provenant d'une déphosphatation au FeCl ₃ (Cowansville)	0,050	0,75 jour		2,0 jours
Boue provenant d'une déphosphatation à l'alun (Beauceville)	0,040	1,5 jours ^a (1,0 jour probablement meilleur)		1,7 jours ^b

a) Seul le Mn est en excès dans ces boues, et il est possible qu'une simple acidification à pH = 4 suffise.

Note: Dans tous les cas, 4 g FeSO₄·7H₂O ont été ajoutés par litre de boue traitée.

mode d'opération en cuvée soit plus économique pour les petites stations alors qu'un mode d'opération en continu serait avantageux pour les grosses stations. Une étude technico-économique devrait donner la réponse à ces hypothèses.

Le cas des boues provenant d'une déphosphatation à l'alun est particulier. En fait, si ces boues étaient contaminées en Cu 1,5 jours dans un CSTR serait équivalent à 1,7 jours dans une cuvée. Par contre, pour avoir des conditions propices à la solubilisation de Cu, il est fort probable que $\bar{t} = 1$ jour dans le CSTR serait plus optimal que $\bar{t} = 1,5$ jours. Donc, pour le Cu, les mêmes temps de séjour s'appliquent soit 1,0 jour dans un CSTR et 1,7 jours en cuvée. Cependant, cette boue n'est contaminée que par du manganèse et celui-ci est rapidement solubilisé après l'inoculation (pH = 3,7) lors de l'opération en cuvée et dans l'alimentation du CSTR (pH = 4 au temps de séjour de 1,5). Ceci suggère donc que les boues dont le seul contaminant est le manganèse pourraient possiblement être décontaminées par une simple acidification à pH 4 avec un temps de contact de quelques heures. Ceci n'est vrai que pour le Mn et une étude de la solubilisation chimique du Mn serait à entreprendre.

Comme déjà mentionné, la contamination industrielle et occasionnelle en chrome de la boue de Haute-Bécancour ne peut être enlevée par le procédé de solubilisation des métaux. Cette contamination en chrome devra être réglée à la source. Jusqu'à maintenant, la comparaison des résultats s'est faite face aux normes obligatoires. Cependant, il est intéressant de regarder aussi ce qui se passe en regard des normes recommandées. Dans tous les cas, la teneur du cuivre et du manganèse a été abaissée en-deça des normes recommandées. Seul le Ni des boues de la Haute-Bécancour dépasse légèrement cette norme recommandée pour les réacteurs CSTR et cuvée. Ce respect de la norme recommandée est un point très positif car nous devons non seulement chercher à respecter les normes obligatoires mais aussi réduire au minimum l'apport de métaux sur les terres agricoles.

CHAPITRE 9

**Devenir de l'azote et du phosphore dans les boues
aérobies ayant subi le procédé de solubilisation biologique**



9.1 OBJECTIFS DE CES EXPÉRIENCES

Étant donné que la valorisation agricole des boues traitées est préconisée, la valeur fertilisante des boues est importante. C'est dans le but de vérifier la conservation de cette valeur fertilisante que le devenir des éléments nutritifs contenus dans les boues, i.e. l'azote et le phosphore a été suivi tout au long du procédé. Les boues utilisées sont celles provenant de la déphosphatation au FeCl_3 (Cowansville) pour des temps de séjour de 0,5, 0,75 et 1,5 jours dans le CSTR.

9.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

9.2.1 Devenir de l'azote dans les boues de Cowansville

Le devenir de l'azote suite à l'application du procédé a été suivi pour les différents temps de séjour sur les boues de Cowansville. Les résultats obtenus sont indiqués au tableau 9.1 et les résultats bruts sont présentés aux annexes 36. À l'examen de ce tableau, il apparaît qu'il y a peu de variations dans la quantité d'azote total retrouvée dans les boues avant et après traitement. Le fait que les boues utilisées à 0,5 et 0,75 jour aient été prélevées en même temps, soit au cours de l'été peut expliquer la différence retrouvée dans la quantité d'azote qu'elles contiennent (34 600 mg/kg sèche en moyenne) par rapport à celle de 1,5 jours (23 500 mg/kg boue sèche). Ces dernières avaient, en effet, été prélevées au début de l'automne. Dans le cas de 0,5 et 0,75 jour, il y a un léger gain de NTK de 8 et 5% p/p dans les boues après traitement alors qu'à 1,5 jours, il y a perte de 6%. La moyenne de ces variations peut être considérée comme non significative.

L'ammoniac, pour sa part, subit des pertes de 17 à 76% lors du traitement. Ces pertes peuvent, en partie, s'expliquer par la grande solubilité du N-NH_4^+ qui se retrouve dans le filtrat. Dans l'application du procédé, il est prévu que le filtrat retourne en tête de station. Tout comme dans le cas de la déshydratation conventionnelle des boues aérobies. Ce retour en tête de station station (≈ 100 mg/L dans le filtrat) représentera une augmentation d'environ 1 mg/L de N-NH_4^+ dans les eaux usées à traiter. À remarquer que la perte

Tableau 9.1: Effet du procédé de solubilisation sur la quantité des différentes formes d'azote contenues dans les boues d'alimentation non filtrées et les boues après traitement et filtration de Cowansville.

Temps de séjour (jour)		AVANT (mg·kg ⁻¹ boue sèche)	APRÈS (mg·kg ⁻¹ boue sèche)	REMARQUE
0,5	NTK	34 800	37 400	- gain de 8% dans les boues traitées
	N-NH ₄	3 600	3 000	- perte de 17% dans les boues traitées
	N-NO ₃ - NO ₂	290	44	- perte de 85% dans les boues traitées
	N _{organique}	30 910	34 356	- gain de 11%
	N _{disponible} * (an 1)	13 163	13 356	- gain de 1,5%
	N _{disponible} total**	21 818	22 976	- gain de 5,3%
0,75	NTK	34 400	36 200	- gain de 5% dans les boues traitées
	N-NH ₄	3 400	900	- perte de 73% dans les boues traitées
	N-NO ₃ - NO ₂	262	116	- perte de 56% dans les boues traitées
	N _{organique}	30 738	35 184	- gain de 14%
	N _{disponible} *	12 883	10 555	- perte de 18%
	N _{disponible} total**	21 489	20 406	- perte de 5%
1,5	NTK	23 500	22 000	- perte de 6% dans les boues traitées
	N-NH ₄	1 700	400	- perte de 76% dans les boues traitées
	N-NO ₃ - NO ₂	260	205	- perte de 27% dans les boues traitées
	N _{organique}	21 540	21 395	- perte de 0,7%
	N _{disponible} *	8 422	7 023	- perte de 17%
	N _{disponible} total**	14 453	13 014	- perte 10%
Rapport moyen N-NH ₄ /NTK (%)		9,0	4,0	
(N-NO ₃ + N-NO ₂)/NTK (%)		0,87	0,38	

* N_{disponible}=(NH₄⁺ + NO₃ + NO₂) + 0,30 (N_{organique}) (selon Flynn et al., 1987)

** N_{disponible} total=(NH₄ + NO₃ + NO₂) + 0,58 (N_{organique}) (après 4 ans selon Flynn et al., 1987)

d'ammoniac dans le filtrat n'a pas causé de perte notable d'azote total. Le rapport $N-NH_4^+/NTK$ passe de 9% dans les boues avant traitement à 4% en moyenne dans les boues après traitement. Le rapport $N-NH_4^+/NTK$ était passé de 24% dans les boues anaérobies non traitées à 10% après traitement (Couillard et al., 1988d). La transformation d'ammoniac en azote organique lors du traitement des boues aérobies est donc beaucoup moindre car celle-ci est en moins grande concentration dans ce type de boue. Une certaine partie de l'ammoniac peut aussi avoir été entraînée dans l'atmosphère lors de l'aération ("stripping").

L'ordre de grandeur des pertes des nitrates-nitrites dans les boues traitées est de l'ordre de 21 à 85%. Cette perte est facilement explicable par la grande solubilité de ces éléments qui se retrouvent donc dans le filtrat. Les nitrates et nitrites subiront donc le même sort que l'ammoniac. Il est à noter que les nitrates et nitrites sont faiblement présents dans les boues de Cowansville car ils représentent moins de 1% de l'azote total avant traitement. Et cette proportion s'abaisse à 0,38% après traitement.

L'azote disponible a été calculé pour l'année de l'épandage. Puisque l'azote organique se libérera sur plusieurs années, l'azote disponible total (i.e. après 4 ans) a aussi été calculé, selon le Guide des bonnes pratiques de l'épandage agricole (Flynn et al., 1987). L'augmentation de l'azote organique au dépend de l'azote ammoniacal et des nitrates-nitrites a pour effet de diminuer de 18% l'azote disponible pour l'année de l'épandage à $\bar{t} = 0,75$ jour (temps de séjour recommandé). Par contre, l'azote organique se libère au taux de 30% pour l'an 1, 20% pour l'an 2, 5% pour l'an 3 et 3% pour l'an 4 (Flynn et al., 1987). D'où l'azote disponible après 4 ans n'est inférieur que de 5% après le traitement comparativement à des boues non traitées. En fait, cette transformation de l'azote ammoniacal en azote organique lors du procédé permet de minimiser les pertes d'azote soluble lors de la filtration, en plus de grandement diminuer les odeurs générées par les boues.

9.2.2 Devenir du phosphore dans les boues de Cowansville

Les résultats concernant le phosphore contenu dans les boues sont présentés aux annexes 37. Le tableau 9.2 indique le devenir du phosphore (total et

hydrolysable) lors du procédé de solubilisation. Pour tous les temps de séjour, les pertes sont en-dessous de 4%. Donc, le procédé n'affecterait pas la quantité de phosphore total contenue dans les boues. Dans le cas du phosphore hydrolysable, les résultats sont semblables. Il est à remarquer que la quantité de phosphore total qui est hydrolysable est moins élevée dans les boues aérobies que dans le cas des boues anaérobies (Couillard et al., 1988d). Dans l'expérience présente, le rapport $\frac{P_{hydr}}{P_t}$ varie de 38 à 80% alors qu'il était de 97% dans les boues anaérobies. Le rapport d'environ 38% correspond aux cas pour lesquels la quantité de phosphore total est élevée ce qui laisse supposer une précipitation efficace du phosphore par le chlorure ferrique lors de la déphosphatation. Le rapport de 80% correspond à une teneur en phosphore total 2 fois plus faible suggérant une variation dans la qualité des eaux usées et/ou une déphosphatation moins efficace. Dans le premier cas (rapport 38 et 39%), la majeure partie du phosphore n'est pas hydrolysable en milieu acide ce qui le rend probablement non disponible aux plantes. Il semblerait donc que lorsqu'il y a déphosphatation efficace, la portion hydrolysable (potentiellement disponible aux plantes) soit faible.

Le procédé de solubilisation des métaux ne semble pas influencé le rapport $P_{hydrolysable}/P_{tot}$. Globalement, le procédé n'amène pas de changements importants pour les formes et les quantités de phosphore.

En résumé, le procédé de solubilisation semble avoir peu d'impact au niveau des éléments nutritifs. L'azote et le phosphore ne subissent que des changements mineurs lors du procédé.

Tableau 9.2: Effet du procédé de solubilisation sur la quantité de phosphore total et hydrolysable contenue dans les boues d'alimentation (non filtrées) et les boues traitées et filtrées de Cowansville.

Temps de séjour (jour)		AVANT (mg·kg ⁻¹ boue sèche)	APRÈS (mg·kg ⁻¹ boue sèche)	REMARQUE
0,5	P _t	38 200	38 200	- pas de pertes quantifiables dans les boues traitées
	P _{hydr.}	15 000	14 400	- perte de 4 % dans les boues traitées
	P _{hydr. / P_t}	0,39	0,38	
0,75	P _t	39 700	38 700	- perte de 2,4% dans les boues traitées
	P _{hydr.}	14 950	16 000	- gain de 6,5% dans les boues traitées
	P _{hydr. / P_t}	0,38	0,41	
1,5	P _t	18 900	18 200	- perte de 4% dans les boues traitées
	P _{hydr.}	15 100	14 700	- perte de 2,6% dans les boues traitées
	P _{hydr. / P_t}	0,80	0,81	



CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Dans un premier temps, il a été démontré que le procédé de solubilisation biologique des métaux était applicable sur les boues digérées aérobies. Pour minimiser la consommation d'acide et optimiser la rapidité de la solubilisation, le procédé doit être appliqué après que la digestion des boues soit complétée. Cette conclusion tient dans le cadre où la réduction des solides volatils est requise pour diminuer les coûts de transport entre autres. Cependant, le procédé de solubilisation exigeant une déshydratation à 30 ou 40% de solides totaux, cette réduction des solides volatils (critère de digestion) perd un peu de son sens puisque les coûts de transport sont beaucoup moindres que pour une boue liquide. Dans ce cadre, il serait intéressant de vérifier si le procédé de solubilisation peut remplacer la digestion pour ce qui est de la réduction du nombre de pathogènes, des odeurs et de la putrescibilité des boues. Toutefois, cette étude n'est pas prioritaire et dans le cadre actuel des recherches, il est préférable de s'orienter vers l'usine pilote avec le mode d'opération maintenant en application.

Les boues provenant d'un traitement sans déphosphatation sont traitées efficacement (décontaminées en deça des normes obligatoires) avec un temps de séjour de 1,0 jour dans un CSTR ou dans un BAP. La même efficacité est obtenue dans un réacteur en cuvée après 1,9 jours de réaction. La seule exception pour ces boues est le chrome provenant d'une source industrielle occasionnelle (CSTR comme cuvée). Étant donné la faible solubilité de cet élément, il serait préférable de le contrôler à la source. Les boues provenant d'une déphosphatation au chlorure ferrique dans le traitement secondaire biologique, libèrent moins facilement leurs métaux, mais un temps de séjour de 0,75 jour dans le CSTR est efficace et permet d'atteindre des pourcentages de solubilisation équivalents à un temps de séjour de 2 jours en cuvée. Les boues contaminées en cuivre voient, après traitement, leurs teneurs de ce métal diminuer en-dessous des normes obligatoires et recommandées. Les boues provenant d'une déphosphatation à l'alun sont efficacement traitées en 1,5 jours dans un CSTR et en 1,7 jours en cuvée. Des indications expérimentales laissent penser que 1 jour dans un CSTR serait suffisant pour ces boues. Ces boues qui ne dépassent la norme obligatoire que pour le manganèse, pourraient, selon certains résultats préliminaires, être traitées par une simple

acidification à pH = 4. Ceci serait à confirmer par d'autres essais. Les boues contenant de l'alun semblent aussi retenir captive une partie des métaux. Après une étude des diverses variables pouvant affecter la solubilisation, il s'avère que ni la digestion des boues, ni l'ajout de percol ne semblent expliquer le plafonnement de la solubilisation du cuivre et du zinc dans les boues déphosphatées. Ce serait plutôt les agents précipitants du phosphore (FeCl_3 et l'alun) qui amènerait un changement de la spéciation du cuivre en emprisonnant physiquement une partie des métaux lors de leur précipitation, les rendant ainsi moins accessibles. En résumé, à l'exception du chrome (d'origine industrielle), toutes les boues sont décontaminées avec les temps de réaction ci-haut mentionnés.

Comparé à un traitement dans un CSTR, le traitement en cuvée nécessite environ 2 fois plus de temps. La consommation des divers produits chimiques est identique dans les 2 cas. Cependant, pour des raisons pratiques, telle la présence limitée de personnel, il peut s'avérer que le procédé en cuvée soit plus économique pour les usines de taille moyenne. Pour cerner les paramètres d'opération du procédé en cuvée, il serait nécessaire d'étudier les effets du pourcentage d'inoculum et du pourcentage de solides totaux de la boue sur la solubilisation des métaux. La température des boues aérobies variant de 8°C (hiver) à 25°C (été), il serait aussi important de vérifier l'effet de celle-ci sur le procédé. Le mode d'opération en cuvée se prête bien à ce type d'étude. Seule une étude technico-économique déterminera quel mode d'opération (cuvée ou CSTR) est plus adéquat pour des stations de diverses tailles.

La consommation d'acide pour les boues aérobies est deux fois moindre que pour les boues anaérobies et représente un coût de 4 à 5\$ CAN/t boue sèche traitée. La chaux est aussi requise en plus faible quantité et constitue aussi un faible coût (7 à 8\$ CAN/t boue sèche).

Des essais de séparation solide-liquide ont permis de vérifier que les métaux ne reprécipitent pas lors de la filtration et qu'ils sont donc efficacement enlevés. Les coefficients de résistance à la filtration des boues traitées varient de 1×10^{12} à 6×10^{12} m/kg et permettent la filtration sur filtre-pressé à plateaux sans ajout de polymère. La centrifugation et la filtration sous vide peuvent aussi être envisagées mais ces techniques produiraient des boues contenant une plus grande proportion d'eau.

La précipitation des métaux s'opère facilement et le résidu métallique décante bien. Après la décantation du résidu, sa filtration sera requise pour minimiser son volume et son contenu en eau. Ce résidu contient environ 3% Cu, 1,5% Zn, 2,4% Mn, 2% Al et 61% Fe(OH)₃. Sa composition sera variable et fonction des métaux présents dans les boues en traitement. La possibilité de recyclage de ce résidu est à envisager. Sa classification en tant que déchet est à définir d'après les tests du Gouvernement du Québec. La quantité produite est d'environ 45 kg sec/t boue sèche traitée.

Le sort des éléments nutritifs est très peu altéré par le procédé. L'azote total reste inchangé alors que le rapport NH₄⁺/NTK diminue passant de 9% à 4% après traitement. L'ammoniac et les nitrates-nitrites sont perdus en bonne partie dans le filtrat étant donné leur grande solubilité. Il est cependant à remarquer que la déshydratation de boues aérobies digérées non traitées impliquerait encore plus de perte car l'ammoniac serait présent en plus grande quantité. Au niveau du phosphore, il n'y a aucun changement marqué des quantités et des formes de phosphore. Donc, globalement, le procédé ne modifie pas beaucoup le sort des éléments nutritifs, il serait donc étonnant de voir la valeur intrinsèque des boues diminuer pour l'épandage agricole. Un point positif est le fait que les boues traitées sont beaucoup moins odorantes et que les pertes de N-NH₄⁺ par lessivage lors de pluies seront moindres, étant donné que l'ammoniac est présent en plus faible quantité que dans une boue non traitée.

Les chercheurs sont d'avis que le procédé de solubilisation des métaux sur les boues aérobies sera prêt à être étudié à l'échelle pilote après qu'une étude de l'influence de la température, du % d'inoculum et du % de solides totaux ait été faite avec le mode d'opération en cuvée.

Suite à ces conclusions, les recommandations qui suivent sont émises.

- 1- Des essais en cuvée devraient être étudiés pour évaluer l'effet de la température sur le procédé, ainsi que l'influence du pourcentage d'inoculum et du pourcentage de solides totaux sur son efficacité.

- 2- L'étude de la solubilisation chimique du manganèse devrait être effectuée.
- 3- Une étude technico-économique devrait être entreprise afin d'évaluer les coûts du procédé en continu et en cuvée et de comparer la solubilisation des métaux suivie de l'épandage agricole aux autres modes gestion des boues; soit l'enfouissement sanitaire de boues digérées et déshydratées, l'incinération ou la co-incinération des boues, toutes deux suivies de l'enfouissement des cendres.
- 4- Une fois la recommandation #1 effectuée, l'étude du procédé à l'échelle pilote devrait être mise de l'avant afin de faire la mise à l'échelle du procédé.

RÉFÉRENCES



Références

ADAMS, T.McM. and SANDERS, J.R. (1984).

The effect of pH on the release to solution of zinc, copper and nickel from metal loaded sewage sludges. *Environmental Pollution (serie B)*, 8: 85-99.

AIBA, S., HUMPHREY, A.E. et MILLI, N.F. (1973).

Biochemical engineering 2nd ed. Academic Press. New York, 134-140.

AHLBERG, N.R. and BOYKO, B.I. (1972).

Evaluation and design of aerobic digesters. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 44(4): 634-643.

ANTHONY, R.M. and BREIMHURST, L.H. (1981).

Determining maximum influent concentrations of priority pollutants for treatment plants. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 53(10): 1457-1468.

APHA (1985).

Standards methods for the examination of water and wastewater. 16th edition. American Public Health Association, Washington, D.C.

BECKER, N.S.C., CHIN, W.J., ELDRIDGE, R.J. et SWINTON, S.A. (1989).

Recovery of heavy metals from municipal and industrial wastewaters with magnetic ion exchange resins. 12th International Symposium on Wastewater Treatment, 20-21 Novembre 1989, Montréal: 77-95.

BECKETT, P.H.T. and DAVIS, R.D. (1982).

Heavy metals in sludge—are their effects additive? *Water Pollution Control*, 81:112-119.

BENLAKHDIM, N. (1987).

Étude des boues des eaux usées: effet des pluies acides et de l'incinération sur leur contenu en métaux lourds. Thèse de Doctorat, Université Laval, Québec, 119 pages.

BERG, G. (1978).

Indicators of viruses in water and food. Ann Arbor Sciences Publishers, Ann Arbor, Michigan, 424 p.

BINGHAM, F.T., PAGE, A.L., MITCHELL, G.A. and STRONG, J.E. (1979).

Effects of liming an acid soil amended with sewage sludge enriched with Cd, Cu, Ni and Zn on yield and Cd content of wheat grain. Journal of Environmental Quality, 8(2): 202-207.

BLACK, M.I.; SCARPINO, P.U.; O'DONNELL, C.J. and MEYER, K.B. (1982).

Survival rates of parasite eggs in sludge during aerobic and anaerobic digestion. Applied and Environmental microbiology, 44(5): 1138-1143.

BLOOMFIELD, C. and PRUDEN, G. (1975).

The effects of aerobic and anaerobic incubation on the extractabilities of heavy metals in digested sewage sludge. Environmental Pollution, 8: 217-232.

BOSECKER, K. and KURSTEN, M. (1978).

Recovery of metallic raw materials by microbial leaching. Process Biochemistry, 13(2): 2-4.

CHENG, M.H., PATTERSON, J.W. and MINEAR, R.A. (1975).

Heavy metals uptake by activated sludge, Journal of Water Pollution Control Fédération, 47(2): 362-376.

COLMER, A.R., HINKLE, M.E. and TEMPLE, K.L. (1950).

An iron oxidizing bacterium from the acid drainage of some bituminous coal mines. Journal Bacteriology, 59: 317-328.

CORNWELL, D.A., WESTERMOFF, G.P. and CLINE, G.C. (1980).

Batch feasibility testing of heavy metals removal from wastewater sludge with liquid ion exchange. Dans: Proceedings of Mid Atlantic Waste Conference, 12 TM Bucknell University, Lewisburg P.A., July 13-15, pp. 111-119.

COUILLARD, D. (1990).

Réponse d'une chaîne de traitement biologique des eaux usées à des apports de ruissellement urbain. Accepté dans Canadian Journal of Civil Engineering.

COUILLARD, D. (1989a).

Élimination des boues résiduelles urbaines par la fertilisation sylvicole. Canadian Journal of Civil Engineering, 16(5): 650-661.

COUILLARD, D. (1989b).

Dynamics of municipal wastewater sludges on forest land. Journal of Environmental Systems, soumis pour publication.

COUILLARD, D. (1988a).

Étude de quelques indices de croissance du Larix laricina fertilisé par des boues anaérobies. Environmental Technology Letters, 9(3): 191-207.

COUILLARD, D. (1988b).

A framework for technological choice (a technology assessment: methodology for the choice of wastewater treatment facilities. Journal of Environmental Systems, 18(1): 51-70.

COUILLARD, D. et TYAGI, R.D. (1988).

Étude des chocs qualitatifs et quantitatifs des eaux de ruissellement urbain sur un système de traitement à boues activées - Study of qualitative and quantitative shock loading of activated sludge plants to urban land runoff. Environmental Technology Letters, 9(12): 1327-1343.

COUILLARD, D. et TYAGI, R.D. (1990).

Effets chocs hydrauliques des eaux usées de ruissellement pluvial urbain sur un système de traitement des eaux - Hydraulic shocks loading of wastewater treatment system to urban rainfall - runoff. Accepté dans Environmental Technology Letters.

COUILLARD, D. et GRENIER, Y. (1989a).

Forest management: trees response to wastewater sludge fertilization. Journal of Environmental Management, 28(3): 235-243.

COUILLARD, D. et GRENIER, Y. (1989b).

Effect of applications of sewage sludge on N, P, K, Ca, Mg and trace elements contents of plant tissues. *The Science of the Total Environment*, 80(2): 113-125.

COUILLARD, D. et GRENIER, Y. (1987).

Alternative à la gestion des boues résiduares municipales: recyclage en sylviculture. *Sciences et Techniques de l'eau*, 20(3): 215-221.

COUILLARD, D. et BURELLE, S. (1989).

Étude de la faisabilité de l'utilisation d'un procédé de solubilisation biologique des métaux lourds contenus dans un échantillon de sol contaminé (TP3). Rapport scientifique No. 268. INRS-Eau, Ste-Foy.

COUILLARD, D., MERCIER, G. et TYAGI, R.D. (1990a).

Procédé de solubilisation biologique des métaux lourds des boues résiduares. 4e Colloque sur les substances toxiques, Montréal, Québec, Canada. 4 et 5 avril 1990 à Montréal.

COUILLARD, D., MERCIER, G. et TYAGI, R.D (1990b).

Bacterial leaching of heavy metals from sewage sludge - Bioreactors comparison, accepté pour publication dans *Environmental Pollution*.

COUILLARD, D., CHARTIER, M., MERCIER, G., TYAGI, R.D. (1989a).

Paramètres importants pour la solubilisation biologique des métaux dans des boues digérées en aérobiose. Soumis pour publication dans *Environnement Technology Letters*.

COUILLARD, D., CHARTIER, M., MERCIER, G., TYAGI, R.D. (1989b).

Major factors influencing bacterial leaching of heavy metals from anaerobic sludge. Soumis pour publication dans *Biological Waste*.

COUILLARD, D., MERCIER, G. et R.D. TYAGI (1988a).

"Étude de la solubilisation biologique des métaux lourds des boues anaérobies d'épuration pour fin de valorisation agricole. Tome I: Problématique des métaux lourds dans les boues résiduares et revue de littérature sur les méthodes d'enlèvement de ces métaux". INRS-Eau, rapport scientifique no 262, 267 pages. (Pour le CQVB - Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse, Québec).

COUILLARD, D., MERCIER, G. et R.D. TYAGI (1988b).

"Étude de la solubilisation biologique des métaux lourds des boues anaérobies d'épuration pour fin de valorisation agricole. Tome II: Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate ferreux de qualité laboratoire comme substrat". INRS-Eau, rapport scientifique no 263, 150 pages. (Pour le CQVB - Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse, Québec).

COUILLARD, D., MERCIER, G., PICHÉ, I. et R.D. TYAGI (1988c).

"Étude de la solubilisation biologique des métaux lourds des boues anaérobies d'épuration pour fin de valorisation agricole. Tome III: Recherche d'un substrat économique pour la solubilisation des métaux lourds dans les boues résiduelles". INRS-Eau, rapport scientifique no 264, 124 pages. (Pour le CQVB - Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse, Québec).

COUILLARD, D., MERCIER, G., TYAGI, R.D. and TRAN, F. (1988d).

Étude sur la solubilisation biologique des métaux lourds des boues anaérobies d'épuration pour fin de valorisation agricole. Tome IV: Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate ferreux résiduelle de raffinage des métaux: INRS-Eau, rapport scientifique no 265, 172 pages (Pour le CQVB - Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse, Québec).

COUILLARD, D., LÉGARÉ, P. et POULIN, R. (1987).

Étude de valorisation agricole des boues provenant des stations d'épuration des eaux de la Communauté urbaine de Québec. (Étude exécutée en collaboration avec le Groupe Poulin, Thériault ltée et le consortium PCRB). INRS-Eau rapport scientifique no 244, 142 pp. 6 annexes. (Pour la Communauté urbaine de Québec et le ministère de l'Environnement du Québec).

COUILLARD, D., CROWLEY, M. and SASSEVILLE, J.L. (1986).

Technological public choice in practice: the case of wastewater treatment facilities. *Journal of Environmental Management*, 22(2): 133-146.

CROWLEY, M., SASSEVILLE, J.L. et COUILLARD, D. (1986).

L'importance accordée à l'évaluation technologique dans l'assainissement des eaux usées municipales au Québec. *Revue Internationale des Sciences de l'Eau*, 2(2): 49-57.

D'ANTONIO, G. (1983).

Aerobic digestion of thickened activated sludge. *Water Research*, 17(11): 1525-1531.

DAVIS, R.D. and CARLTON-SMITH, C.H. (1984).

An investigation into the phytotoxicity of zinc, copper and nickel using sewage sludge of controlled metal content. *Environmental Pollution*, B8: 163-185.

DAVIS, R.D. (1986).

Cadmium in sludges used as fertilizer. *Experientia Supplementum*, 50: 55-65.

DAVIS, R.D. (1987).

Use of sewage sludge on land in the United Kingdom. *Water Science and Technology*, 19(8): 1-8.

DEENY, K., HEIDMAN, J. and SMITH, J. (1985).

Autothermal thermophilic aerobic digestion in the Federal Republic of Germany. Dans: *Proceedings of the 40th Industrial Waste Conference*, Purdue University, Lafayette, Indiana, 959-968.

DEGRÉMONT. (1978).

Mémento technique de l'eau. *Technique et Documentation*.

ENVIRONNEMENT CANADA (1985).

L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine. *Direction générale des programmes de protection de l'environnement*, SPE6-EP-84-1, Ottawa, pp. 62-167.

EPA (1984).

Environmental regulations and technology. Use and disposal of municipal wastewater sludge. United States Environmental Protection Agency. EPA-625/10-84-003, 76 pages.

EPA (1979a).

Process Design Manual. Sludge Treatment and disposal. United States Environmental Protection Agency, EPA 625/1-79-011, Municipal, Environmental Research Laboratory, Cincinnati, Ohio 45268.

EPA (1979b).

Methods for chemical analysis of water and waste, EPA-600/479-020, Méthode, p. 365-2-5.

FLYNN, F., JALBERT, J.M., ROBERT, R., ST-YVES, A., TERREAU, J.A. et TRUDEL, G. (1987).

Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales, Guide de bonnes pratiques. Ministère de l'Environnement du Québec, 60 pages.

GERBA, C.P.; WALLIS, C. and MELNICK, J.L. (1975).

Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. Journal of the irrigation and drainage division; ASCE 101: 157-174.

GRADY, C.P.L. (Jr) and LIM, H.C. (1980).

Biological wastewater treatment. Marcel Dekker, New York, p. 46.

GRENIER, Y. et COUILLARD, D. (1987).

Le recyclage des boues d'usine d'épuration des eaux usées à des fins de en fertilisation forestière. Journal GEOS, 16(2): 22-26.

GUAY, R., SILVER, M. and TORMA, A.E. (1976).

Microbiological leaching of a low-grade uranium ore by Thiobacillus ferrooxidans, European Journal of Microbiology, 3: 157-167.

HALL and RYDEN. (1986).

Current UK research into ammonia losses from sludges and slurries. Dans: Efficient land use of sludge and manure, Elsevier Applied Science Publishers: 180-192.

HARRISON, A.P. Jr (1982).

Genomic and physiological diversity amongst strains of Thiobacillus ferrooxidans and genomic comparison with Thiobacillus thiooxidans, Archives Microbiology, 131: 68-76.

HARRISON, A.P. Jr (1984).

The acidophilic Thiobacilli and other acidophilic bacteria that share their habitat. Annual Review Microbiology, 38: 265-292.

HAYS, B.D. (1977).

Potential for parasitic disease transmission with land applications of sewage plant effluents and sludges. Water Research, 11: 583-595.

HAYES, T.D. and THEIS, T.L. (1978).

The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. Journal of Water Pollution Control Federation, 50: 61-72.

HINESLY, T.D., ZIEGLER, E.L. and BARRET, G.L. (1979).

Residual effects of irrigating corn with digested sewage sludge. Journal of Environmental Quality, 8(1): 35-38.

HUTCHINS, S.R., DAVIDSON, M.S., BRIERLEY, J.A. and BRIERLEY, C.L. (1986).

Microorganisms in reclamation of metals. Annual Review of Microbiology. 40: 311-336.

INGLEDEW, J.W. (1982).

Thiobacillus ferrooxidans, the bioenergetics of an acidophilic chemolithotroph. Biochimica et Biophysica Acta, 683: 89-117.

JENKINS, R.L., SCHEYBELER, B.J., SMITH, M.L., BAIRD, R., LO, M.P. and HAUG, R.T. (1981).

Metals removal and recovery from municipal sludge. Journal of Water Pollution Control Federation, 53(1): 25-32.

KIFF, R.J., CHEUNG, Y.H. and BROWN, S. (1983).

Heavy metal removal from sewage sludges, factors governing detoxification process efficiency. Dans: Proceedings of the 3th Conference on Heavy Metals in the Environment, Heidelberg, CEP Consultants, Edinburgh: 401-404.

KLEIN, L.A., MARTIN, L., NORMAN, N. and KIRSCHNER, S.L. (1974).

Sources of metals in New York city wastewater, Journal of Water Pollution Control Federation, 46(12): 2653-2662.

KOERS, D.A. and MAVINIC, D.S. (1977).

Aerobic digestion of waste activated sludge at low temperature. Journal of Water Pollution Control Federation, 49(3): 460-468.

LEGRET, M., DEMARE, D. and MARCHANDISE, P. (1983).

Speciation of heavy metals in sewage sludge, Dans: Proceedings of the 3th International Conference of Heavy Metals in the Environment. Heidelberg, CEP Consultants, Edinburgh: 350-353.

LESTER, J.N., STERRIT, R.M. and KIRK, P.W.W. (1983).

Significance and behaviour of heavy metals in waste water treatment process. II. Sludge treatment and disposal. The Science of the Total Environment, 30: 45-83.

LUNDGREN, D.G. and SILVER, M. (1980).

Ore leaching by bacteria. Annual Review of Microbiology, 34: 263-283.

MATTHEWS (1984).

Control of metal application rates from sewage sludge utilization in agriculture. CRC Rev. Envir. Control, 14(3): 199-250.

MERCIER, G. (1988).

L'extraction biologique des métaux lourds des boues anaérobies d'épuration. Mémoire de maîtrise ès Sciences de l'eau, INRS-Eau, Université du Québec, 286 pages.

MOSEY, F.E. (1976).

Assessment of the maximum concentration of heavy metals in crude sewage will not inhibit the anaerobic digestion of sludge. Water Pollution Control, 75: 10-20.

NAYLOR, L.M. and LOEHR, R.C. (1981).

Increase in dietary cadmium as a result of application of sewage sludge to agricultural land. Environmental Science & Technology, 15(8): 881-886.

NELSON, P.O. (1986).

Studies of the uptake of heavy metals by activated sludge. Dans: Proceedings of the International symposium on metal speciations, separations and recovery. Chicago (juillet-août, 1986), Industrial Waste Elimination Research Center, pp. VIII-69-VIII-76.

NRIAGU, J.O. (1988).

A silent epidemic of environmental poisoning? Environmental Pollution, 50: 139-161.

OLIVER, B.G. and COSGROVE, E.G. (1974).

The efficiency of heavy metal removal by a conventional activated sludge treatment plant. Water Research, 8: 869-874.

OLIVER, B.G. and CAREY, J.H. (1976).

Acid solubilisation of sewage sludge and ash constituents for possible recovery. Water Research, 10: 1077-1081.

OLVER, J.W., KREYE, W.C. and KING, P.H. (1975).

Heavy metal release by chlorine oxidation of sludge. Journal of Water Pollution Control Federation, 47(10): 2490-2497.

PICHÉ, I. (1989).

Étude de substrats utilisés lors de la solubilisation bactérienne des métaux lourds dans les boues résiduares urbaines. Mémoire de maîtrise ès Sciences de l'eau, INRS-Eau, Université du Québec, 179 pages.

PROCTOR & REDFERN GROUP (1986).

Development of a methodology to investigate the cost effectiveness of various sludge management systems. Rapport préparé pour Approvisionnement et Service Canada (UP-P-205).

RAMALHO, R.S. (1983).

Introduction to wastewater treatment processes. Academic Press, New York, 580 pages.

RANDALL, C.W.; RICHARDS, J.B. and KING, P.H. (1975).

Temperature effects on aerobic digestion kinetics. Journal of the environmental engineering division, ASCE, 101: 795-811.

REYNOLDS, T.D. (1973).

Aerobic digestion of thickened waste activated sludge. Proceedings of the 28th Industrial Waste Conference of Purdue University, Lafayette, Indiana, 12-37.

RYAN, J.A., PAHREN, H.R. and LUCAS, J.B. (1982).

Controlling cadmium in the human food chain: a review and rational based on health effects. Environmental Research, 28: 251-302.

SCHWARTZBROD, J., MATHIEU, C., THÉVENOT, M.T., BARADEL, J.M. and SCHWARTZBROD, L. (1987).

Waste water sludge: parasitological and virological contamination. Water Science and Technology, 19(8): 33-40.

SCHELTINGA, H.M.J. (1987).

Sludge in agriculture: the european approach. Water Science & Technology, 19(8): 9-18.

SCHÖNBORN, W. and HARTMANN, H. (1978).

Bacterial leaching of metals from sewage sludge. *European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology*, 5: 305-313.

SCOTT, D.S. and HORLINGS, H. (1975).

Removal of phosphates and metals from sewage sludges. *Environmental Science and Technology*, 9(9): 849-855.

SKINNER, F.A.; PASSMORE, S.M. and DAVENPORT, R.R. (1980).

Biology and activities of yeast. Academic Press, New York, 170 p.

SMITH, A.R. (1971).

Aerobic digestion gains favor. *Water and Waste Engineering*, 8(2): 24-25.

SOMMERS, L.E. and NELSON, D.W. (1981).

Monitoring the response of soils and crops to sludge applications. Dans: Sludge and its ultimate disposal. J.A. Borchardt, W.J. Redman, G.E. Jones and R.T. Sprague (eds), Ann Arbor Science Publishers, Ann. Arbor, Michigan, pp. 217-240.

STEPHENSON, T. and LESTER, J.N. (1987a).

Heavy metal removal during the activated sludge process. I. Extent of soluble and insoluble metal removal mechanisms; *The Science of the Total Environment*, 63: 199-214.

STEPHENSON, T., LESTER, J.N. (1987b).

Heavy metal removal during the activated sludge process. II. Insoluble metal removal mechanisms, *The Science of the Total Environment*, 63: 215-230.

STIEN, J.L. and SCHWARTZBROD, J. (1987).

Devenir des oeufs d'helminthes au cours d'un cycle d'épuration des eaux usées. *Revue Internationale des sciences de l'eau*, 3(3/4): 77-82.

STOREY, G.W. (1987).

Survival of tape worm eggs, free and in proglottids, during simulated sewage treatment processes, *Water Research* 21(2): 199-203.

STOVELAND, S., ASTRUC, M., LESTER, J.N. and PERRY, R. (1979).

The balance of heavy metals through a sewage treatment works. II. Chromium, nickel and zinc. *The Science of the Total Environment*, 12: 25-34.

ST-YVES, A. et BEAULIEU, R. (1988).

Caractérisation des boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales (janvier, février 1988). Ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale de l'assainissement des eaux, Direction de l'assainissement agricole, no. 262.

THEIS, T.L. and HAYES, T.D. (1980).

Chemistry of heavy metals in anaerobic digestion. Dans: Chemistry of wastewater technology. Alan J. Rubin (ed.). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, 403-419.

TJELL, J.C. (1986).

Trace metal regulations for sludge utilization in agriculture; a critical review. *Communauté Européenne*, EUR 10361; 348-361.

TORMA, A.E. (1986).

Biohydrometallurgy as an emerging technology. *Biotechnology and Bioengineering Symposium*, No. 16: 49-63.

TYAGI, R.D. and COUILLARD, D. (1989).

Bacterial leaching of metals from sludge. In: Sewage and wastewater treatment. Library of Pollution Control Technology - Hazardous/Solids Wastes, Gulf Publishing Co. Houston, Texas.

TYAGI, R.D., COUILLARD, D. and TRAN, F. (1988).

Heavy metals removal from anaerobically digested sludge by chemical and microbiological methods. *Environmental Pollution*. 50: 295-316.

TYAGI, R.D. and COUILLARD, D. (1987a).

Comparison of chemical and microbiological processes to remove heavy metals from anaerobically digested sludge. Dans: Proceedings of the International Symposium on small systems for water supply and waste water disposal, National University of Singapore, 2-4 July 1987: 435-448.

TYAGI, R.D. and COUILLARD, D. (1987b).

Bacterial leaching of metal from digested sewage sludge. *Process biochemistry*, 22(4): 114-117.

VISHNIAC, W.V. (1974).

Bergey's manual of determinative bacteriology. R.E. Buchanan et N.E. Gibbons (eds), Williams & Wilkins Co., Baltimore: 456-464.

WEBBER, M.D. (1986).

Épandage des boues d'épuration sur les terres agricoles - une évaluation. Environnement Canada et Agriculture Canada, Comité d'experts sur la gestion des sols et de l'eau. Burlington (Ontario), 42 pages.

WEBBER, M.D., KLOKE, A. and TJELL, J.C. (1984).

A review of current sludge use guidelines for the control of heavy metal contamination in soils. Dans: Processing and use of sewage sludge. P. L'Hermite et H. Ott (eds), D. Reidel Publishing Co., The Netherlands, pp. 371-386.

WONG, L. and HENRY, J.G. (1983).

Bacterial leaching of heavy metals from anaerobically digested sewage sludges. *Water Pollution Research Journal of Canada*, 18: 151-162.

WONG, L. and HENRY, J.G. (1984a).

Biological removal and chemical recovery of metals from sludge. Dans: Proceedings of the 39th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana: 515-520.

WONG, L. and HENRY, J.G. (1984b).

Decontaminating biological sludge for agricultural use. *Water Science and Technology*, 17: 575-586.

WOZNIAK, D.J. and HUANG, J.Y.C. (1982).

Variables affecting metals removal from sludge. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 54(12): 1574-1580.

YSI (1970).

Instructions for YSI model 54 oxygen meter, Yellow Springs Instruments Co.
Ohio 45387, 30 pages.



ANNEXES



Annexe 1A: Résultats d'analyse pour le bécher No 1, dont le % de réduction des solides volatils au moment de l'inoculation est de 45,5%.

Jour	pH	POR mV	Aération VM	T C°	O ₂ % sat.	Population bactérienne x 10 ⁹ ind./mL	DOO mg O ₂ /L	Solides totaux %	Solides volatils %	Solides fixes %	Réduction des solides volatils %
0	7,46	- 36	1	22	4,5		23 903	1,81	69,1	30,9	—
1	7,11	62	1	22	11,1		22 235	—	—	—	—
2	6,91	13	1	23	80,0		23 038	1,55	67,9	2,6	16,4
5	5,84	373	1	24	64,4		19 950	1,49	66,7	33,3	20,5
6	5,95	385	1	25	79,7						
7	6,04	366	1	24	61,4		15 503	1,45	62,2	37,8	27,8
8	6,03	453	1	23	82,7						
9	6,15	416	1	22	81,8		13 897	1,28	62,5	37,5	36,0
10	6,17	386	1	—	77,2						
11	6,20	290	1	22	95,4						
12	6,27	417	1	22	75,0		10 315	1,14	63,2	36,8	42,4
13	6,33	386	1	22	>100						
14	5,83	343	1	21	87,5		11 334	1,33	51,2	48,8	45,5
15	4,09	274	1	22	>100	0,42					
16	4,12	280	1	21	95,0	0,74	10 006	1,28	58,9	41,0	45,0
17	4,07	283		22	—	0,38	—	—	—	—	—
19	3,84	302	1	22	98,0		5 929	1,14	48,7	51,3	55,6
20	3,66	323	1	22	87,5						
21	3,39	483	1	23	86,0	0,36	8 091	1,24	50,0	50,0	50,4
22	3,02	432	1	24	>100	—					
23	3,03	494	1	22	>100	0,66	12 785	1,25	51,3	48,7	49,9
26	3,35	508	1	22	>100		8 400				
27	3,41	501	1	22	>100	0,20	—	1,40	51,1	48,8	42,8
28	3,45	502	1	22	>100		9 203	1,29	50,0	50,0	48,4
29	3,56	473	1	19	>100	0,18	—	—	—	—	—
30	3,59	495	1	20	97,8		7 072				

Annexe 1B: Résultats d'analyse pour les métaux solubilisés dans le bécher No 1.

Jour	Cu		Zn		Mn	
	mg/L	% Sol.*	mg/L	% Sol.	mg/L	% Sol.
0	-	0	0	0	0	0
1	0,05	1,97	0,04	1,81	0,03	5,51
2	0,04	1,58	0,02	0,91	0,07	1,28
5	0,02	0,78	0,07	3,10	0,32	5,88
6	0	0	0,02	0,91	0,25	4,59
7	0,07	0,39	0,03	1,35	0,28	5,15
8	0,02	0,78	0,06	2,72	0,24	4,42
9	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0
11	1,21	9,50	0	0	0	0
12	0,68	5,36	0	0	0	0
13	0,27	2,13	0	0	0	0
14	1,15	9,11	0	0	0	0
15	1,93	15,26	8,13	73,66	4,13	75,91
16	1,99	15,69	8,13	73,66	4,80	88,20
17	1,73	13,64	8,03	72,80	6,63	90,32
19	1,41	11,16	8,13	73,66	6,81	92,88
20	4,19	33,04	8,14	73,84	6,02	82,01
21	5,42	42,74	6,33	57,43	5,29	72,07
22	6,32	49,84	6,45	58,52	5,53	75,34
23	6,37	50,27	6,32	57,29	5,53	75,34
26	6,32	49,84	7,39	64,04	5,71	77,86
27	6,37	50,27	7,35	66,68	6,08	82,83
28	6,37	50,27	8,40	76,15	6,08	82,83
29	6,37	50,27	6,52	59,15	5,35	72,88
30	6,27	49,44	7,08	64,23	5,41	73,71

* % sol. = % de solubilisation

Annexe 1C: Détermination des pentes des graphiques C en fonction du temps pour le bécher No. 1.

Jour 5

C	dC/dt
1,5	1,21
3,7	0,60
4,6	0,36
5,2	0,25
5,7	0,20
6,0	0,13
6,2	0,06

$$dC/dt = -0,239C + 1,520$$

Jour 7

C	dC/dt
1,0	1,35
2,0	1,21
3,0	0,97
4,0	0,71
5,0	0,64
6,0	0,38
6,5	0,20
7,0	0,05

$$dC/dt = -0,212C + 1,610$$

Jour 12

C	dC/dt
1,0	1,82
2,0	1,70
3,0	1,14
4,0	0,86
5,0	0,27
5,5	0,20
6,0	0,14
6,5	0,00

$$dC/dt = -0,364C + 2,260$$

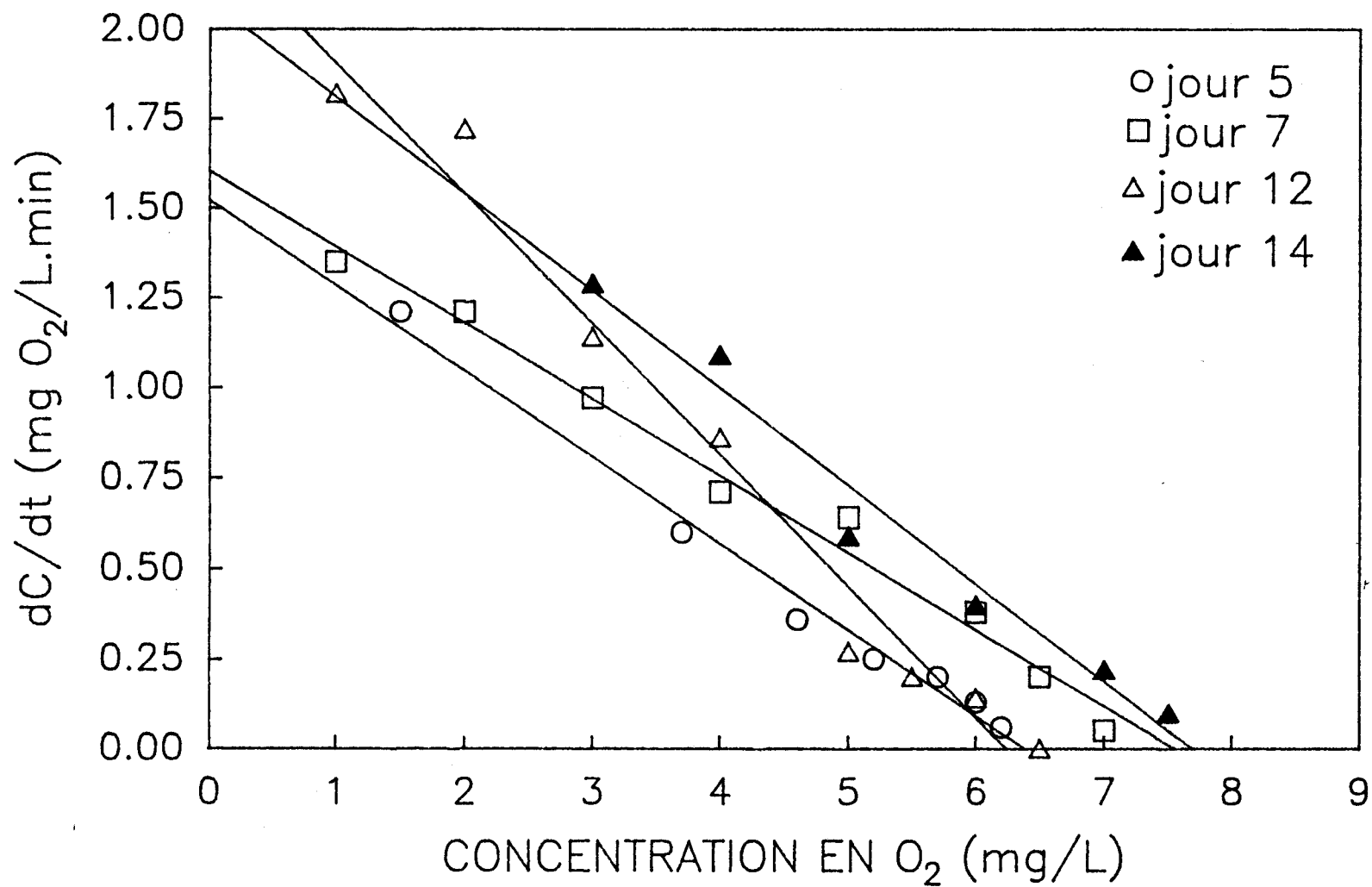
Jour 14

C	dC/dt
2,0	2,27
3,0	1,29
4,0	1,09
5,0	0,59
6,0	0,40
7,0	0,22
7,5	0,10

$$dC/dt = -0,271C + 2,080$$

DETERMINATION DE KLA REACTEUR NPS

dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 1C: (suite)

Jour 20

C	dC/dt
5,5	0,19
6,0	0,17
6,25	0,16
6,50	0,13
6,75	0,12
7,0	0,10

$$dC/dt = -0,062C + 0,536$$

Jour 22

C	dC/dt
5,5	0,75
6,0	0,53
6,5	0,19
7,0	0,10
7,5	0,08

$$dC/dt = -0,354C + 2,630$$

Jour 26

C	dC/dt
4,5	2,38
5,0	2,07
5,5	2,06
6,0	1,60
6,5	1,14
7,0	0,77
7,5	0,52
8,0	0,19
8,5	0,08

$$dC/dt = -0,625C + 5,260$$

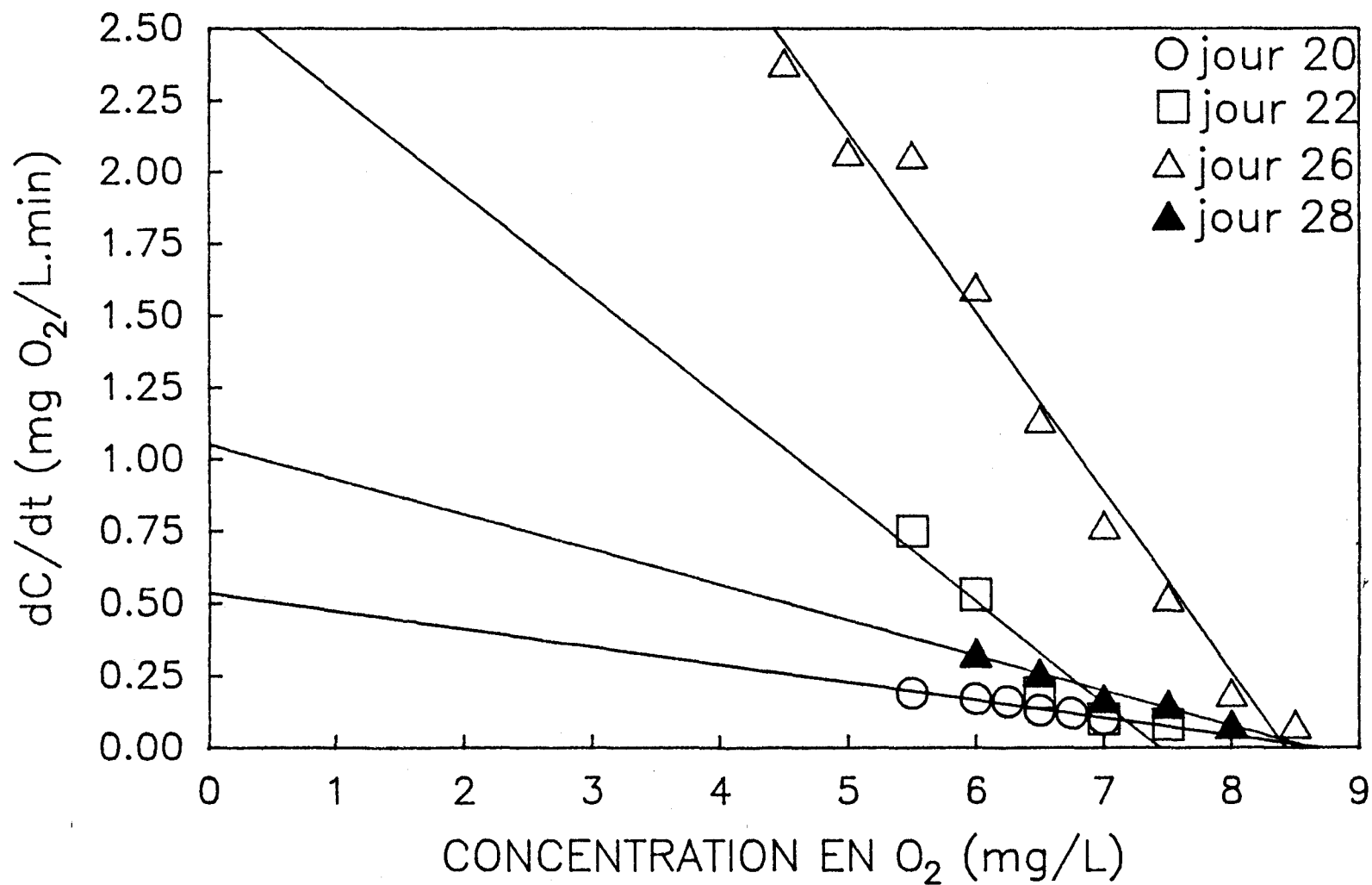
Jour 28

C	dC/dt
5,5	0,38
6,0	0,33
6,5	0,26
7,0	0,17
7,5	0,15
8,0	0,08

$$dC/dt = -0,122C + 1,052$$

DETERMINATION DE KLA REACTEUR NPS

dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 2A: Résultats d'analyse pour le béccher No 2, dont le % de réduction des solides volatils au moment de l'inoculation est de 35,2%.

Jour	pH	POR mV	Aération VM	T C°	O ₂ % sat.	Population bactérienne x 10 ⁹ ind./mL	DCO mg O ₂ /L	Solides totaux %	Solides volatils %	Solides fixes %	Réduction des solides volatils %
0	7,50	- 27	1	21	17,0		27 856	1,78	69,8	30,2	—
1	7,53	15	1	22	5,0		17 541				
2	7,19	30	1	22	28,0		23 038	1,66	67,3	32,6	9,9
5	6,02	302	1	24	75,0		1 970	1,50	65,8	34,2	20,5
6	6,00	377	1	25	53,6						
7	5,92	357	1	24	—		13 837	1,42	62,2	37,8	28,9
8	5,86	444	1	23	96,5						
9	5,97	414	1	22	73,8		13 650	1,30	61,9	38,1	35,2
10	3,07	516	1	—	96,6						
11	3,42	418	—	—	98,8						
12	3,62	407	1	22	92,0	6,92	13 094	1,52	58,8	41,2	33,8
13	3,66	400	1	21	>100	1,8					
14	3,80	386	1	22	97,7		11 581	1,55	55,32	44,6	30,9
15	3,80	393	1	21	>100	1,32					
16	3,88	382	1	21	94,0		16 244				
17	3,96	388				1,50					
19	3,96	454	1	22	90,0		10 376	1,36	58,69	41,6	33,8
20	4,00	451	1	22	98,9						
21	4,04	474	1	23	94,2	1,64	9 697	1,40	58,3	44,7	34,3
22	4,04	462	1	24	97,6						
23	4,17	462	1	22	98,8	1,0	11 365	1,25	58,5	41,5	41,1
26	4,37	449	1	22	96,6	—	11 859				
27	4,38	453	1	22	95,0	5,28		1,45	59,2	40,8	30,9
28	4,37	437	1	22	97,0	—	16 368	1,36	57,1	41,8	37,3
29	4,53	315	1	21	>100	0,68					
30	4,62	417	1	20	97,0		10 592				

Annexe 2B: Résultats d'analyse pour les métaux solubilisés dans le bécher No 2.

Jour	Cu		Zn		Mn	
	mg/L	% Sol.*	mg/L	% Sol.	mg/L	% Sol.
0	0	0	0	0	0,05	9,19
1	0,05	1,97	0	0	0	0
2	0,03	1,18	0	0	0,03	5,51
5	0,03	1,18	0	0	0,23	4,22
6	0,05	1,97	0	0	0,23	4,22
7	0,02	0,77	0,07	3,17	0,23	4,22
8	0,04	1,58	0,04	1,81	0,22	4,04
9	0,53	4,18	0	0	0,17	3,30
10	10,20	80,0	9,34	84,63	4,91	90,28
11	9,07	71,57	8,68	78,69	4,91	90,28
12	8,81	69,44	8,23	74,57	4,57	84,02
13	10,04	79,18	9,05	82,05	4,91	90,28
14	7,63	60,17	8,68	77,96	4,72	86,78
15	2,88	22,71	9,93	89,98	4,93	90,64
16	2,98	23,54	11,03	100,0	4,94	90,80
17	2,98	23,54	9,76	88,53	4,74	87,13
19	2,04	16,09	9,73	88,12	4,88	89,71
20	1,99	15,69	8,21	74,38	4,42	81,50
21	3,51	27,00	8,52	77,24	4,21	81,50
22	3,07	24,25	8,25	75,00	4,44	81,62
23	2,90	22,91	8,74	79,28	4,62	84,93
26	3,24	25,59	7,31	66,27	4,13	75,92
27	2,76	21,81	7,97	72,30	4,14	76,10
28	2,76	21,81	7,29	66,14	4,13	75,92
29	2,76	21,81	6,61	59,93	4,04	74,26
30	0,73	0,57	7,03	63,74	4,02	73,89

* % sol. = % de solubilisation

Annexe 2C: Détermination des pentes des graphiques C en fonction du temps pour le bécher No. 2.

Jour 5

C	dC/dt
2,6	1,60
4,7	0,66
5,5	0,40
6,1	0,23
6,6	0,17
6,8	0,12
6,9	0,05

$$dC/dt = -0,348C + 2,410$$

Jour 7

C	dC/dt
1,5	1,4
2,5	1,0
3,0	0,86
3,5	0,80
4,0	0,66
4,5	0,60
5,0	0,48
5,5	0,45
6,0	0,24
6,5	0,17

$$dC/dt = -0,226C + 1,617$$

Jour 12

C	dC/dt
6,0	0,42
6,5	0,37
7,0	0,32
7,5	0,21
8,0	0,05

$$dC/dt = -0,180C + 1,530$$

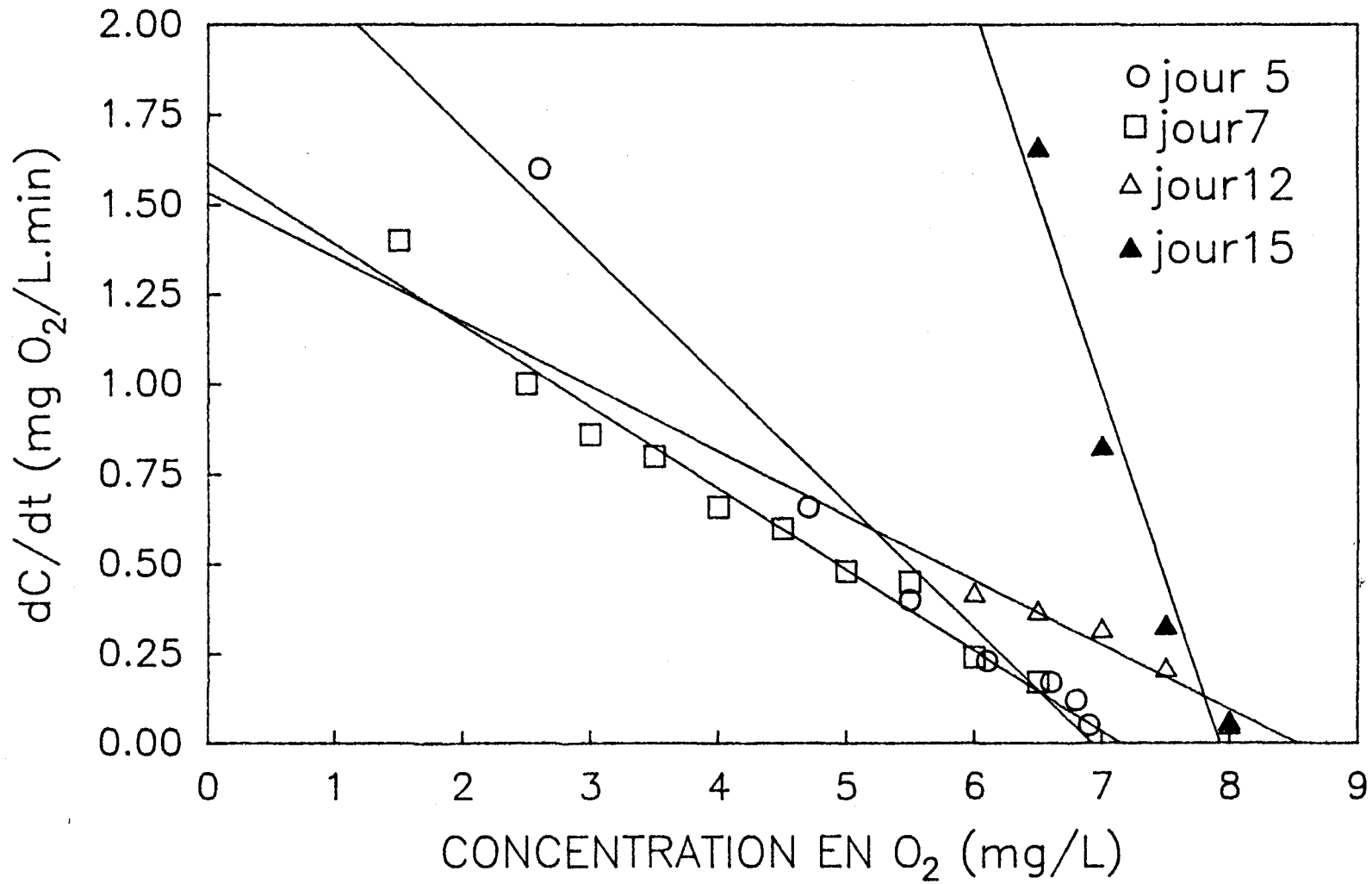
Jour 14

C	dC/dt
6,5	1,66
7,0	0,83
7,5	0,33
8,0	0,06

$$dC/dt = -1,060C + 8,400$$

DETERMINATION DE KLA REACTEUR PS2

dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 2C: (suite)

Jour 19

C	dC/dt
4,5	1,92
5,5	1,47
6,0	0,95
6,5	0,26
7,0	0,20
7,5	0,10

$$dC/dt = -0,677C + 4,994$$

Jour 21

C	dC/dt
4,5	1,73
5,0	1,53
5,5	1,16
6,0	0,93
6,5	0,65
7,0	0,30

$$dC/dt = -0,573C + 4,34$$

Jour 26

C	dC/dt
4,5	1,46
5,0	1,00
5,5	0,67
6,0	0,29
6,5	0,13
7,0	0,04

$$dC/dt = -0,577C + 3,910$$

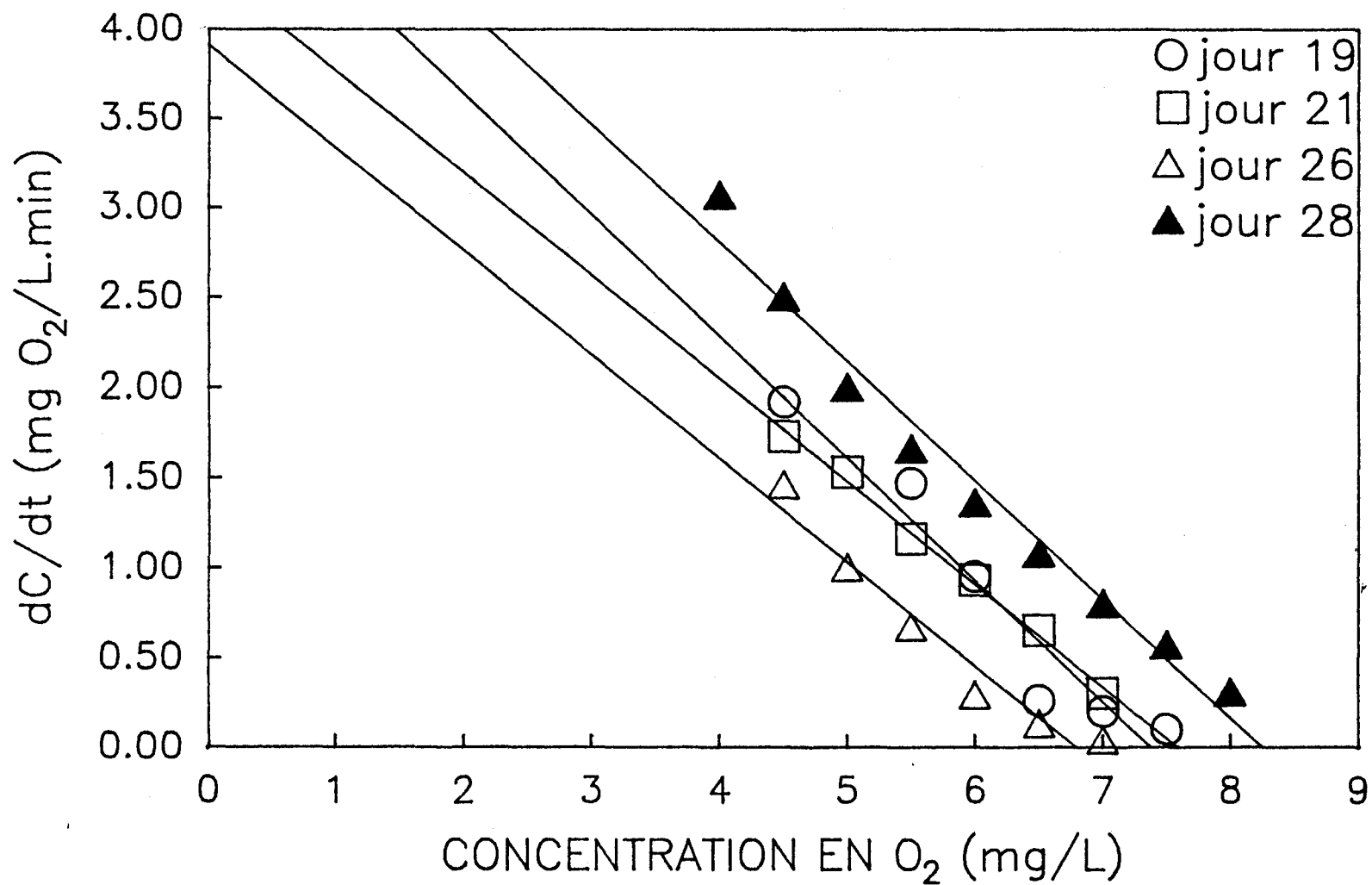
Jour 28

C	dC/dt
4,5	2,50
5,0	2,0
5,5	1,66
6,0	1,40
6,5	1,10
7,0	0,80
7,5	0,50
8,0	0,30

$$dC/dt = -0,661C + 5,44$$

DETERMINATION DE KLA REACTEUR PS2

dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 3A: Résultats d'analyse pour le bécher No 3, dont le % de réduction des solides volatils au moment de l'inoculation est de 32,3%.

Jour	pH	POR mV	Aération VM	T C�	O ₂ % sat.	Population bactérienne x 10 ⁹ ind./mL	DCO mg O ₂ /L	Solides totaux %	Solides volatils %	Solides fixes %	Réduction des solides volatils %
0	7,54	-101	1	21	4,0		20 012	1,70	67,9	32,1	—
1	7,35	13	1	23	6,0		16 121				
2	7,07	38	1	22	11,0		21 432	1,57	65,9	34,1	10,4
5	5,93	420	1	24	78,0		17 974	1,44	66,7	33,3	16,9
6	5,84	407	1	25	73,8						
7	5,9	380	1	24	61,4		13 063	1,38	63,3	36,7	24,4
8	5,88	460	1	23	93,1						
9	6,23	429	1	22	87,5		11 983	1,25	62,5	37,5	32,3
10	3,26	490	1	—	92,0						
11	3,66	417	1	—	94,3						
12	3,70	340	1	—	85,0	8,52	10 994	1,38	60,9	39,1	27,3
13	3,91	371	1	21	>100	0,80					
14	3,97	368	1	22	>100		11 581	1,24	53,8	46,2	42,2
15	3,97	386	1	21	>100	1,32					
16	4,06	354	1	21	93,3		9 573	1,24	65,3	34,7	36,6
17	4,01	349				1,56					
19	4,11	366	1	22	>100		8 647	1,18	57,5	42,5	41,2
20	4,18	363	1	22	83,0						
21	4,23	367	1	23	91,9	0,34	7 967	1,13	55,6	44,4	45,6
22	4,20	405	1	24	>100						
23	4,33	444	1	22	>100	0,58	8 091	1,22	56,1	43,9	36,8
26	4,51	463	1	22	96,0	—	9 697				
27	4,54	445	1	22	95,5	0,42		1,29	57,1	42,8	36,2
28	4,54	446	1	22	>100		14 391				
29	4,68	408	1	21	>100	0,64		1,24	53,0	47,0	43,0
30	4,73	411	1	20	97,8		9 296				

Annexe 3B: Résultats d'analyse pour les métaux solubilisés dans le bécher No 3.

Jour	Cu		Zn		Mn	
	mg/L	% Sol.*	mg/L	% Sol.	mg/L	% Sol.
0	0	0	0	0	0	0
1	0,02	7,70	0	0	0,11	2,02
2	0	0	0	0	0,08	1,47
5	0,01	0,37	0,03	1,35	0,26	4,77
6	0	0	0	0	0,29	5,33
7	0,04	1,57	0,07	3,17	0,29	5,33
8	0	0	0	0	0,23	4,22
9	0,53	4,17	0	0	0	0
10	8,64	68,18	8,16	73,98	4,55	83,73
11	7,74	61,04	8,13	73,36	4,05	74,39
12	7,21	56,82	8,13	73,36	4,43	81,52
13	4,51	35,53	8,13	73,36	4,68	86,02
14	4,56	35,96	8,11	73,52	3,88	71,41
15	2,30	18,18	8,16	73,98	4,37	80,42
16	2,51	19,79	8,15	73,84	4,37	80,42
17	2,30	18,18	8,18	74,12	4,37	80,42
19	2,40	18,96	8,13	73,36	4,49	82,62
20	2,14	16,91	8,13	73,36	4,43	81,52
21	2,83	22,36	6,17	55,98	3,82	70,31
22	2,76	21,81	6,16	55,84	4,01	73,62
23	2,76	21,81	7,01	63,59	4,49	82,62
26	2,62	20,70	6,19	56,12	3,09	56,80
27	1,82	14,35	6,22	56,39	3,09	56,80
28	1,03	8,16	6,23	56,53	3,52	64,70
29	0	0	6,1	55,30	3,21	59,09
30	0	0	5,88	53,35	3,27	60,20

* % sol. = % de solubilisation

Annexe 3C: Détermination des pentes des graphiques C en fonction du temps pour le béccher No. 3.

Jour 5

C	dC/dt
1,5	3,66
2,0	3,00
2,5	2,50
3,0	2,10
3,5	1,46
3,6	1,40
4,0	1,08
4,5	0,80
5,0	0,61
5,6	0,35
6,0	0,17
6,2	0,04
6,3	0,02

$$dC/dt = -0,50C + 3,120$$

Jour 7

C	dC/dt
1,5	0,81
2,0	0,76
3,0	0,61
4,0	0,45
5,0	0,39
6,0	0,14

$$dC/dt = -0,143C + 1,040$$

Jour 12

C	dC/dt
1,0	0,98
2,0	0,64
3,0	0,56
4,0	0,45
5,0	0,36
6,0	0,30
7,0	0,15

$$dC/dt = -0,120C + 0,973$$

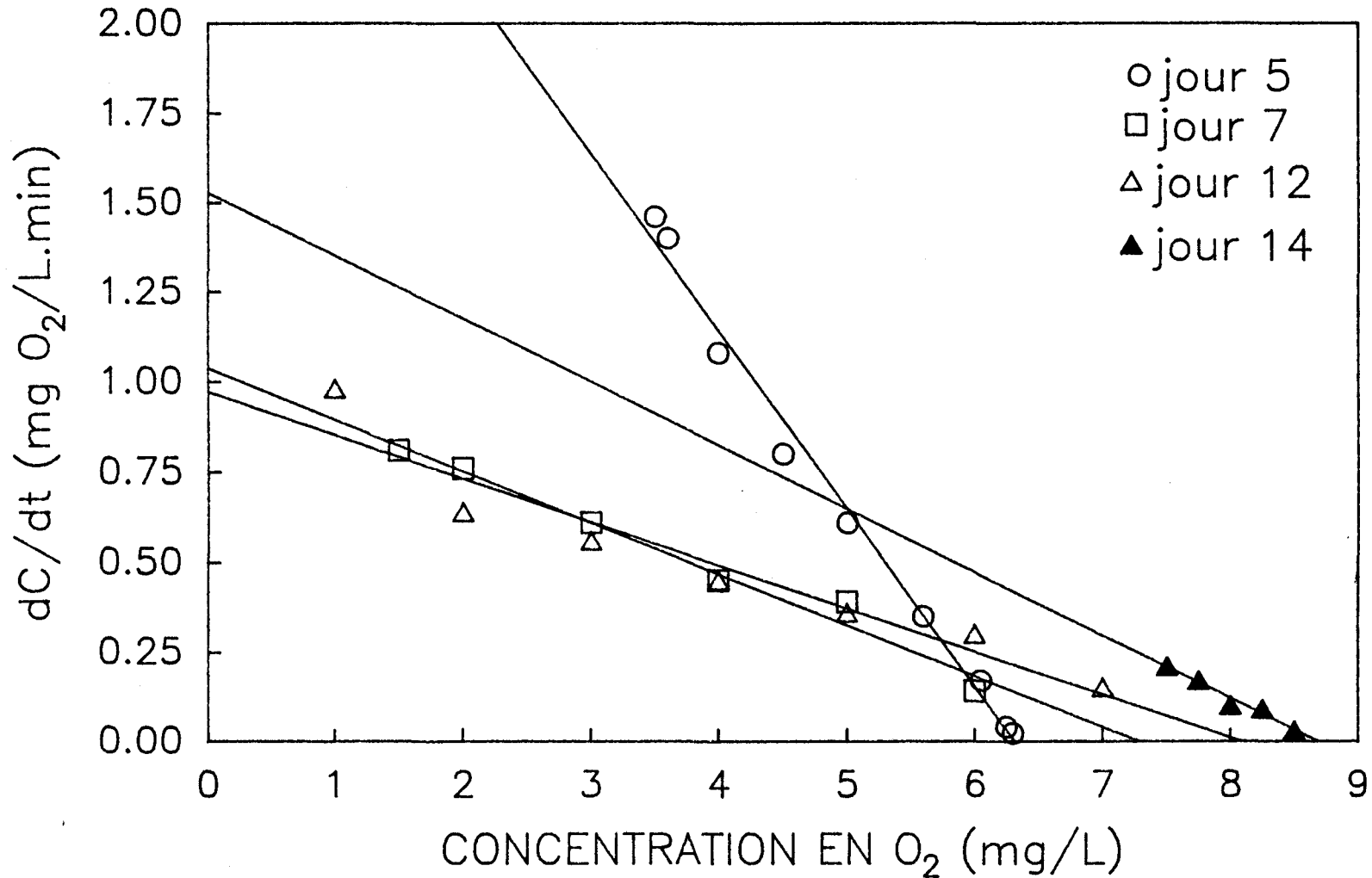
Jour 14

C	dC/dt
7,5	0,21
7,7	0,17
8,0	0,10
8,3	0,09
8,5	0,03

$$dC/dt = -0,176C + 0,984$$

DETERMINATION DE KLA REACTEUR NPS2

dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 3C: (suite)

Jour 15

C	dC/dt
7,5	0,26
7,7	0,18
8,0	0,16
8,3	0,13
8,5	0,10
8,7	0,06

$$dC/dt = -0,145C + 1,330$$

Jour 22

C	dC/dt
6,0	1,82
7,0	0,56
7,3	0,24
7,5	0,15
7,7	0,12
8,0	0,07

$$dC/dt = -0,906C + 7,062$$

Jour 27

C	dC/dt
4,0	1,60
5,0	0,91
6,0	0,35
6,5	0,16
7,0	0,15
7,5	0,11
8,0	0,03

$$dC/dt = -0,386C + 2,890$$

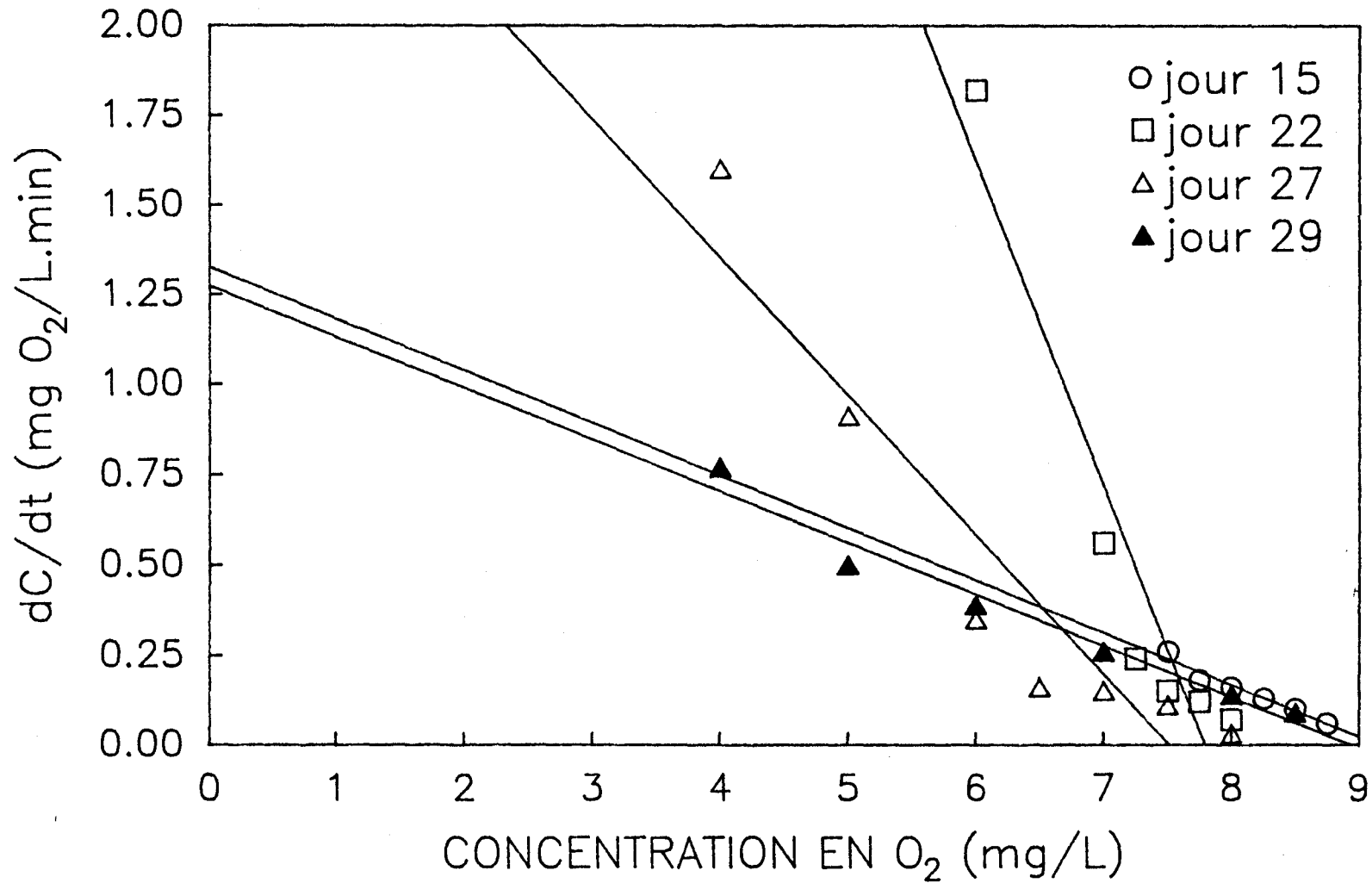
Jour 29

C	dC/dt
3,0	1,79
4,0	0,77
5,0	0,50
6,0	0,39
7,0	0,26
8,0	0,14
8,5	0,09

$$dC/dt = -0,143C + 1,274$$

DETERMINATION DE KLA REACTEUR NPS2

dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 4A: Résultats d'analyse pour le béccher No 4, dont le % de réduction des solides volatils au moment de l'inoculation est de 33,7%.

Jour	pH	PCR mV	Aération VM	T C°	O ₂ % sat.	Population bactérienne x 10 ⁹ ind./mL	DCO mg O ₂ /L	Solides totaux %	Solides volatils %	Solides fixes %	Réduction des solides volatils %
0	7,46	- 36	1	22	4,5		22 236	1,73	69,8	30,2	—
1	6,87	60	1	21	31,0		20 506				
2	6,06	103	1	22	25,0		21 186	1,61	66,6	33,3	11,1
5	6,72	317	1	24	69,0		17 294	1,49	66,7	33,3	17,7
6	6,25	361	1	25	38,1						
7	6,26	342	1	24	—		13 588	1,38	64,4	35,5	26,4
8	6,07	438	1	23	97,0						
9	6,11	404	1	22	79,5		12 662	1,23	65,0	35,0	33,8
10	5,87	442	1	—	82,9						
11	6,08	227	1	—	85,2						
12	5,86	354	1	22	85,0		11 488	1,16	63,2	36,8	39,3
13	3,27	524	1	21	>100	0,58					
14	3,73	444	1	22	>100		10 623	1,46	53,3	46,6	35,6
15	3,88	408	1	21	63,3	0,88					
16	3,94	380	1	21	97,7		12 785				
17	4,14	377	—	—	—	0,96					
19	4,16	442	1	22	96,6		7 473	1,34	55,6	64,4	38,4
20	4,12	408	1	22	>100						
21	4,30	459	1	23	97,7	1,28	10 253	1,28	54,8	45,2	42,0
22	5,19	436	1	24	87,1						
23	5,40	372	1	22	86,4	0,18	9 326	1,37	58,7	41,3	33,4
26	5,88	386	1	22	54,5		7 473				
27	6,15	393	1	22	93,0	1,04		1,26	54,7	45,2	42,9
28	6,22	353	1	22	61,0		10 129	1,15	52,6	47,4	49,9
29	6,53	210	1	21	>100						
30	6,71	299	1	20	89,0		7 257				

Annexe 4B: Résultats d'analyse pour les métaux solubilisés dans le béccher No 4.

Jour	Cu		Zn		Mn	
	mg/L	% Sol.*	mg/L	% Sol.	mg/L	% Sol.
0	0	0	0	0	0,06	1,10
1	0,04	1,58	0,05	2,26	0,08	1,47
2	0,02	0,77	0,03	1,36	0,18	3,31
5	0,03	1,18	0	0	0,08	1,47
6	0,05	1,98	0	0	0,11	2,02
7	0,04	1,97	0	0	0,20	3,67
8	0	0	0	0	0,17	3,13
9	0	0	0	0	0,20	37,68
10	0	0	0	0	0,19	35,84
11	0	0	0	0	0,19	35,84
12	0	0	0	0	0,19	35,84
13	5,41	42,63	8,13	73,36	4,61	84,76
14	5,51	43,45	8,09	73,34	4,76	87,52
15	3,61	28,51	8,09	73,34	4,89	89,91
16	3,61	28,51	8,14	73,84	4,93	90,64
17	3,56	28,07	11,32	93,52	4,31	79,22
19	3,51	27,68	8,16	73,98	4,78	87,88
20	3,45	27,25	8,11	73,35	4,43	81,45
21	1,89	14,90	6,47	58,61	4,15	76,28
22	0	0	5,39	48,91	3,69	67,83
23	0	0	4,51	40,93	3,51	64,50
26	0	0	1,46	13,28	3,59	64,0
27	0	0	0,20	1,81	2,88	53,10
28	0	0	0,20	1,81	2,34	43,16
29	0	0	0,22	1,99	1,89	34,87
30	0	0	0,46	9,07	1,56	28,81

* % sol. = % de solubilisation

Annexe 4C: Détermination des pentes des graphiques C en fonction du temps pour le bécher No. 4.

Jour 5

C	dC/dt
2,3	1,30
4,3	0,82
5,6	0,49
6,3	0,29
6,7	0,13
6,9	0,06
6,9	0,01

$$dC/dt = -0,273C + 1,960$$

Jour 7

C	dC/dt
1,0	0,64
1,5	0,57
2,0	0,41
2,5	0,39
3,0	0,37
3,5	0,35
4,0	0,30
4,5	0,20

$$dC/dt = -0,110C + 0,707$$

Jour 12

C	dC/dt
1,5	0,93
2,0	0,88
2,5	0,83
3,0	0,73
3,5	0,65
4,0	0,55
4,5	0,50
5,0	0,46

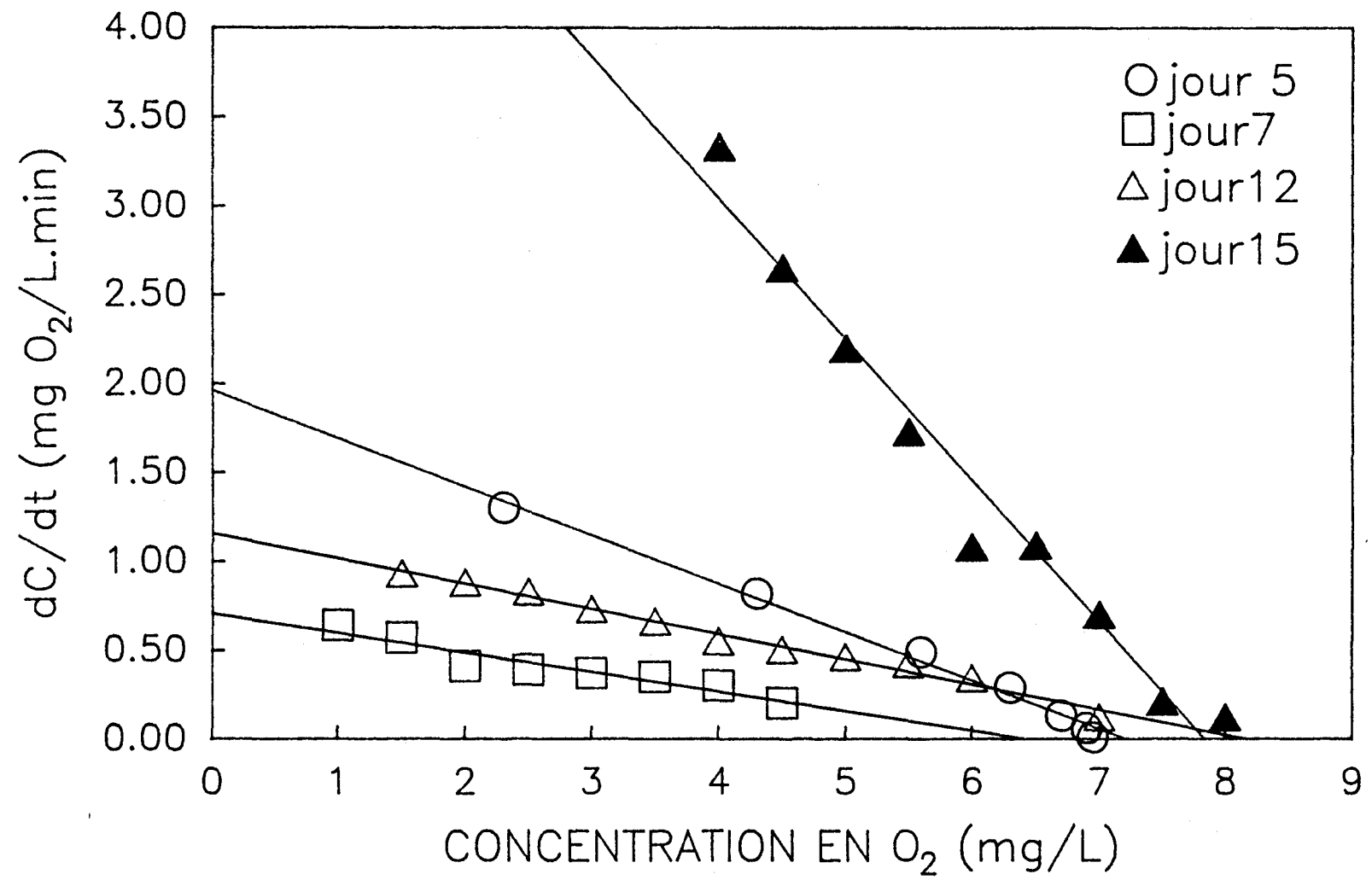
$$dC/dt = -0,142C + 1,160$$

Jour 15

C	dC/dt
4,0	3,33
4,5	2,22
5,0	2,65
5,5	1,73
6,0	1,08
6,5	1,09
7,0	0,70
7,5	0,21
8,0	0,12

$$dC/dt = -0,793C + 6,20$$

DETERMINATION DE KLA REACTEUR PS
dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 4C: (suite)

Jour 19

C	dC/dt
4,5	7,00
5,0	5,00
5,5	3,10
6,0	2,50
6,5	1,80
7,0	0,91
7,5	0,50
8,0	0,09

$$dC/dt = -1,862C + 14,252$$

Jour 21

C	dC/dt
5,0	2,85
5,5	2,69
6,0	2,50
6,5	1,74
7,0	0,97
7,5	0,53
8,0	0,23
8,5	0,06

$$dC/dt = -0,917C + 7,635$$

Jour 26

C	dC/dt
2,0	1,19
2,5	1,12
3,0	0,95
3,5	0,81
4,0	0,73
4,5	0,68

$$dC/dt = -0,221C + 1,63$$

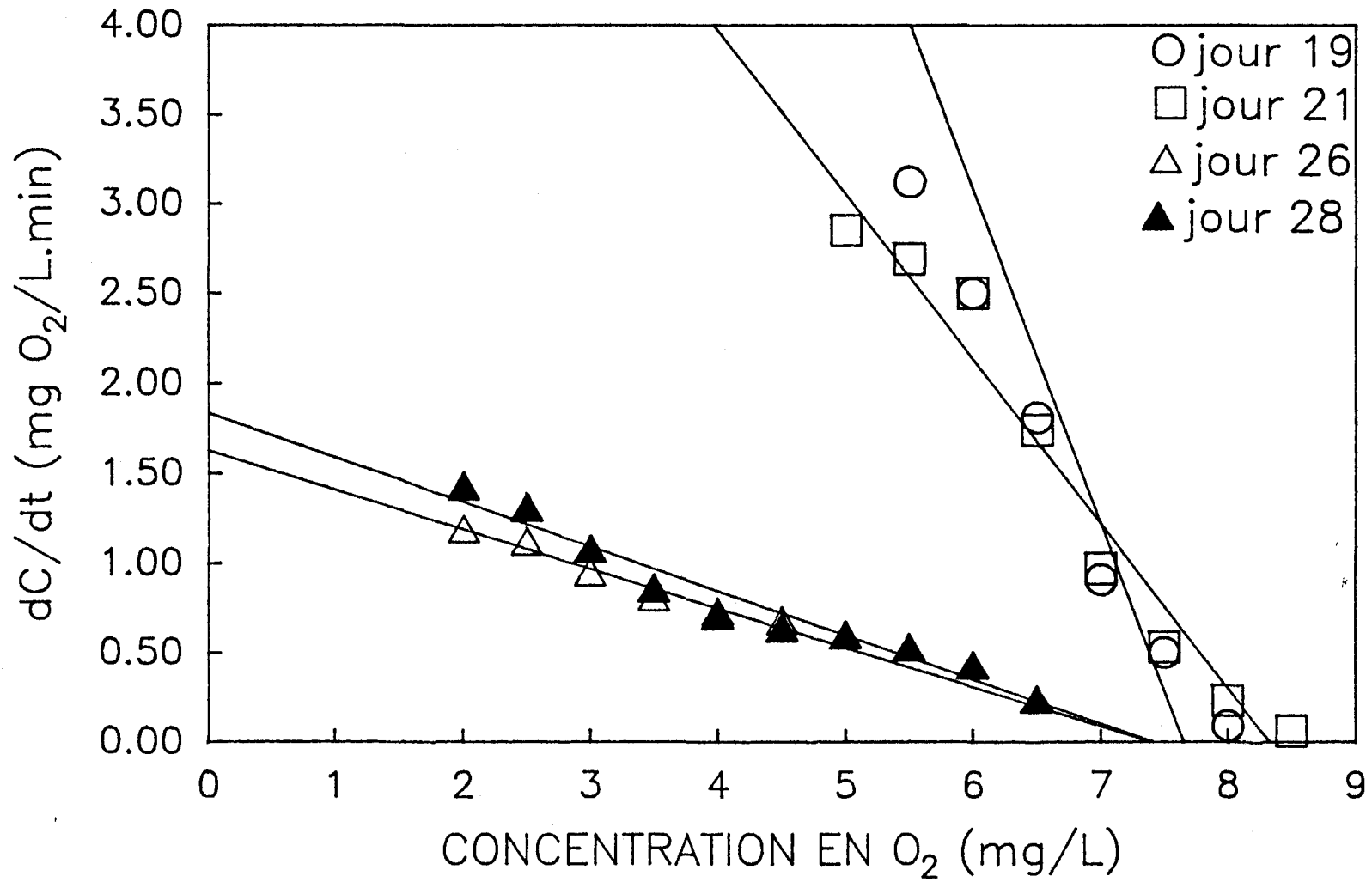
Jour 28

C	dC/dt
2,0	1,43
2,5	1,31
3,0	1,08
3,5	0,86
4,0	0,71
4,5	0,64
5,0	0,6
5,5	0,53
6,0	0,43
6,5	0,24

$$dC/dt = -0,248C + 1,838$$

DETERMINATION DE KLA REACTEUR PS

dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 5A: Résultats d'analyse pour le bécher No 5 où l'inoculation se fait dès le début de la digestion.

Jour	pH	POR mV	Aération VM	T C�	O ₂ % sat.	Population bactérienne x 10 ⁹ ind./mL	DCO mg O ₂ /L	Solides totaux %	Solides volatils %	Solides fixes %	Réduction des solides volatils %
0	4,33	191	1	22	79,0		31 192	1,82	65,4	34,5	—
1	4,19	171	1	23	5,0	3,25	18 591				
2	4,06	272	1	22	65,9	2,65	12 168	1,62	61,7	38,3	16,1
5	3,30	510	1	24	>100	1,48	17 541	1,76	64,9	35,8	4,1
6	3,61	509	1	25	73,8	2,10					
7	3,72	509	1	24	97,6		13 619	1,71	61,8	38,2	11,3
8	3,76	547	1	23	>100	2,40					
9	3,97	527	1	22	93,18	0,58	16 090	1,76	63,6	36,4	6,0
10	3,78	483	1	—	86,36						
11	3,96	443	1	—	72,73						
12	4,00	464	1	22	—	2,40	17 603	1,88	65,6	34,4	-3,5
13	4,07	467	1	21	>100						
14	4,24	418	1	22	95,4	3,36	16 491	1,79	60,7	39,3	8,8
15	4,32	444	1	21	70						
16	4,65	343	1	20	92,4	1,72	14 515	1,67	65,3	34,7	8,4
17	5,04	324									
19	5,75	307	1	22	59,1		17 850	1,67	61,0	39,0	14,5
20	6,30	344	1	22	>100	1,16					
21	6,73	285	1	23	88,5			1,65	63,6	36,3	11,9
22	6,92	327	1	23	24,4	1,20					
23	6,55	335	1	22	95,4		10 809	1,50	61,2	38,8	22,9
26	7,56	376	1	21	96,6	0,52	11 488				
27	7,23	364	1	21	74,4		—	1,50	61,9	38,0	22,4
28	7,48	351	1	21	>100	0,26	13 835				
29	7,41	335	1	20	89	—	—	1,38	55,6	44,4	35,5
30	7,59	343	1	20	95,5	—	11 303				

Annexe 5B: Résultats d'analyse pour les métaux solubilisés dans le bécher No 5.

Jour	Cu		Zn		Mn	
	mg/L	% Sol.*	mg/L	% Sol.	mg/L	% Sol.
0	0,05	0,39	2,45	22,20	3,13	5,75
1	0	0	6,40	58,02	4,86	89,33
2	0,35	2,76	6,55	59,38	4,95	90,99
5	7,15	56,38	7,70	69,80	4,55	86,34
6	7,2	56,70	7,60	68,90	4,85	89,15
7	7,0	55,20	7,40	67,08	4,65	85,48
8	7,05	55,59	9,55	86,53	5,00	91,91
9	8,48	66,91	8,34	75,56	4,80	88,23
10	8,43	66,48	9,01	81,64	4,68	86,03
11	8,48	66,91	11,03	100	4,86	89,34
12	8,70	68,61	11,03	100	4,86	83,64
13	5,82	45,94	11,03	100	4,55	86,03
14	5,61	44,28	8,28	75,11	4,68	89,34
15	3,82	30,16	8,51	77,15	4,86	89,34
16	2,25	17,70	8,63	78,29	4,86	75,52
17	0,32	2,52	8,14	73,84	3,94	68,20
19	0,37	2,96	4,58	41,52	3,27	47,88
20	1,99	15,69	0	0	2,60	25,46
21	0	0	0,04	0,36	1,38	25,46
22	0	0	0	0	1,20	22,06
23	0	0	0	0	1,20	22,06
26	0	0	0	0	1,20	22,06
27	0	0	0	0	1,26	23,15
28	0	0	0	0	1,20	22,06
29	0	0	0	0	1,20	22,06
30	0	0	0,08	0,73	1,20	22,06

* % sol. = % de solubilisation

Annexe 5C: Détermination des pentes des graphiques C en fonction du temps pour le béccher No. 5.

Jour 2

C	dC/dt
2,5	1,30
3,0	1,16
4,0	0,94
5,0	0,65
6,0	0,43
7,0	0,24
7,5	0,13

$$dC/dt = -0,234C + 1,860$$

Jour 6

C	dC/dt
5,5	1,0
6,0	0,69
6,5	0,48
7,0	0,40
7,5	0,26
8,0	0,05

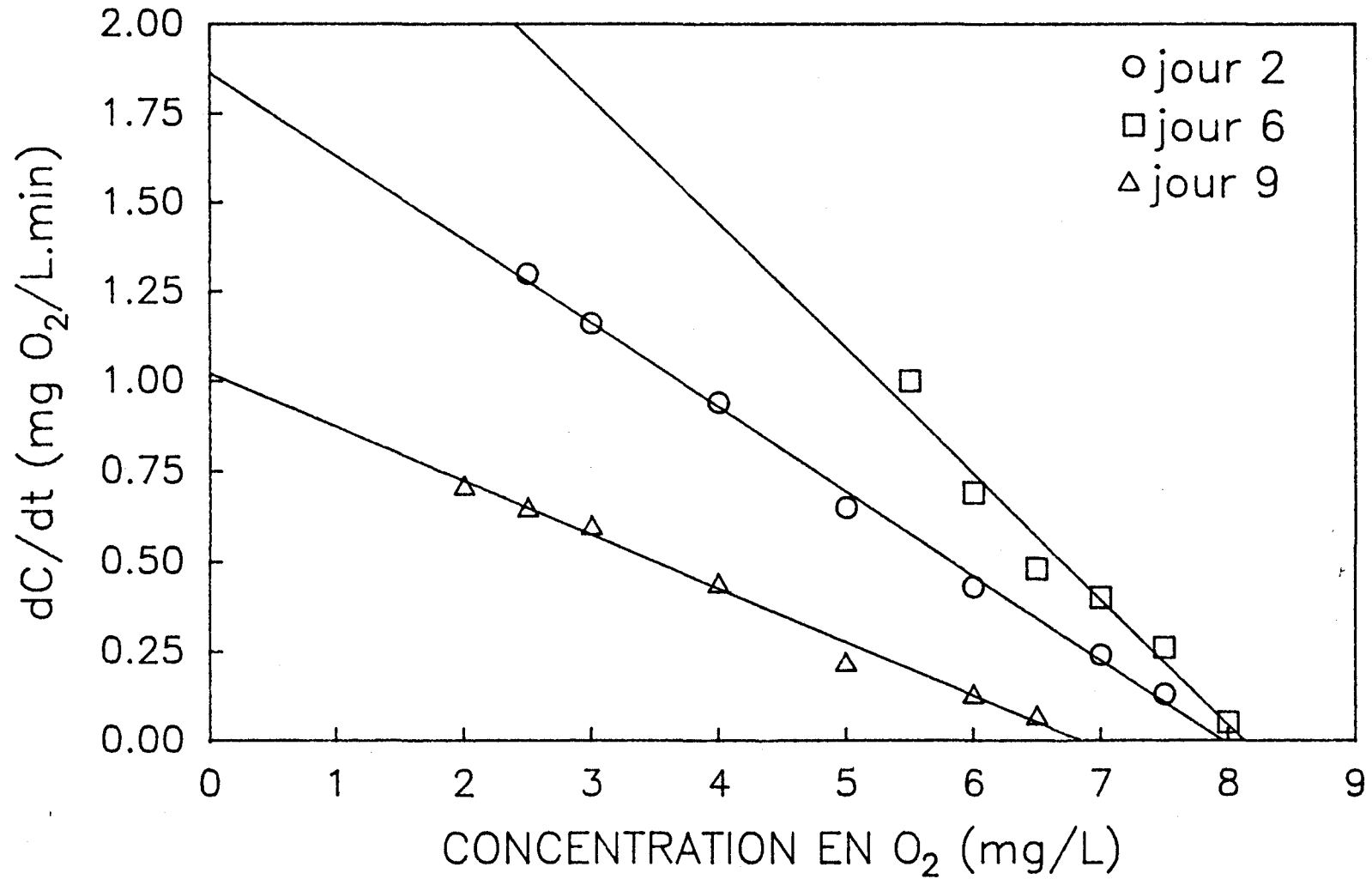
$$dC/dt = -0,035C + 2,810$$

Jour 9

C	dC/dt
2,0	0,71
2,5	0,65
3,0	0,60
4,0	0,44
5,0	0,22
6,0	0,13
6,5	0,07

$$dC/dt = -0,149C + 1,022$$

DETERMINATION DE KLA DANS LE REACTEUR COM
dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 5C: (suite)

Jour 13

C	dC/dt
5,5	0,31
6,0	0,26
6,5	0,25
7,5	0,11
7,8	0,05

$$dC/dt = -0,112C + 0,941$$

Jour 16

C	dC/dt
1,0	2,81
2,0	1,61
3,0	1,54
4,0	1,30
5,0	0,69
6,0	0,36
7,0	0,16
7,5	0,04

$$dC/dt = -0,384C + 2,769$$

Jour 21

C	dC/dt
2,0	2,78
2,5	2,62
3,0	2,22
3,5	1,82
4,0	1,61
4,5	1,35
5,0	1,11
5,5	0,86
6,0	0,65
6,5	0,53
7,0	0,28
7,5	0,22
8,0	0,12

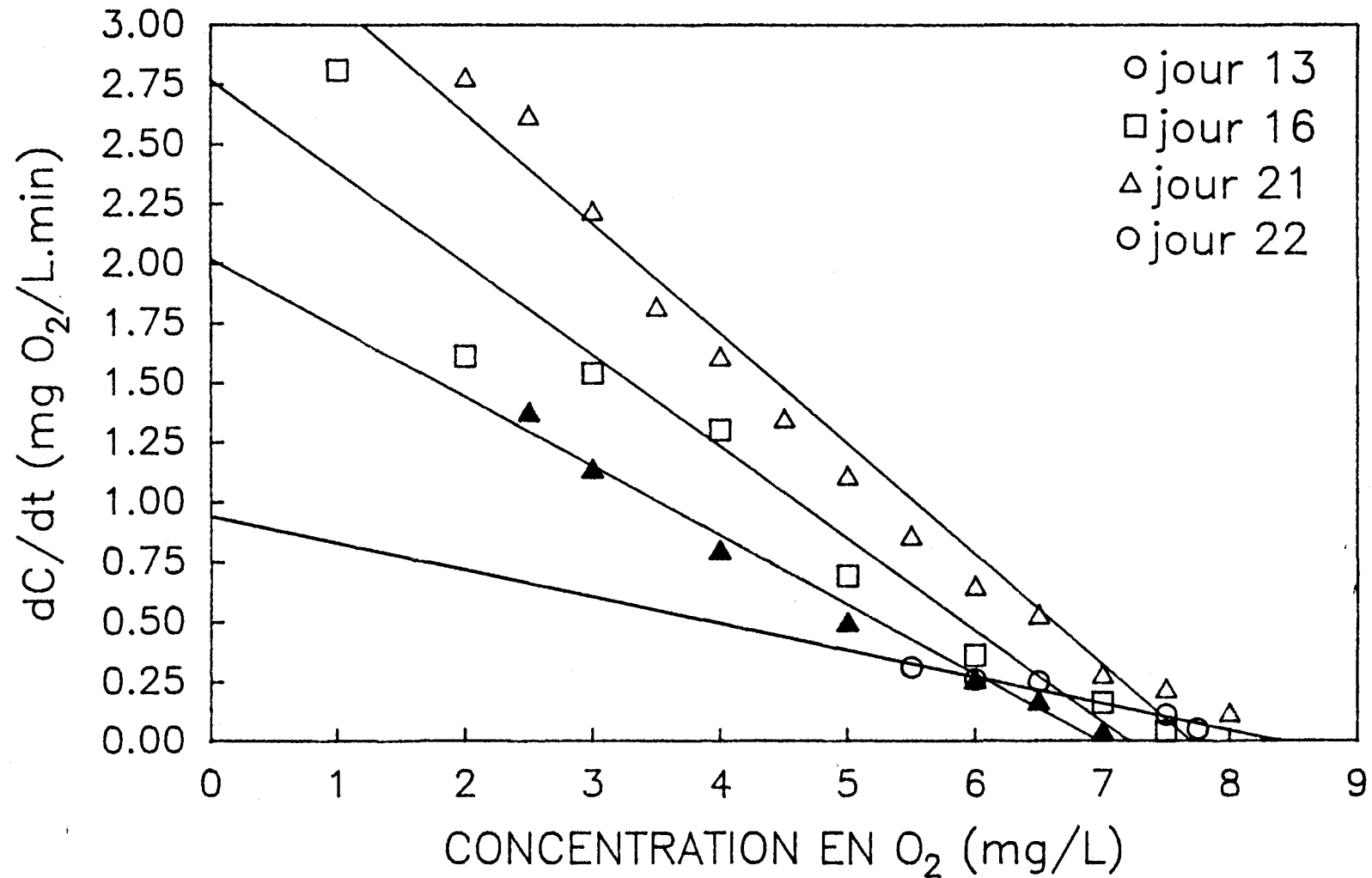
$$dC/dt = -0,462C + 3,550$$

Jour 22

C	dC/dt
2,5	1,38
3,0	1,14
4,0	0,80
5,0	0,50
6,0	0,26
6,5	0,17
7,0	0,04

$$dC/dt = -0,290C + 2,020$$

DETERMINATION DE KLA DANS LE REACTEUR COM
dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 5C: (suite)

Jour 23

C	dC/dt
3,5	1,94
4,0	1,60
4,5	1,35
5,0	1,25
5,5	1,11
6,0	0,97
6,5	0,80
7,0	0,56
7,5	0,25
8,0	0,02

$$dC/dt = -0,390C + 3,230$$

Jour 27

C	dC/dt
1,5	0,56
2,0	0,55
3,0	0,42
4,0	0,29
5,0	0,23
6,0	0,08
6,5	0,05

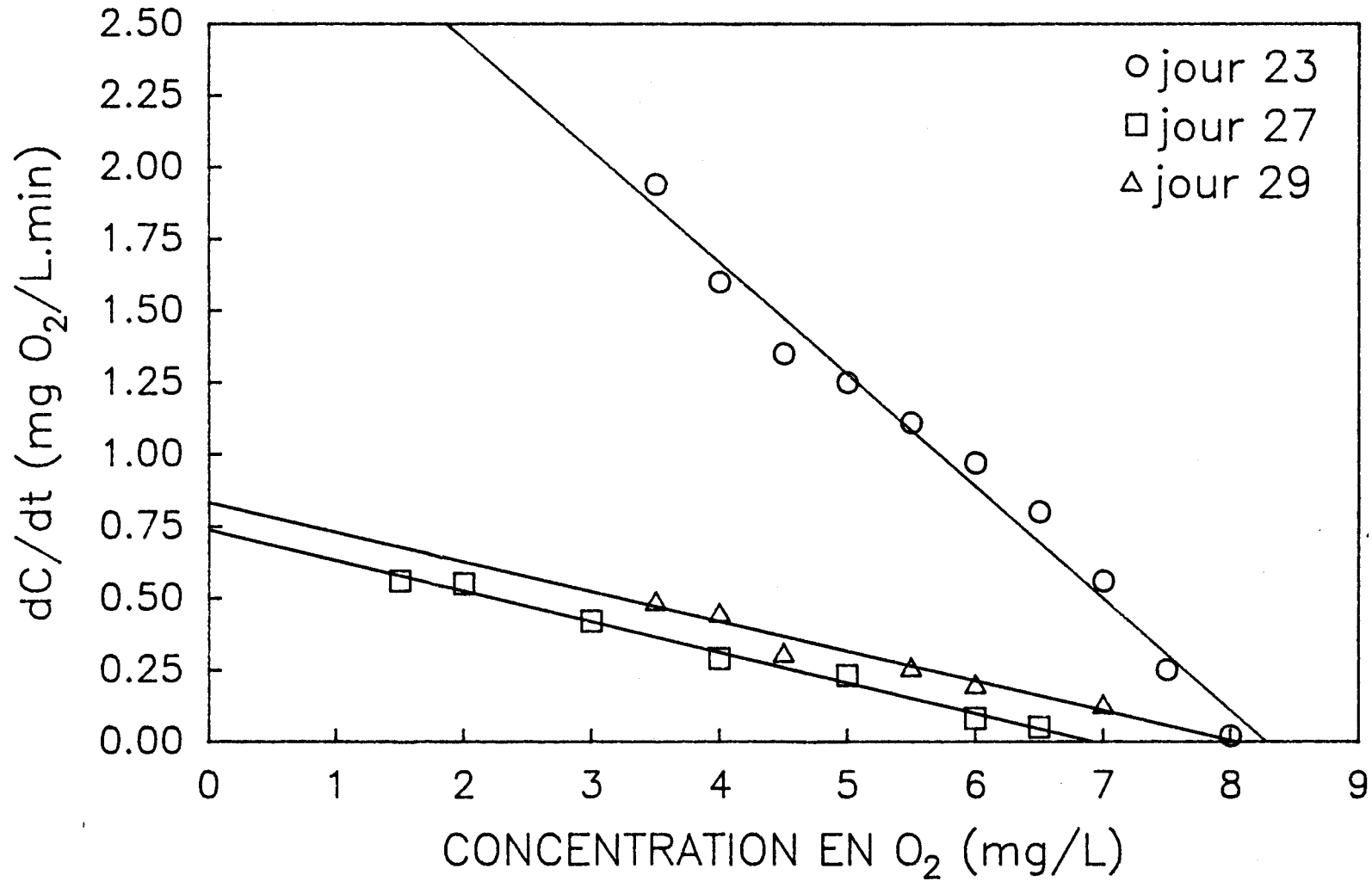
$$dC/dt = -0,107C + 0,739$$

Jour 29

C	dC/dt
3,5	0,49
4,0	0,45
4,5	0,31
5,0	0,26
5,5	0,26
6,0	0,20
7,0	0,13

$$dC/dt = -0,104C + 0,834$$

DETERMINATION DE KLA DANS LE REACTEUR COM
dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 6A: Résultats d'analyse pour le bécher No 6 où l'inoculation se fait dès le début de la digestion.

Jour	pH	POR mV	Aération VM	T C�	O ₂ % sat.	Population bactérienne x 10 ⁹ ind./mL	DCO mg O ₂ /L	Solides totaux %	Solides volatils %	Solides fixes %	Réduction des solides volatils %
0	4,14	208	1	22	96,0		22 730	1,69	63,3	36,7	—
1	4,14	179	1	22	8,9	3,35	14 021				
2	3,99	304	1	22	>100	1,24	11 241	1,27			
5	3,28	546	1	24	>100	0,36	13 218	1,38	64,4	35,6	16,8
6	3,51	523	1	25	94,0	1,44					
7	3,65	512	1	24	>100		11 241	1,37	60,0	40,0	23,1
8	3,73	553	1	23	>100	3,26					
9	4,02	530	1	22	96,6	0,76	10 562	1,44	63,5	39,5	18,6
10	3,71	489	1	—	97,7						
11	3,98	457	1	—	95,5						
12	4,04	471	1	22		4,40	—	1,38	64,4	35,6	16,8
13	4,16	468	1	21	>100		11 920				
14	4,29	438	1	22	>100	4,12	9 234	1,41	59,5	40,5	21,5
15	4,33	473	1	21	>100						
16	4,30	388	1	20	95,7	4,36	13 248	1,18	62,2	37,8	31,4
17	4,41	351									
19	4,62	353	1	22	98,8		10 006	1,14	57,9	42,4	57,9
20	4,92	363	1	22	95,4	2,00					
21	5,43	309	1	23	90,8			1,07	58,8	41,2	41,3
22	5,85	314	1	23	93,1	1,24					
23	6,14	316	1	22	98,8		8 091	1,08	61,1	38,9	38,3
26	7,11	360	1	21	96,6	0,98	14 947				
27	7,23	357	1	21	88,9			1,15	59,0	41,0	36,6
28	7,24	345	1	2	96,7	0.46	7 782				
29	7,37	324	1	20	>100			1,00	53,8	46,2	49,8
30	7,42	336	1	20	95,5		5 806				

Annexe 6B: Résultats d'analyse pour les métaux solubilisés dans le bécher No 6.

Jour	Cu		Zn		Mn	
	mg/L	% Sol.*	mg/L	% Sol.	mg/L	% Sol.
0	0	0	2,20	19,94	3,55	65,25
1	0,15	1,18	6,20	56,21	5,22	95,59
2	1,30	10,25	6,75	61,19	5,05	92,83
5	6,95	54,81	6,70	60,74	4,55	83,63
6	6,50	51,26	5,80	52,58	4,25	78,12
7	7,0	55,20	5,95	53,94	4,45	81,80
8	4,90	38,64	7,25	65,72	4,20	77,21
9	5,45	43,02	8,11	73,53	4,40	80,97
10	5,45	43,02	8,13	73,36	4,61	84,83
11	4,61	36,36	8,15	73,84	4,61	76,56
12	7,63	60,17	8,13	73,36	4,20	77,21
13	6,73	53,07	8,21	74,39	4,73	87,04
14	4,14	32,64	8,18	74,12	3,83	70,40
15	3,61	28,51	8,13	73,36	3,99	73,44
16	4,03	31,78	8,16	73,98	4,03	74,17
17	2,67	21,05	8,13	73,36	3,54	65,16
19	3,35	26,42	8,13	73,36	3,63	66,73
20	0,32	2,52	8,17	74,03	3,54	65,16
21	0	0	0	0	3,30	60,75
22	0	0	0	0	2,90	53,30
23	0	0	0	0	2,66	48,89
26	0	0	0	0	1,91	35,10
27	0	0	0	0	1,59	29,32
28	0	0	0	0	1,28	23,62
29	0	0	0	0	1,01	18,65
30	0	0	0,09	0,81	0,98	17,92

* % sol. = % de solubilisation

Annexe 6C: Détermination des pentes des graphiques C en fonction du temps pour le bécher No. 6.

Jour 1

C	dC/dt
1,8	1,16
2,5	1,03
3,3	0,87
4,1	0,82
5,3	0,58
5,6	0,33
5,9	0,30

$$dC/dt = -0,277C + 1,670$$

Jour 6

C	dC/dt
6,5	1,05
7,0	0,77
7,5	0,42
8,0	0,21
8,3	0,13

$$dC/dt = -0,538C + 4,530$$

Jour 9

C	dC/dt
5,5	1,22
6,0	1,00
6,5	0,86
7,0	0,67
7,5	0,48
8,0	0,24

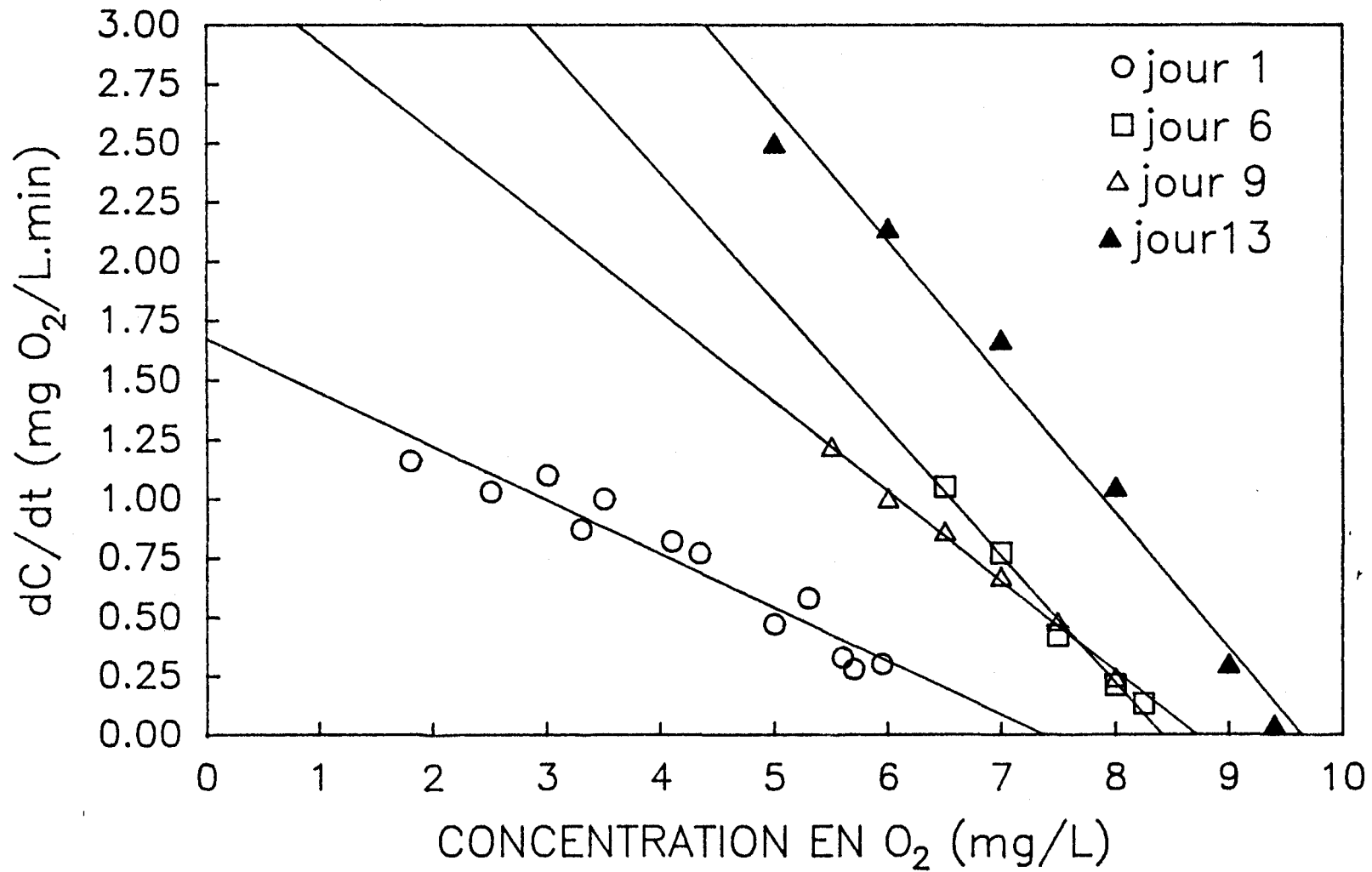
$$dC/dt = -0,380C + 3,310$$

Jour 13

C	dC/dt
5,0	2,50
6,0	2,14
7,0	1,67
8,0	1,05
9,0	0,30
9,4	0,04

$$dC/dt = -0,573C + 5,520$$

DETERMINATION DE KLA DANS LE REACTEUR COM2
dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 6C: (suite)

Jour 16

C	dC/dt
4,0	3,33
5,0	2,73
7,0	0,40
8,0	0,14
8,3	0,01

$$dC/dt = -0,824C + 6,645$$

Jour 21

C	dC/dt
2,5	2,03
3,0	1,88
3,5	1,73
4,0	1,76
4,5	1,67
5,0	1,54
5,5	1,21
6,0	0,47
6,5	0,70
7,0	0,42
7,5	0,21

$$dC/dt = -0,365C + 3,108$$

Jour 27

C	dC/dt
2,0	1,62
3,0	1,38
4,0	1,11
5,0	0,64
6,0	0,38
7,0	0,10
7,2	0,06

$$dC/dt = -0,312C + 2,281$$

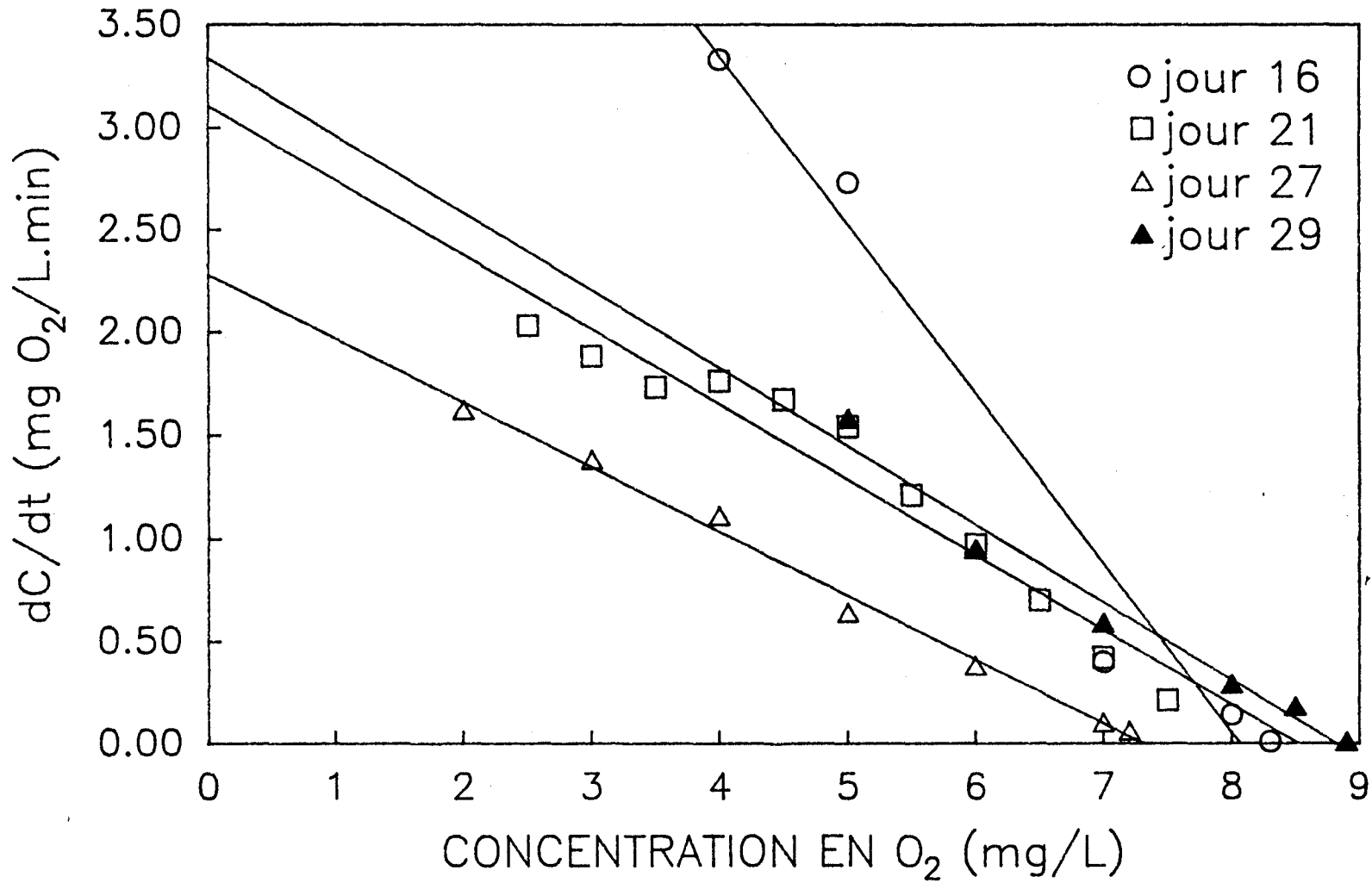
Jour 29

C	dC/dt
5,0	1,58
6,0	0,95
7,0	0,59
8,0	0,29
8,5	0,18
8,5	0,18
8,9	0,01

$$dC/dt = -0,379C + 3,34$$

DETERMINATION DE KLA REACTEUR COM2

dC/dt vs CONCENTRATION EN OXYGENE



Annexe 7: Résultats d'analyse pour les métaux totaux des boues naturelles utilisées lors de l'étude du mode d'application du procédé sur les boues aérobies (Chapitre 3)

Métaux totaux	mg/L
Cu	12,68
Zn	11,03
Mn	5,44 ^a
Ni	0,529
Cr	0,538
Cd	< 0,01
Pb	1,42

a: Dans le cas du bécher no 1, dû à une seconde inoculation, pour les jours 17 à 30, c'est la valeur de 7,36 mg/L qui a été retenue.

Annexe 8: Équations des courbes de régression de la solubilisation du cuivre, du zinc et du manganèse avec le pH et le POR.

Éléments solubilisés		pH	POR
Cu	béchers 1,2,3,4	$y = -0,56x^6 + 18,6x^5 - 255x^4 + 1843x^3 - 7311x^2 + 1,51 \times 10^4x - 1,26 \times 10^4$	$y = 0,20x - 57,71$
	béchers 5,6	$y = -1,06x^6 + 36,22x^5 - 507,8x^4 + 3\,739,1x^3 - 1,52 \times 10^4x^2 + 3,24 \cdot 10^4x - 2,8 \cdot 10^4$	
Zn	béchers 1,2,3,4	$y = 0,13x^6 - 5,28x^5 + 82,4x^4 - 641,5x^3 + 26\,31x^2 - 5416x + 4460$	$y = 0,12x - 1,45$
	béchers 5,6	$y = -0,43x^6 + 12,66x^5 - 148x^4 + 902x^3 - 3009x^2 + 5280x - 3780$	$y = 0,19x - 28,32$
Mn	béchers 1,2,3,4	$y = 0,15x^6 - 5,99x^5 + 89,8x^4 - 682x^3 + 2771x^2 - 5707x + 4757,3$	$y = 0,13x + 3,15$
	béchers 5,6	$y = -0,81x^6 + 27,1x^5 - 369x^4 + 2637x^3 - 1,04 \cdot 10^4x^2 + 2,14 \cdot 10^4x - 1,78x10^4$	$y = 0,12x + 17,98$

Annexe 9: Estimation du taux de consommation d'oxygène chez les hétérotrophes et chez les thiobacilles.

Hétérotrophes

- si on a $17,5 \text{ g} \times 0,67$ de SV = $11,73 \text{ g}$ de mat. org./L $\times 38\%$ de réduction de SV pour 12 jours = $0,37 \text{ g}$ de matière organique/L·jour
 - taux d'oxygène de digestion = $0,37 \text{ g}$ de mat. org./L·jour.
 - selon $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 7\text{O}_2 \longrightarrow 5\text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O} + \text{NO}_3 + \text{H}^+$
On a $1,98 \text{ g O}_2/\text{g mat. org.} \times 0,37 \text{ g mat. org./L}\cdot\text{jour}$.
 - d'où on utilise $0,73\text{gO}_2/\text{L}\cdot\text{jour}$
 - TCO = $0,506 \text{ mgO}_2/\text{L}\cdot\text{min}$
-

Thiobacilles chemoautotrophes • oxydation de MS = $0,66\text{gO}_2/\text{gMS}$.

- oxydation du Fe^{2+} = $0,14\text{gO}_2/\text{gFe}^{2+}$.
 - en 1 journée
 - $0,044\text{gMS}^a/\text{L}\cdot\text{jour} \cdot 0,66\text{gO}_2/\text{gMS} = 0,03\text{gO}_2/\text{L}\cdot\text{jour} = 0,02 \text{ mgO}_2/\text{L}\cdot\text{min}$.
 - $600 \text{ mg Fe}^{2+b}/\text{L}\cdot\text{jour} \cdot 0,14 \text{ mgO}_2/\text{mgFe}^{2+} = 0,84 \text{ mg O}_2/\text{L}\cdot\text{jour} = 0,06 \text{ mg O}_2/\text{L}\cdot\text{min}$.
 - TCO = $0,02 + 0,06 = 0,08 \text{ mg O}_2/\text{L}\cdot\text{min}$.
-

a: estimation du substrat

b: à 3g de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ par litre

Annexe 10: Estimation du TCO comme critère d'évaluation de digestion d'après les valeurs de Ahlberg et Boyko (1972), pour les béchers No. 1 à No. 4.

Bécher	Réduction des SV %	Solides totaux %	Solides volatils %
1	42,4	1,14	63,2
2	35,2	1,30	61,9
3	32,3	1,25	62,5
4	39,3	1,16	63,4
Moyenne	37,3	1,21	62,7

- d'où on a $62,7\% \times 12,1 \text{ g/L} = 7,59 \text{ g/L}$ de solides volatils.
- d'après Ahlberg et Boyko (1972) une boue est considérée digérée lorsque le TCO est entre 0,5 et 1 $\text{mg O}_2/\text{g VSS}\cdot\text{h}$.
- ce qui correspond en $\text{mg O}_2/\text{L}\cdot\text{min}$ à
 $0,5 \text{ mgO}_2/\text{gVSS}\cdot\text{h} \times 7,59 \text{ g/L} \cdot 1\text{h}/60 \text{ min} = 0,06 \text{ mg O}_2/\text{L}\cdot\text{min}$.
- et
 $1 \text{ mg O}_2/\text{VSSR}\cdot\text{h} \times 7,59 \text{ g/L} \cdot 1\text{h}/60 \text{ min} = 0,12 \text{ mg O}_2/\text{L}\cdot\text{min}$.
- donc un TCO se situant entre 0,06 et 0,12 $\text{mgO}_2/\text{L}\cdot\text{min}$.

Annexe 11a: Résultats d'analyse pour le BAP à $\bar{t} = 1$ jour, un pH initial de 4 et à 23°C.

Temps (jour)	pH		PCR (mV)		O ₂ (%) Surface/fond	Population bactérienne (x 10 ⁹ ind./mL)	Solides totaux (%)	Solides volatils (%)	Solides fixes (%)
	8:30 H	16:30 H	8:30 H	16:30 H					
1	3,26	3,58	300	290	> 100/87,5	0,9			
2	3,13	3,13	330	306	80,2/73,3	1,0	1,54	53,5	46,5
3	2,84	2,74	420	525	100/97,4	1,6	1,50	56,5	43,4
4	2,50	2,66	540	460	93,3/96,0	1,7	1,06	59,0	41,0
5	2,62	2,65	535	515	93,5/100	2,2	1,40	56,7	43,3
6	2,74	2,69	530	500	93,5/100	1,6	1,71	68,4	56,5

Annexe 11b: Résultats d'analyse pour les métaux solubilisés dans le BAP à $\bar{t} = 1$ jour, à un pH initial de 4 et 23°C.

Temps (jour)	Heure du prélèvement (h)	Cu		Zn		Mn		Ni	
		(mg/L)	(%SOL)*	(mg/L)	(%SOL)	(mg/L)	(%SOL)	(mg/L)	(%SOL)
1	8:30	1,73	8,6	4,83	59,0	3,34	39,8	0,34	20,3
2	8:30	3,15	15,6	7,68	93,8	5,69	67,7	0,60	35,9
3	8:30	10,95	54,4	7,67	93,6	4,74	56,4	0,66	39,9
	16:30	14,99	74,0	7,70	94,0	5,19	61,8	0,71	42,8
4	8:30	13,50	67,0	6,91	84,4	4,34	51,7	0,66	39,9
	16:30	15,06	74,8	7,72	94,3	5,49	65,4	0,71	42,8
5	8:30	13,88	69,0	7,01	85,6	5,49	65,4	0,66	39,9
	16:30	17,03	84,0	7,72	94,0	6,75	80,4	0,81	48,7
6	8:30	16,57	82,4	7,74	94,4	6,70	79,7	0,92	55,6
	16:30	19,24	95,7	8,34	100,0	8,17	97,2	0,91	54,6
métaux totaux (mg/L)		20,11		8,19		8,41		1,61	

* % de solubilisation

Annexe 11b (suite)

Temps (jour)	Heure du prélèvement (h)	Cd		Cr		Pb	
		(mg/L)	(%SOL)	(mg/L)	(%SOL)	(mg/L)	(%SOL)
1	8:30	0,090	46,7	0	0	0,10	4,0
2	8:30	0,109	55,3	0,04	0,5	0,10	4,0
3	8:30	0,166	84,2	0	0	0,10	4,0
	16:30	0,103	52,3	0,04	0,5	0,19	7,0
4	8:30	0,103	52,3	0,04	0	0,10	4,0
	16:30	0,092	46,7	0,14	1,7	0,14	5,5
5	8:30	0,109	55,3	0,09	1,1	0,06	2,4
	16:30	0,110	55,3	0,14	1,7	0,14	5,5
6	8:30	0,100	52,3	0,14	1,7	0,14	5,5
	16:30	0,110	55,3	0,14	1,7	0,14	5,5
métaux totaux (mg/L)		0,19		8,24		2,54	

Annexe 12a: Résultats d'analyse de l'alimentation du BAP à $\bar{t} =$
1 jour, à un pH initial de 4 et à 23°C.

Temps (jour)	pH		POR (mV)		Solides totaux (%)	Solides volatils (%)	Solides inertes (%)
	8:30 H	16:30 H	8:30 H	16:30 H			
0			300	380			
1	4,13	3,26	290	--	--	--	--
2	4,12	4,16	330	330	1,30	60,4	39,6
3	4,22	4,0	300	335	1,12	58,69	41,30
4	3,81	4,05	390	380	0,72	63,3	36,6
5	4,12	4,00	360	400	--	--	--
6	4,02	3,90	340	390	--	--	--

Annexe 12b: Résultats d'analyse pour les métaux solubilisés dans l'alimentation du $\bar{t} = 1$ jour, à un pH initial de 4 et à 23°C.

Temps (jour)	Heure du prélèvement (h)	Cu		Zn		Mn		Ni	
		(mg/L)	(%SOL)*	(mg/L)	(%SOL)	(mg/L)	(%SOL)	(mg/L)	(%SOL)
1	8:30	1,14	5,6	2,81	34,2	2,20	26,2	0,29	17,4
2	8:30	2,32	11,0	4,85	59,2	3,15	37,5	0,38	23,2
3	8:30	0,91	4,5	4,68	57,2	2,90	34,5	0,32	19,5
	16:30	0,44	2,0	2,80	34,2	2,40	28,6	0,22	13,5
4	8:30	0,61	3,0	2,80	34,2	2,35	28,0	0,32	19,3
	16:30	2,97	14,7	1,22	14,9	2,50	29,8	0,26	15,5
5	8:30	0,67	3,0	2,80	34,2	3,0	35,7	0,35	21,3
	16:30	0,26	1,0	2,80	34,2	4,19	49,9	0,43	26,1
6	8:30	0,32	1,5	3,74	45,6	4,69	55,9	0,48	29,1
	16:30	0,20	0,9	2,24	27,3	4,24	50,5	0,40	24,2
Moyenne:			4,7		37,5		37,7		20,9

* % de solubilisation

Annexe 12b (suite)

Temps (jour)	Heure du prélèvement (h)	Cd		Cr		Pb	
		(mg/L)	(%SOL*)	(mg/L)	(%SOL)	(mg/L)	(%SOL)
1	8:30	0,010	7,1	0,04	0,5	0,06	2,4
2	8:30	0,080	41,1	0,04	0,5	0,97	36,3
3	8:30	0,070	38,1	0,04	0,5	0	0
	16:30	0	0	0	0	0	0
4	8:30	0,040	21,3	0,04	0,5	0	0
	16:30	0	0	0	0	0,06	2,4
5	8:30	0,020	9,6	0,091	1,1	0,02	0
	16:30	0,050	26,9	0,091	1,1	0,06	2,4
6	8:30	0,050	26,9	0,04	0,5	0,02	0
	16:30	0,040	21,3	0,04	0,5	0,10	4

* % sol. = % de solubilisation

Annexe 13a: Résultats d'analyse pour les essais en cuvée à un pH initial de 4 et à 27°C.

Temps (jour)	pH		PCR (mV)		T C°	O ₂ dissous % de saturation	Solides totaux (%)	Solides volatils (%)	Solides inertes (%)
	8:30 H	16:30 H	8:30 H	16:30 H					
0	—	3,72	—	325	—	—	—	—	—
1	3,20	3,06	365	422	27	92,5	1,62	55,5	44,4
2	2,72	2,83	550	566	27	87,6	1,64	57,0	43,0

Annexe 13b: Résultats d'analyse pour les métaux solubilisés en cuvée à un pH initial de 4 et à 27°C.

Temps (jour)	Heure du prélèvement (h)	Cu		Zn		Mn		Ni	
		(mg/L)	(%SOL)*	(mg/L)	(%SOL)	(mg/L)	(%SOL)	(mg/L)	(%SOL)
0	18:30	5,98	26,2	2,81	30,2	2,90	30,5	0,32	1,70
0,66	8:30	10,13	44,5	7,70	83,1	6,91	72,6	0,71	37,6
1,00	16:30	15,97	70,2	7,70	83,1	7,81	82,2	0,79	41,9
1,66	8:30	19,17	84,3	8,11	87,4	7,81	82,2	0,79	41,9
2,00	16:30	22,88	100,0	9,52	100	9,29	97,7	1,04	55,0

* % de solubilisation

Annexe 13b (suite)

Temps (jour)	Heure du prélèvement (h)	Cd		Cr		Pb	
		(mg/L)	(%SOL*)	(mg/L)	(%SOL)	(mg/L)	(%SOL)
0	18:30	0,025	10,7	0,04	0,4	0	0
0,66	8:30	0,030	13,4	0,09	0,9	0,06	2,2
1,00	16:30	0,090	43,9	0,19	2,1	0,10	3,5
1,66	8:30	0,110	48,9	0,19	2,1	0,18	6,2
2,00	16:30	0,100	46,2	0,19	2,1	0,23	7,6

* % sol. = % de solubilisation

Annexe 14: Résultats d'analyse pour évaluer la digestion des boues de l'usine de la Haute-Bécancour à T = 23°C.

Temps (jour)	pH	POR (mV)	O ₂ dissous (%)	Solides totaux (%)	Solides volatils (%)	Solides fixes (%)
0	6,35	--	--	1,04	53,6	46,3
1	5,52	300	--	0,99	58,9	41,0
2	5,32	292	80	0,83	66,7	33,3
3	5,21	387	68	0,84	63,6	36,4
4	5,03	447	--	0,82	65,0	35,0

Annexe 15a: Résultats pour le temps de séjour de 1,0 jours dans le CSTR pour les boues aérobies de la Haute-Béancour.

Temps (jours)	pH	PCR (mV)	Solides totaux (%)	Cu		Zn		Mn		Ni	
				mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
				mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	2,84	595	2,06	21,4	76,8	10,88	98,5	11,66	99,7	0,96	37,5
				27,8		11,04		11,7		2,56	
0,3	2,87	367		19,9	73,9	10,88	91,3	10,06	89,0	0,92	37,4
				26,9		11,04		11,3		2,46	
1,0	2,82	315	1,91	12,8	49,5	7,09	68,5	6,28	57,6	0,79	33,3
				25,8		10,35		10,9		2,37	
1,3	2,87	292		10,88	41,3	7,09	68,5	6,57	59,7	0,86	35,8
				26,1		10,35		11,0		2,40	
2,0	3,04	280	1,94	7,63	29,1	6,35	61,3	5,27	47,4	0,81	33,6
				26,2		10,35		11,1		2,41	
2,3	2,95	269		6,44	24,3	6,52	62,9	5,85	57,4	0,88	34,6
				26,6		10,35		10,2		2,54	
3,0	2,93	307	1,97	8,69	32,7	6,06	58,5	5,21	55,4	0,92	34,6
				26,6		10,35		9,4		2,66	
3,3	2,92	288		8,18	30,4	6,52	65,2	5,93	63,1	0,97	36,2
				26,9		10,0		9,4		2,68	
4,0	2,80	354	2,00	11,3	41,5	6,29	63,2	5,35	56,3	0,93	34,4
				27,2		9,95		9,5		2,70	
4,3	2,76	376		14	52,8	7,48	75,2	6,41	68,9	1,04	40,0
				26,5		9,95		9,3		2,60	
5,0	2,73	448	1,78	15,8	61,2	7,03	76,8	5,45	60,6	0,99	39,6
				25,8		9,15		9,0		2,50	
5,3	2,69	447		16,3	63,1	7,43	81,2	6,11	68,7	1,00	39,5
				25,8		9,15		8,9		2,53	
6,1	2,51	528	1,79	17,8	72,6	7,23	82,6	5,43	61,7	1,03	40,4
				24,5		9,15		8,8		2,55	
6,4	2,56	438		17,4	67,2	7,97	91,1	6,51	70,8	1,12	41,8
				25,9		8,75		9,2		2,68	
7,0	2,52	513	1,92	19,9	74,4	7,83	81,2	5,80	60,4	1,14	40,7
				26,7		9,65		9,6		2,80	
7,3	2,65	465		—	—	—	—	—	—	—	—
8,0	2,76	533	2,02	—	—	7,81	76,2	5,66	54,4	1,13	37,1
				—	—	10,25		10,45		3,05	
Moyenne zone de stabilité (%) (jours 5 à 8)	2,60 ± 0,08	481 ± 41	1,87 ± 0,11	67,7 ± 5,8	82,5 ± 5,2	62,7 ± 6,0	39,8 ± 1,6				
Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)				1 406	520	519	144				

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 15a(suite): Résultats pour le temps de séjour de 1 jour dans le CSTR pour les boues aérobies de la Haute-Bécancour.

Temps (jours)	Cd		Pb		Cr		Fe		Al	
	mg/L sol. ¹	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.
	mg/L Tot. ²		mg/L Tot.		mg/L Tot.		mg/L Tot.		mg/L Tot.	
0	-	-	0,14	3,9	-	-	-	-	-	-
			3,63							
0,3	0,08	61,5	0,18	5,1	0,62	1,9	243	25,3	13,6	3,5
	0,13		3,50		32,1		960		388	
1,0	0,06	46,2	0,15	4,5	0,59	1,8	154	16,2	7,9	2,1
	0,13		3,37		32,1		953		372	
1,3	0,06	46,2	0,16	4,7	0,47	1,4	278	28,9	7,4	1,9
	0,13		3,40		32,4		963		376	
2,0	0,06	46,2	0,15	4,4	0,35	1,0	205	21,2	4,6	1,2
	0,13		3,45		32,4		967		378	
2,3	0,06	46,2	0,17	4,9	0,34	1,0	342	38,3	4,4	1,2
	0,13		3,48		32,8		894		381	
3,0	0,06	46,2	0,12	3,4	0,28	< 1,0	188	23,0	4,9	1,3
	0,13		3,50		33,1		820		384	
3,3	0,06	46,2	0,19	5,4	0,30	< 1,0			-	-
	0,13		3,53		34,9					
4,0	0,06	46,2	0,17	4,8	0,25	< 1,0	130	15,6	6,3	1,6
	0,13		3,55		36,6		832		390	
4,3	0,07	53,4	0,18	5,3	0,26	< 1,0	235	28,4	7,5	1,9
	0,13		3,40		35,5		827		379	
5,0	0,07	53,4	0,16	4,9	0,24	< 1,0	45	5,5	7,7	2,1
	0,13		3,25		34,3		822		367	
5,3	0,07	53,4	0,17	5,1	0,26	< 1,0	109	13,6	7,8	2,1
	0,13		3,35		34,1		803		373	
6,1	0,07	53,4	0,18	5,2	0,31	< 1,0	24	3,1	9,6	2,5
	0,13		3,45		33,9		784		378	
6,4	0,07	53,4	0,22	6,2	0,35	< 1,0	179	21,7	100	2,5
	0,13		3,53		35,1		824		394	
7,0	0,07	53,4	0,21	5,8	0,32	< 1,0	39	4,5	9,7	2,4
	0,13		3,60		36,3		863		409	
7,3	0,02	-	0,19	5,4	0,18	< 1,0	22	2,3	-	-
			3,50		35,7		970		417	
8,0	0,07	53,4	0,20	5,1	0,30	< 1,0	27	2,8	9,4	2,1
	0,135		3,90		37,6		963		439	
Moyenne sur zone de stabilité (%) (jours 5 à 9)		53,4 ± 0		5,4 ± 0,4		< 1,0		7,5 ± 7,3		2,3 ± 0,2
Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)		6,9		182		1818		45 882		21 294

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 15b: Résultats pour les métaux solubilisés dans l'alimentation à 1 jour dans le CSTR avec les boues de la Haute-Béancour.

Échantillons	Cu		Zn		Mn		Ni		Cd		Fe		Cr		Pb		Al	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
1	$\frac{0,86}{29,8} = 3$		$\frac{2,8}{5} = 46$		$\frac{2,13}{7,7} = 27$		$\frac{0,06}{2,95} = 12$		$\frac{0,03}{0,15} = 20$		$\frac{1,3}{69} = 2$		$\frac{0,25}{7,1} = 3$		$\frac{0,08}{3,5} = 2$		$\frac{0,9}{95} = 0,9$	
2	$\frac{-}{29,8} = -$		$\frac{2,8}{6} = 46$		$\frac{2,14}{7,7} = 28$		$\frac{0,61}{3,95} = 21$		$\frac{0,05}{0,15} = 33$		$\frac{0,5}{69} = 0,7$		$\frac{0,56}{7,1} = 8$		$\frac{0,13}{3,5} = 4$		$\frac{1,5}{95} = 1$	
3	$\frac{-}{29,8} = -$		$\frac{0,9}{6} = 15$		$\frac{1,89}{7,7} = 24$		$\frac{0,5}{2,95} = 17$		$\frac{0,05}{0,15} = 33$		$\frac{0,4}{69} = 0,5$		$\frac{0,22}{7,1} = 3$		$\frac{0,10}{7,1} = 3$		$\frac{2,5}{95} = 2$	
4	$\frac{0,11}{29,8} = 0,3$		$\frac{1,93}{6} = 33$		$\frac{1,79}{7,7} = 23$		$\frac{0,33}{2,95} = 11$		$\frac{0,02}{0,15} = 13$		$\frac{13,7}{69} = 19$		$\frac{0,20}{7,1} = 3$		$\frac{0,12}{3,5} = 4$		-	
5	$\frac{0,11}{29,8} = 0,3$		$\frac{2,9}{6} = 46$		$\frac{1,97}{7,7} = 25$		$\frac{0,44}{2,95} = 15$		$\frac{0,01}{0,15} = 6$		$\frac{7,7}{69} = 2$		$\frac{0,15}{7,1} = 2$		$\frac{0,11}{3,5} = 4$		$\frac{0,62}{95} = 0,6$	
6	$\frac{0,09}{29,8} = 0,3$		$\frac{2,5}{6} = 42$		$\frac{2,55}{7,7} = 33$		$\frac{0,70}{2,95} = 24$		$\frac{0,02}{0,15} = 13$		$\frac{17,2}{69} = 25$		$\frac{0,53}{7,1} = 7$		$\frac{0,11}{3,5} = 4$		$\frac{1,31}{95} = 1$	
7	$\frac{0,12}{29,8} = 0,3$		$\frac{1,8}{6} = 30$		$\frac{2,59}{7,7} = 34$		$\frac{0,68}{2,95} = 23$		$\frac{0,03}{0,15} = 20$		$\frac{17,7}{69} = 18$		$\frac{0,54}{7,1} = 8$		$\frac{0,12}{3,5} = 4$		$\frac{0,4}{95} = 0,4$	
8	$\frac{0,14}{29,8} = 4$		$\frac{1,8}{6} = 30$		$\frac{2,27}{7,7} = 29$		$\frac{0,06}{2,95} = 19$		$\frac{0,02}{0,15} = 13$		$\frac{1,2}{69} = 1$		$\frac{0,49}{7,1} = 7$		$\frac{0,11}{3,5} = 4$		$\frac{0,27}{95} = 0,2$	
9	$\frac{0,31}{29,8} = 1$		$\frac{1}{6} = -$		$\frac{2,06}{7,7} = 27$		$\frac{1,2}{2,95} = 41$		$\frac{0,06}{0,15} = 40$		$\frac{2,3}{69} = 3$		$\frac{0,41}{7,1} = 6$		$\frac{0,11}{3,5} = 4$		$\frac{0,22}{95} = 0,2$	
X	1,3 ± 1,5		36 ± 11		27,7 ± 3,7		20,3 ± 8,9		21,2 ± 11,5		7,9 ± 9,8		5,2 ± 2,4		3,6 ± 0,7		0,8 ± 0,5	

Solides totaux³ = 1,74 ± 0,11
moyens (%)pH moyen³ = 4,01 ± 0,24POR moyen³ = 265 ± 35 mV¹ représente ce qui est solubilisé dans l'alimentation² représente ce qui est présent dans l'alimentation (soluble + insoluble)³ dans le réacteur

Annexe 16: Résultats pour les essais en cuvée (18 L) sans percol pour les boues aérobies de la Haute-Bécancour (20% d'inoculum qui a un pH de 2,67 et un PCR de 543 mV)

Temps (jours)	pH	PCR (mV)	Solides totaux (%)	Cu		Zn		Mn		Ni	
				mg/L sol. ¹	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.
				mg/L Tot. ²		mg/L Tot.		mg/L Tot.		mg/L Tot.	
0	3,45	200	2,24	0,21	0,7	5,78	54,0	5,85	56,3	1,05	28,4
				30,1		10,7		10,4		3,7	
0,2	3,37	218									
0,9	3,14	308	2,25	7,39	24,5	6,91	59,0	6,89	65,6	1,26	33,2
				30,2		11,7		10,5		3,8	
1,0	3,09	340		11,95	39,1	7,30	65,2	7,01	62,0	1,32	38,8
				30,6		11,2		11,3		3,4	
1,2	2,96	366	2,07	13,12	42,5	7,35	65,0	6,68	57,1	1,25	35,7
				30,9		11,3		11,7		3,5	
1,4	2,93	404		15,53	51,3	8,22	72,7	6,92	60,2	1,29	37,9
				30,3		11,3		11,5		3,4	
1,9	2,87	515	1,98	19,94	67,4	9,07	82,5	7,08	63,2	1,38	41,8
				29,6		11,0		11,2		3,3	
2,0	2,86	540		20,78	71,6	9,01	82,0	7,01	63,2	1,39	42,1
				29,0		11,0		11,1		3,3	
2,2	2,86	538		21,32	73,5	9,28	86,7	7,06	64,8	1,43	44,7
				29,0		10,7		10,9		3,2	
2,9	2,81	564	1,90	21,40	75,3	8,96	84,5	6,75	62,5	1,39	43,4
				28,4		10,6		10,8		3,2	
3,2	2,85	567		22,13	79,6	9,13	88,6	6,73	64,1	1,44	46,5
				27,8		10,3		10,5		3,1	
4,2	2,82	573	1,81	23,27	85,9	9,58	94,9	7,01	68,7	1,53	51,0
				27,1		10,1		10,2		3,0	
Moyenne des solides totaux dans le réacteur (%)				2,04 ± 0,18							
Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)				1 455		545		535		160	

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 16 (suite): Résultats pour les essais en cuvée (18 L) sans percol sur les boues aérobies de la Haute-Bécancour.
(20% d'inoculum dont le pH est de 2,67 et le POR de 543 mV).

Temps (jours)	S.T. %	Cd		Pb		Cr		Fe		Al	
		mg/L sol. ¹	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.
		mg/L Tot. ²		mg/L Tot.		mg/L Tot.		mg/L Tot.		mg/L Tot.	
0	2,24	0,05 0,15	33,3	0,19 4,30	4,4	0,17 43,2	0,39*	511 773	66,1	0,87 557	< 1,0
0,2											
0,8	2,25	0,06 0,15	40,0	0,70 4,30	4,7	0,15 43,4	*	405 1180	34,3	4,33 559	< 1,0
1,0		0,07 0,15	46,7	0,20 4,0	5,0	0,16 41,5	*	348 1063	32,7	5,95 494	1,2
1,2	2,07	0,06 0,15	40,0	0,17 3,96	4,3	0,15 42,0	*	274 1086	25,2	6,39 471	1,3
1,4		0,06 0,15	40,0	0,19 3,93	4,8	0,17 41,1	*	226 1063	21,3	6,27 461	1,4
1,9	1,98	0,07 0,15	46,7	0,18 3,90	4,6	0,26 40,2	*	112 1039	10,8	9,46 450	2,1
2,0		0,07 0,15	46,7	0,18 3,86	4,7	0,28 39,8	*	96 1029	9,3	9,60 446	2,2
2,2		0,07 0,15	46,7	0,17 3,78	4,5	0,32 39,0	*	93 1008	9,2	10,03 437	2,3
2,9	1,90	0,07 0,15	46,7	0,19 3,74	5,1	0,41 38,6	1,1	75 997	7,5	11,03 432	2,6
3,2		0,08 0,15	53,3	0,19 3,60	5,3	0,43 37,7	1,1	71 973	7,2	11,83 422	2,8
4,2	1,81	0,08 0,15	53,3	0,19 3,46	4,9	0,56 36,8	1,5	64 950	6,7	13,35 412	3,2

* inférieurs à la limite de détection de 0,2 mg/L

Moyenne des
solides totaux (%)
dans le réacteur

2,04 ± 0,18

Métaux totaux moyens
des boues du réac-
teur (mg/kg boue
sèche)

7,5

205

2040

46 970

24 525

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 17a: Résultats pour le temps de séjour de 0,50 jour dans le CSTR avec les boues aérobies de Cowansville.

Temps	Cr		Pb		Cd		Ni	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
Jours	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	0,15	2,1	0	0	0,04	0,6	0,89	53,9
	7,05		0,07		7,05		1,65	
0,3	0,13	3,3	0	0	0,05	40,0	0,73	50,3
	3,9		2,18		0,09		1,45	
1,0	0	0	0	0	0,01	20,0	0,34	37,0
	2,9		1,65		0,07		0,9	
1,3	0	0	0	0	0	0	0,40	34,8
	3,1		2,12		0,08		1,15	
2,0	0	0	0	0	0	0	0,25	35,2
	3,1		2,03		0,07		0,71	
2,3	0	0	0	0	0	0	0,36	50,7
	3,1		2,03		0,07		0,71	
3,0	0	0	0	0	0	0	0,25	35,2
	2,8		1,89		0,07		0,71	
3,3	0	0	0	0	0	0	0,37	43,0
	2,8		1,79		0,07		0,86	
Moyenne de (%) solubilisation pour les jours 2 à 3,3 (zone de stabilité)		0	0	0	0	41,0		
Métaux totaux moyens des boues originales (mg/kg sec)		128,0	93,0	1,7	32,0			

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 17a: Résultats pour le temps de séjour de 0,50 jour dans le CSTR avec les boues aérobies de Cowansville.

Temps Jours	%ST	pH	POR (mV)		Cu		Zn		Mn		Al		Fe	
			Réact.	Alim.	mg/L sol. ¹ mg/L Tot. ²	% sol.	mg/L sol. mg/L Tot.	% sol.	mg/L sol. mg/L Tot.	% sol.	mg/L sol. mg/L Tot.	% sol.	mg/L sol. mg/L Tot.	% sol.
0		3,06	460	250	12,1	54,5	9,41	63,8	20,00	83,7	48,3	9,9	740	65,6
					22,2		14,75		23,90		485		1 128	
0,3	2,32	3,15	315	290	9,2	43,0	8,31	58,1	21,10	68,5	39,2	7,4	518	40,7
					21,4		14,30		30,80		530		1 272	
1,0		3,56	300	210	0	0	5,12	48,5	19,90	78,0	0,5	0,1	214	23,6
					17,6		10,55		25,50		335		908	
1,3	2,58	3,92	200	—	0	0	5,45	37,9	21,90	66,6	0,5	0,1	480	40,3
					24,2		14,35		32,90		335		1 190	
2,0		3,66	277	252	0	0	4,37	34,5	21,20	69,8	0,5	0,1	218	21,8
					22,7		12,68		30,36		420		998	
2,3	2,50	3,68	253	245	0	0	4,70	37,0	20,90	68,8	0,4	0,1	513	51,4
					22,7		12,68		30,36		420		998	
3,0		3,58	240	—	0	0	4,82	41,8	22,60	74,2	0,5	0,1	251	25,5
					21,6		11,54		30,44		405		985	
3,3	2,61	3,68	265	235	0	0	4,93	41,2	21,90	70,1	0,5	0,1	552	49,2
					21,2		11,97		31,26		385		1 121	
Moyenne 2,55 de %ST dans le réacteur														
Moyenne de solubilisation sur zone de stabilité (%) (jour 2,0 à 3,3)					0		38,6		70,7		0,1		37,0	
Métaux totaux moyens des boues originales (mg/kg sec)					1 024,0		540,0		1 340,0		19 900		Avant 25 800 Pendant 44 100 Après 37 800	

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 17b: Résultats pour les métaux solubilisés dans l'alimentation à 0,5 jour dans le CSTR avec les boues de Cowansville.

Échantillon	Cu		Zn		Mn		Ni		Cd		Fe		Cr		Pb		Al	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
1	0		1,7	16,8	13,5	40,2	0		101,9	12,8	0	0	0	0	0	0	0	0
			10,1		33,6				795		2,8		1,88					
2	0				20,8	61,9	0		53,0	6,7		0		0				0
					33,6				795									
3	0		1,6	15,8	12,3	36,6	0		14,9	1,8		0		0				0
			10,1		33,6				795									
4	0		0,2	19,8	9,7	28,8	0		43,2	5,4		0		0				0
			10,1		33,6				795									
5	0		2,3	22,8	17,1	50,9	0		34,2	4,3		0		0				0
			10,1		33,6				795									
6	0		0,62	6,1	13,2	41,4	0		13,65	17,1		0		0				0
			10,1		33,6				795									
7	0		2,97	29,4	19,8	58,9	0		91,6	11,5		0		0				0
			10,1		33,6				795									
8	0		0,54	5,3	9,4	27,9	0		70,50	8,8		0		0				0
			10,1		33,6				795									
X	0		16,6 ± 8,6		43 ± 12		0		8,5 ± 5,0		0		0		0			0

Solides totaux moyens³ (%) 2,18 ± 0,14pH moyen³ = 4,03 ± 0,22PCR moyen³ = 254 ± 21¹ représente ce qui est solubilisé dans l'alimentation² représente ce qui est présent dans l'alimentation (soluble + insoluble)³ dans l'alimentation

Annexe 18a: Résultats pour le temps de séjour de 0,75 jour dans le CSTR avec les boues aérobies de Cowansville

Temps Jours	%ST réacteur	pH	PCR (mV)		Cu		Zn		Mn		Al		Fe		
			Réact.	Alim.	mg/L sol. ¹ mg/L Tot. ²	% sol.	mg/L sol. mg/L Tot.	% sol.	mg/L sol. mg/L Tot.	% sol.	mg/L sol. mg/L Tot.	% sol.	mg/L sol. mg/L Tot.	% sol.	
0		2,96	450	390	14,0	48,7	12,1	67,4	28,0	82,6	5,1	1,1	530	33,2	
					28,8		18,1		33,9		455		1 595		
0,3	2,86	2,96	355	229	13,4	46,5	11,9	65,7	29,2	86,1	4,3	0,9	620	38,9	
					28,8		18,1		33,9		455		1 595		
1,0		3,08	354	294	8,5	35,7	10,1	67,3	27,6	88,7	4,8	0,9	430	25,4	
					23,7		15,0		31,7		500		1 690		
1,3	2,59	3,15	300	280	7,0	28,7	8,8	53,3	25,8	82,4	6,3	1,4	710	54,8	
					24,8		16,5		31,3		440		1 295		
2,0		3,11	340	255	7,3	33,4	7,6	56,7	23,4	89,0	4,7	1,3	400	30,2	
					21,7		13,4		26,3		375		1 325		
2,3	2,29	3,00	340	239	6,9	32,2	7,6	50,3	23,5	82,2	4,8	1,3	212	17,0	
					21,5		15,1		28,6		385		1 250		
3,0		2,80	395	260	8,7	45,1	6,8	54,8	18,5	72,0	4,8	1,4	269	25,6	
					19,3		12,4		25,7		350		1 050		
3,3	1,99	2,83	390	280	8,83	49,7	7,3	60,8	19,2	77,4	5,5	1,5	190	16,8	
					17,8		12,0		24,8		360		1 130		
4,0		2,84	418	—	9,4	56,9	6,9	63,9	18,2	77,1	4,8	1,7	271	41,2	
					16,5		10,8		23,6		280		648		
4,5	2,10	2,94	380	380	9,1	55,1	7,4	68,5	19,7	83,5	4,8	1,7	133	20,2	
					16,5		10,8		23,6		280		658		
Moyenne dans le réacteur					2,13	2,85	385		± 0,06	± 28					
Moyenne de solubilisation pour les jours 3,0 à 4,5 (%) (zone de stabilité)						51,6		62,0		77,5		1,3		26,0	
Métaux totaux moyens des boues originales (mg/kg sec)						1 024		540		1 340		19 900	Avant	25 800	
												Pendant	65 500		
												Après	53 500		

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 18a: Résultats pour le temps de séjour de 0,75 jour dans le CSTR avec les boues aérobies de Cowansville.

Temps Jours	Cr		Pb		Cd		Ni	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	0,1	1,5	0	0	0,05	50,0	1,00	43,5
	6,8		3,2		0,10		2,30	
0,3	0	0	0	0	0,05	50,0	0,80	34,8
	5,8		3,2		0,10		2,30	
1,0	0	0	0	0	0,04	44,0	0,70	38,9
	5,4		2,3		0,09		1,80	
1,3	0	0	0	0	0,03	33,0	0,60	37,5
	5,2		2,6		0,10		1,60	
2,0	0	0	0	0	0,03	38,0	0,50	33,3
	4,0		2,2		0,08		1,50	
2,3	0	0	0	0	0,02	25,0	0,50	35,7
	4,6		2,2		0,08		1,40	
3,0	0	0	0	0	0,03	38,0	0,40	36,4
	4,3		2,0		0,08		1,14	
3,3	0	0	0	0	0,02	25,0	0,50	41,7
	3,9		1,9		0,08		1,24	
4,0	0	0	0	0	0,02	25,0	0,40	52,6
	2,0		1,6		0,08		0,76	
4,5	0	0	0	0	0,02	25,0	0,50	65,8
	2,0		1,6		0,08		0,76	
Moyenne de solubilisation pour les jours 3 à 4,5 (%) (zone de stabilité)		0	0		28,3		49,1	
Métaux totaux moyens des boues originales (mg/kg sec)		195,0	96,0		3,0		62,0	

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 18b: Résultats pour les métaux solubilisés dans l'alimentation à 0,75 jour dans le CSTR avec les boues de Cowansville.

Échantillon	Cu		Zn		Mn		Ni		Cd		Fe		Cr		Pb		Al	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
1	0	0	2,4	20,5	10,9	40,2	0,15	21,1	0	0	72,8	10	0,11	3,3	0	0		0
	19,9		11,7		26,6		0,71		0,06		685		3,3		1,7			
2	0		1	8,5	8,11	30,5	0	0	0	0	19,1	2	0		0		0	
			11,7		33,6		0,71				685		0		0			
3	0		2,07	17,6	9,92	37,2	0,12	16,9	0	0	24,1	3	0		0		0	
			11,7		26,6		0,71				685		0		0			
4	0		2,53	21,6	13,2	49,6	0,12	16,9	0	0	10,6	1,5	0		0		0	
			11,7		26,6		0,71				685		0		0			
5	0		1,77	15,1	10,6	39,8	0	0	0	0	45,8	6,6	0		0		0	
			11,7		26,6		0,71				685		0		0			
6	0		2,2	18,8	10,8	40,6	0	0	0	0	30,5	4,4	0		0		0	
			11,7		26,6		0,71				685		0		0			
7	0		1,44	12,3	11,1	41,7	0	0	0	0	9,45	1,4	0		0		0	
			11,7		26,6		0,71				685		0		0			
\bar{x}	0		16,3 ± 4,7		40 ± 5		7,8 ± 9,9		0		4,1 ± 3,2		0,47 ± 1,25		0			0

Solides totaux moyens³ (%) 1,83 ± 0,14

pH moyen³ = 3,94 ± 0,20

PCR moyen³ = 275 ± 25

¹ représente ce qui est solubilisé dans le bassin d'alimentation

² représente ce qui est présent dans l'alimentation (soluble et insoluble)

³ dans l'alimentation

Annexe 19a: Résultats pour le temps de séjour de 1,5 jours dans le CSTR sur les boues aérobies de Cowansville.

Temps (jours)	pH	POR (mV)	Solides totaux (%)	Cu		Zn		Mn		Ni	
				mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
				mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	2,94	395	2,31	11,19	38,3	7,64	69,1	21,8	72,9	0,35	58,3
				29,2		11,05		29,9		0,6	
0,3	3,02	410		12,06	41,3	7,99	72,3	23,1	7,7	0,39	65,0
				29,2		11,5		29,9		0,6	
1,0	2,65	550	2,22	14,68	55,6	7,7	73,3	21,55	78,9	0,37	49,3
				26,4		10,5		27,3		0,75	
1,3	2,58	520	2,13	14,34	54,3	7,8	74,3	21,81	79,9	0,37	49,3
				26,4		10,5		27,3		0,75	
2,0	2,64	550	2,04	14,41	55,7	7,4	66,4	21,14	82,6	0,35	50,0
				25,85		11,15		25,6		0,70	
3,3	2,81	530	1,85	13,45	53,7	6,85	76,5	18,55	78,9	0,30	50,0
				25,05		8,95		23,5		0,6	
4,0	2,83	435	1,95	12,60	53,1	7,88	81,2	21,43	91,4	0,42	60,0
				23,75		9,7		23,45		0,7	
4,3	2,76	446	1,95	12,26	51,6	7,55	77,8	20,38	86,9	0,36	51,4
				23,75		9,7		23,45		0,7	
5,0	2,62	540	1,91	13,81	55,6	7,68	76,8	21,48	91,2	0,37	56,9
				24,85		10,00		23,55		0,65	
5,3	2,72	510		13,96	56,2	8,62	86,2	23,45	97,1	0,45	69,2
				24,85		10,00		27,15		0,65	
6,0	2,66	520	2,08	14,52	54,9	8,01	71,8	24,63	86,4	0,38	47,5
				26,45		11,95		27,15		0,80	
6,3	2,68	470	2,16	14,63	53,3	8,34	74,8	23,47	90,7	0,40	50,0
				26,95		11,15		26,5		0,80	
7,0	2,72	516	2,00	14,14	52,9	7,94	72,5	24,3	88,6	0,37	43,5
				26,75		10,95		26,5		0,85	
7,3	2,78	470	2,06	13,35	49,9	7,95	72,6	24,3	91,7	0,37	43,5
				26,75		10,95		26,5		0,75	
8,0	2,77	521	2,01	13,91	53,5	7,74	76,6	23,92	99	0,37	52,8
				26,00		10,1		24,00		0,70	
8,3	2,70	480		13,67	52,6	8,09	80,1	24,63	100	0,41	58,6
				26,00		10,1		24,00		0,70	
9,0	2,70	500	2,08	13,89	58,4	8,05	79,7	24,24	100	0,38	54,3
				23,8		10,1		21,35		0,70	
Moyenne zone de stabilité (%) (jours 5 à 9)	2,70 ± 0,05	503 ± 24	2,05 ± 0,12 ³		54,1 ± 2,4		76,8 ± 4,6		93,9 ± 5,2		52,9 ± 8,14
Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)					1 266		513		1 255		35

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)³ jours 0 à 9

Annexe 19a (suite): Résultats pour le temps de séjour de 1,5 jours dans le CSTR sur les boues aérobies de Cowansville.

Temps (jours)	Cd		Pb		Cr		Fe		Al	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	0,016	40	0	0	0	0	157,4	9,5	1,99	0,5
	0,04		1,1				1 646		443	
0,3	0,018	45	0	0	0	0	301,6	18,3	2,29	0,5
	0,04		1,1		1,8		1 646		443	
1,0	0,018	40	0	0	0	0	90,1	16,2	2,21	0,5
	0,045		1,15		1,8		1 554		443	
1,3	0,018	40	0	0	0	0	135,3	8,7	2,21	0,5
	0,045		1,15		1,8		1 554		405	
2,0	0,018	60	0	0	0	0	83,6	4,8	2,28	0,6
	0,03		1,25		1,85		1 757		370	
3,3	0,018	12	0	0	0	0	39,3	3,4	2,11	0,6
	0,015		1,1		1,60		1 148		370	
4,0	0,016	80	0	0	0	0	46,9	33,9	2,74	0,8
	0,02		1,05		1,60		1 383		341	
4,3	0,014	70	0	0	0	0	299,5	21,6	2,42	0,7
	0,02		1,05		1,60		1 383		341	
5,0	0,017	56	0	0	0	0	172,8	13,1	2,34	0,6
	0,03		1,3		1,80		1 316		360	
5,3	0,016	53	0	0	0	0	507,2	38,5	2,70	0,8
	0,03		1,3		1,80		1 316		360	
6,0	0,018	60	0	0	0	0	148,4	9,1	2,53	0,7
	0,03		1,4		1,90		1 629		382	
6,3	0,018	60	0	0	0	0	247,3	15,2	2,63	0,7
	0,03		1,4		1,90		1 629		382	
7,0	0,016	40	0	0	0	0	127,6	8,1	2,37	0,6
	0,04		1,2		1,95		1 573		384	
7,3	0,016	40	0	0	0	0	183,3	11,6	2,44	0,6
	0,04		1,2		1,95		1 573		384	
8,0	0,017	68	0	0	0	0	131,8	9,7	2,36	0,6
	0,025		1,25		1,75		1 364		373	
8,3	0,016	64	0	0	0	0	275,4	20,2	2,61	0,6
	0,025		1,25		1,75		1 364		383	
9,0	0,017	68	0	0	0	0	201	26,9	2,51	0,6
	0,025		1,05		1,55		795		373	
Moyenne sur zone de stabilité (%) (jours 5 à 9)		56,6 ±106		0		0		17 ± 10		0,6 ± 0,1
Métaux totaux moyens des boues du réac- teur (mg/kg boue sèche)		1,6	58		86		68 880		17 800	

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 19b: Résultats pour les métaux solubilisés dans l'alimentation à 1,5 jours dans le CSTR avec les boues de Cowansville.

Échantillon	Cu		Zn		Mn		Ni		Cd		Fe		Cr		Pb	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
1	0,14	1,7	3,05	39	5,29	25	0,06	15	0,001	5	8,3	1,09	0,06	5,4	0	
	23,85		7,76		21,1		0,4		0,02		760		1,10			
2	0,58	2,4	2,83	36	11,81	55	0,12	30	0,006	30	145,7	19,1	0,03	2,7	0	
	23,85		7,76		21,1		0,4		0,02		760		1,10			
3	0,76	3,2	2,50	32	12,96	61	0,09	22	0,003	15	77,5	1,02	0,07	6,4	0	
	23,85		7,76		21,1		0,4		0,02		760		1,10			
4	0,74	3,1	3,52	45	13,16	62	0,12	30	0,006	30	36,3	4,8	0,02	1,8	0	
	23,85		7,76		21,1		0,4		0,02		760		1,10			
5	0,27	3,7	3,5	45	13,70	65	0,13	32	0,004	20	1,2	0,2	0,04	3,6	0	
	23,85		7,76		21,1		0,4		0,02		760		1,10			
6	0,27	1,1	3,87	50	13,78	65	0,11	27	0,001	5	13,5	1,7	0,03	2,7	0	
	23,85		7,76		21,1		0,4		0,02		760		1,10			
7	0,37	1,5	3,74	48,2	11,08	52	0,05	12	0,002	10	0,7	0,09	0	0	0	
	23,85		7,76		21,1		0,4		0,02		760		1,10			
8	1,41	5,9	4,30	55	11,13	53	0,10	25	0,006	30	84,4	11	0,03	0	0	
	23,85		7,76		21,1		0,4		0,02		760		1,10			
9	1,21	5,1	4,01	52	9,24	44	0,09	22	0,007	35	20,8	2,7	0	0	0	
	23,85		7,76		21,1		0,4		0,02		760		1,10			

\bar{X} 3,1 ± 1,6 44,7 ± 7,6 53,5 ± 12,7 23,9 ± 6,9 20 ± 12 4,6 ± 6,4 2,8 ± 2,3 0

Solides totaux moyens (%) = 1,67 ± 0,10

pH moyen = 3,88 ± 0,20

PCR moyen = 374 ± 56 mV

¹ représente ce qui est solubilisé dans l'alimentation

² représente ce qui est présent dans l'alimentation (insoluble + soluble)

Annexe 20: Résultats pour l'essai en cuvée (30 L) sur les boues de Cowansville avec environ 2% ST et un pH initial des boues de 4,0 à 19°C ± 19°C ± 1°C (inoculum de 20% dont le pH = 2,64 et le POR = 566 mV)

Temps	pH	POR (mV)	Solides Totaux (%)	Cu			Zn			Mn		Ni	
				$\frac{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}^1}{\text{mgL}^{-1} \text{ tot.}^2}$	% sol.		$\frac{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}}{\text{mgL}^{-1} \text{ tot.}}$	% sol.		$\frac{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}}{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}}$	% sol.		
0	3,55	231	1,67	5,16	23,2	5,68	60,1	19,90	79,6	0,29	48,0		
				22,20		9,45		25,00		0,6			
0,2	3,44	267		9,00	40,5	7,11	75,2	22,72	90,9	0,04	66,6		
				22,20		9,45		25,00		0,6			
1,0	3,12	370	2,07	6,32	26,9	6,68	66,5	21,06	79,3	0,35	54		
				23,50		10,05		26,55		0,65			
1,2	3,00	398		10,49	44,6	7,34	73,0	23,50	88,5	0,38	58		
				23,50		10,05		26,55		0,65			
2,0	2,66	512	1,94	12,65	52,0	7,77	74,0	24,40	88,7	0,42	60		
				24,35		10,5		27,50		0,7			
2,2	2,52	516		13,94	57,2	7,92	75,4	24,67	89,7	0,44	60		
				24,35		10,5		27,50		0,73			
3,0	2,50	547	2,05	14,96	59,4	8,55	79,0	26,74	93,2	0,48	64,8		
				25,18		10,82		28,68		0,74			
3,2	2,56	564		15,63	62,1	8,43	77,9	26,06	90,9	0,46	62		
				25,12		10,82		28,68		0,74			
4,0	2,50	574	2,10	16,71	64,2	8,65	77,6	26,32	89,6	0,47	62		
				26,02		11,15		29,38		0,76			
Moyenne des solides totaux du réacteur (%)			2,03±0,25										
Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)				1240	531	1399	32						

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 20: Résultats pour l'essai en cuvée (30 L) sur les boues de Cowansville avec environ 2% ST, et un pH initial des boues de 4,0 à 19°C ± 1°C (inoculum de 20% dont le pH = 2,65 et le POR = 566 mV)

Temps (jours)	Cd		Pb		Cr		Fe		Al	
	$\frac{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}}{\text{mgL}^{-1} \text{ tot.}}$	% sol.	$\frac{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}}{\text{mgL}^{-1} \text{ tot.}}$	% sol.	$\frac{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}}{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}}$	% sol.	$\frac{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}}{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}}$	% sol.	$\frac{\text{mgL}^{-1} \text{ sol.}}{\text{mgL}^{-1} \text{ tot.}}$	% sol.
0	0,01	20	0	0	0	0	215	16,3	2,70	0,88
	0,05		1,10		1,60		1320,5		305	
0,2	0,02	40	0	0	0	0	266,9	20,2	6,14	2,01
	0,05		1,10		1,60		1320,5		305	
1,0	0,01	20	0	0	0	0	354	25,3	4,77	1,5
	0,05		1,15		1,60		1401		327	
1,2	0,02	40	0	0	0	0	244,8	17,5	6,42	1,9
	0,05		1,15		1,60		1401		327	
2,0	0,02	40	0	0	0	0	137,9	9,6	7,39	2,3
	0,05		1,25		1,65		1433,5		327	
2,2	0,02	40	0	0	0	0	111,2	7,7	7,80	2,4
	0,05		1,25		1,65		1433,5		327	
3,0	0,02	40	0	0	0	0	173,5	11,4	9,93	2,8
	0,05		1,25		1,70		1515		349	
3,3	0,02	40	0	0	0	0	93	6,1	9,67	2,8
	0,05		1,25		1,70		1515		349	
4,0	0,03	60	0	0	0	0	87	5,6	9,82	2,7
	0,05		1,25		1,70		1552		357	
Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)		2,5	56,6	79	68227	17000				

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 21a: Résultats pour le temps de séjour de 1,5 jour dans le CSTR sur les boues aérobies de Beauceville (boue à l'alun).

Temps (jours)	pH	POR (mV)	Solides totaux (%)	Cu		Zn		Mn		Ni	
				mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
				mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	3,35	566	2,02	—	—	—	—	—	—	—	—
0,3	3,29	461	—	—	—	—	—	—	—	—	—
1,0	3,30	531	—	—	—	—	—	—	—	—	—
1,3	3,15	442	—	—	—	—	—	—	—	—	—
2,0	3,18	530	2,46	—	—	—	—	—	—	—	—
2,3	3,15	440	—	—	—	—	—	—	—	—	—
3,0	3,25	521	2,20	2,75	59,7	7,32	82,1	43,75	97,0	0,5	66,7
				4,60		8,91		45,00		0,75	
3,3	3,16	427	—	2,54	55,2	6,91	77,5	41,37	96,3	0,52	69,3
				4,60		8,91		42,95		0,75	
4,0	3,30	513	2,20	2,14	42,6	6,65	75,3	42,69	95,4	0,44	53,6
				5,00		8,83		44,74		0,82	
4,3	3,19	460	—	2,17	43,4	6,70	75,8	43,09	96,3	0,46	56,1
				5,00		8,83		44,74		0,82	
5,1	3,32	515	2,29	1,78	34,2	6,20	67,4	41,40	92,5	0,41	48,2
				5,20		9,2		44,74		0,85	
6,4	3,45	494	—	1,43	28,3	5,96	67,4	39,93	89,2	0,36	42,3
				5,05		8,84		44,74		0,85	
7,0	3,18	445	2,13	1,90	39,1	6,56	64,6	43,43	95,2	0,39	45,9
				4,85		10,15		45,64		0,85	
7,3	3,09	446	—	1,90	38,7	6,48	63,8	41,26	90,4	0,41	48,2
				4,85		10,15		45,64		0,85	
8,0	3,15	532	2,05	1,99	43,3	6,42	70,9	41,51	96,6	0,38	47,5
				4,60		9,05		42,95		0,8	
8,3	3,06	523	—	2,07	45,0	6,55	72,4	42,44	98,8	0,40	50
				4,60		9,05		42,95		0,8	
9,0	3,17	545	—	1,99	43,3	6,56	72,9	41,46	93,6	0,40	50
				4,60		9,00		44,30		0,8	
Moyenne zone de stabilité (jours 5 à 9)	3,20 ± 0,14	500 ± 40	2,15 ± 0,12*	38,8 ± 5,9		68,5 ± 3,6		93,8 ± 3,4		52,5 ± 8,4	
Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)				228		437		1 954		38	

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 21a: Résultats pour le temps de séjour de 1,5 jour dans le CSTR sur les boues aérobies de Beauceville (boue à l'alun).

Temps (jours)	Cd		Pb		Cr		Fe		Al	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
0,3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
1,0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
1,3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
2,0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
2,3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
3,0	0,03	60	0	0	0	0	7,8	1,07	202	27,9
	0,05		1,25		1,00		726		725	
3,3	0,03	60	0	0	0	0	60,3	8,3	174	24,0
	0,05		1,25		1,00		726		725	
4,0	0,03	60	0	0	0	0	8,4	1,02	142	19,3
	0,05		1,25		1,00		823		735	
4,3	0,03	60	0	0	0	0	34,1	4,14	132	18,0
	0,05		1,25		1,00		823		735	
5,1	0,03	60	0	0	0	0	4,9	0,59	116	15,8
	0,05		1,25		1,00		823		735	
6,4	0,03	60	0	0	0	0	2,8	0,34	99,9	13,1
	0,05		1,25		0,95		823		762	
7,0	0,03	60	0	0	0	0	66	5,8	110	13,9
	0,05		1,25		0,90		1145		788	
7,3	0,03	60	0	0	0	0	98,9	8,6	106	13,5
	0,05		1,25		1,25		1145		788	
8,0	0,03	60	0	0	0	0	16,8	1,94	114	15,7
	0,05		1,10		1,35		866,5		725	
8,3	0,03	60	0	0	0	0	38,2	4,40	115	15,8
	0,05		1,10		1,30		866,5		725	
9,0	0,04	80	0	0	0	0	18,2	2,03	117	17,0
	0,05		1,10		1,15		895		688	
Moyenne sur zone de stabilité (jours 5 à 9)		61,8 ± 6,0		0		0		3,5 ± 3,0		15,0 ± 1,5
Métaux totaux moyens dans les boues du réacteur (mg/kg boue sèche)		2,3		54,9		50		43 366		34 420

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 21b: Résultats pour les métaux solubilisés dans l'alimentation à 1,5 jours dans le CSTR avec les boues de Beauceville.

Échantillon	Cu		Zn		Mn		Ni		Cd		Fe		Cr		Pb		Al	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
1	0,02	0,5	1,0	15,1	25,07	73,9	0,04	7,5	0,00	0	0,2	0	0	0	0	0	0,71	0,1
	4,2		6,6		33,9		0,53		0,05		307			0,90		668		
2	0,02	0,5	1,1	16,7	26,67	78,6	0,05	9,4	0,00	0	0	0	0	0	0	0	1,20	0,2
	4,2		6,6		33,9		0,53		0,05		307			0,90		668		
3	0,02	0,5	1,4	20,6	25,83	76	0,04	7,5	0,00	0	0	0	0	0	0	0	0,73	0,1
	4,2		6,8		33,9		0,53		0,05		307			0,90		668		
4	0,01	0,3	2,2	32,4	30,58	90	0,1	18,9	0,01	20	0,2	0	0	0	0	0	2,23	0,3
	4,2		6,8		33,9		0,53		0,05		307			0,90		668		
5	0,01	0,3	1,5	22,0	28,49	84	0,07	13,2	0	0	0,9	0	0	0	0	0	1,47	0,2
	4,2		6,8		33,9		0,53		0,05		307			0,90		668		
6	0,02	0,5	3,2	47,1	32,9	100	0,15	28,3	0	0	2,9	0,9	0	0	0	0	—	0
	4,2		6,8		33,9		0,53		0,05		307			0,90		668		
7	0,02	0,5	2,9	42,7	30,30	89	0,11	20,7	0,01	20	1,8	0,6	0	0	0	0	5,53	0,8
	4,2		6,8		33,9		0,53		0,05		307			0,90		668		
8	0,03	0,8	3,0	44,1	30,2	89	0,13	24,5	0,01	20	2,1	0,7	0	0	0	0	5,78	0,9
	4,2		6,8		33,9		0,53		0,05		307			0,90		668		
9	0,04	1,0	3,4	50,0	33,9	100	0,16	30,2	0,01	20	8	3	0	0	0	0	0	0
	4,2		6,8		33,9		0,53		0,05		307			0,90		668		
10	0,03	0,8	2,8	41,2	30,3	89	0,12	22,6	0,02	40	2,8	0,9	0	0	0	0	4,53	0,7
	4,2		6,8		33,9		0,53		0,05		307			0,90		668		
moyenne	0,6 ± 0,2		34,2 ± 12,9		86,9 ± 9,0		18,3 ± 8,4		12,0 ± 13,9		3,4 ± 3,9		0	0	0	0	0,3 ± 0,3	

Solides totaux moyens³ (%) = 1,63 ± 0,03pH moyen³ = 3,96 ± 0,25POR moyen³ = 241 ± 52 mV¹ représente ce qui est solubilisé dans l'alimentation² représente ce qui est présent dans l'alimentation (soluble + insoluble)³ dans l'alimentation

Annexe 22: Résultats sur les essais en cuvée (30 L) sur les boues aérobies de Beauceville avec 2,0% de solides totaux au départ (inoculum de 20% qui a un pH = 2,90 et un POR = 590 mV)

Temps (jours)	pH	POR (mV)	Solides totaux (%)	Cu		Zn		Mn		Ni	
				mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
				mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	3,44	261	2,03	0,15	4,0	4,90	47,6	34,1	66,0	0,33	40,2
				5,70		10,3		51,6		0,82	
0,7	3,58	323		0,61	16,5	6,47	66,7	38,0	85,2	0,42	56,0
				5,70		9,7		44,5		0,75	
1,0	3,19	388	1,79	1,15	31,1	6,53	71,8	37,9	83,2	0,35	44,9
				3,70		9,1		45,5		0,78	
1,7	2,91	560		1,83	47,5	7,13	76,7	40,4	86,8	0,41	51,3
				3,85		9,3		46,5		0,80	
2,0	3,00	562	1,81	1,82	47,3	7,34	78,0	41,1	80,7	0,39	50,0
				3,85		9,4		50,9		0,78	
2,7	3,23	563	1,88	1,83	47,5	7,81	79,7	43,7	82,6	0,43	56,6
				3,85		9,8		52,9		0,76	
3,0	3,25	555		1,80	46,7	7,96	82,1	45,0	85,3	0,47	61,8
				3,85		9,7		52,7		0,76	
3,7	3,30	555	1,86	1,75	42,2	8,30	85,6	46,3	88,4	0,43	57,3
				4,15		9,7		52,4		0,75	
4,0	3,30	561		1,74	41,9	8,35	78,8	46,8	89,4	0,46	61,3
				4,15		10,6		52,4		0,75	
Moyenne des solides totaux dans le réacteur (%)			1,87 ± 0,09								
Métaux totaux moyens des boues du réac- teur (mg/kg boue sèche)				208	517	2 556	40				

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 22: Résultats pour les essais en cuvée sur les boues aérobies de Beauceville avec 2% de solides totaux au départ (inoculum de 20% qui a un pH = 2,90 et un POR = 590 mV)

Temps (jours)	S.T. %	Cd		Pb		Cr		Fe		Al	
		mg/L sol. ¹	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.
		mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	2,03	0,04	40,0	0,17	8,5	0,03*	≤ 1,0	577	42,5	37,8	4,7
		0,10		1,99		1,48		1312		796	
0,7		0,04	40,0	0,15	8,8	0,01*	"	409	35,3	71,1	10,4
		0,10		1,70		1,30		1160		686	
1,0	1,79	0,05	50,0	0,18	10,3	0,02*	"	242	20,9	84,9	12,1
		0,10		1,75		1,30		1157		702	
1,7		0,05	50,0	0,15	8,3	0,02*	"	31,8	2,8	112	15,9
		0,10		1,80		1,30		1154		702	
2,0	1,81	0,05	50,0	0,15	7,9	0,02*	"	18,0	1,5	126	17,8
		0,10		1,90		1,32		1196		710	
2,7	1,88	0,05	50,0	0,14	7,1	0,02*	"	8,8	< 1,0	137	18,6
		0,10		1,97		1,37		1238		737	
3,0		0,05	50,0	0,13	6,6	0,02*	"	7,52	< 1,0	140	19,1
		0,10		1,96		1,36		1232		733	
3,7	1,86	0,05	50,0	0,13	6,7	0,02*	"	5,81	< 1,0	144	19,7
		0,10		1,95		1,35		1225		729	
4,0		0,05	50,0	0,13	6,7	0,02*	"	5,81	< 1,0	151	20,7
		0,10		1,95		1,35		1230		730	

* inférieurs à la limite de détection de 0,20 mg/L

Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)

5,3

101,6

70,5

63 075

37 727

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 23: Résultats sur les essais en cuvée (18 L) pour les boues aérobies de la Haute-Bécancour (20% d'inoculum dont le pH = 2,67 et le POR = 543 mV) avec du percol (3,2 kg percol/t boue sèche).

Temps (jours)	pH	POR (mV)	Solides totaux (%)	Cu		Zn		Mn		Ni	
				mg/L sol. ¹	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.
				mg/L Tot. ²		mg/L Tot.		mg/L Tot.		mg/L Tot.	
0	3,37	200	2,08	0,52	1,9	6,03	57,4	6,36	59,4	1,07	28,9
				26,9		10,5		10,7		3,7	
0,2	3,29	232									
0,9	3,09	325	2,11	8,84	29,9	6,93	79,0	6,94	63,7	1,23	36,2
				29,6		11,4		10,9		3,4	
1,0	3,05	354		12,25	44,1	7,23	65,7	6,94	63,1	1,24	36,5
				27,8		11,0		11,0		3,4	
1,2	2,94	377	2,02	13,18	47,4	7,27	66,7	6,59	62,2	1,21	36,7
				27,8		10,9		10,6		3,3	
1,4	2,95	399		15,73	56,4	7,82	71,1	6,71	62,7	1,23	37,3
				27,9		11,0		10,7		3,3	
1,9	2,89	510	2,05	19,41	67,9	9,06	82,4	7,24	67,0	1,33	40,3
				28,6		11,0		10,8		3,3	
2,0	2,87	539		20,01	68,8	8,95	80,6	6,95	63,8	1,34	40,6
				29,1		11,1		10,9		3,3	
2,2	2,88	542		21,01	71,7	9,05	80,1	7,11	64,6	1,36	40,0
				29,3		11,3		11,0		3,4	
2,9	2,86	556	2,12	22,23	75,1	9,32	81,8	7,23	64,6	1,41	41,5
				29,6		11,4		11,2		3,4	
3,2	2,88	561		22,88	77,3	9,73	85,4	7,35	66,2	1,49	43,8
				29,65		11,4		11,1		3,4	
4,2	2,85	570	2,11	26,38	89,1	10,64	94,2	8,00	72,1	1,69	49,7
				29,6		11,3		11,1		3,4	
Moyenne des solides totaux dans le réacteur (%)			2,08±0,04								
Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)				1335	520	520	160				

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 23 (suite): Résultats pour les essais en cuvée (18 L) sur les boues aérobies de la Haute-Bécancour (20% d'inoculum dont le pH = 2,67 et le POR = 543 mV) avec percol (3,2 kg percol/t boue sèche)

Temps (jours)	Cd		Pb		Cr		Fe		Al	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	0,05 0,10	50,0	0,19 3,90	4,9	0,12* 38,5	< 1,0	530 1 012	52,4	1,61 480	< 1,0
0,2										
0,9	0,06 0,15	40,0	0,20 3,96	5,1	0,13* 39,1	< 1,0	431 1 033	41,7	5,91 487	1,2
1,0	0,06 0,15	40,0	0,18 3,85	4,7	0,13* 20,9	< 1,0	378 1 016	37,2	7,37 494	1,5
1,2	0,06 0,15	40,0	0,18 3,79	4,7	0,13* 37,4	< 1,0	262 989	26,5	7,92 466	1,7
1,4	0,06 0,15	40,0	0,18 3,82	4,7	0,15* 38,6	< 1,0	227 997	22,8	8,83 458	1,9
1,9	0,07 0,15	46,7	0,19 3,85	4,9	0,21 39,7	< 1,0	113 1 004	11,3	14,21 453	3,2
2,0	0,07 0,15	46,7	0,17 3,88	4,4	0,25 40,1	< 1,0	97 1 013	9,6	11,32 454	2,5
2,2	0,07 0,15	46,7	0,17 3,95	4,3	0,27 40,8	< 1,0	93 1 030	9,0	11,76 461	2,6
2,9	0,08 0,15	53,3	0,18 3,98	4,5	0,35 1,80	< 1,0	76 1 038	7,3	12,82 465	2,8
3,2	0,08 0,15	53,3	0,18 3,97	4,5	0,39 41,0	< 1,0	72 1 036	6,9	14,01 464	3,0
4,2	0,08 0,15	53,3	0,20 3,96	5,0	0,55 40,90	< 1,0	65 1 033	6,3	16,88 463	3,6

* inférieur à la limite de détection de 0,2 mg/L

Moyenne des solides totaux dans le réacteur (%) 2,08 ± 0,04

Métaux totaux moyens
des boues du réac-
teur (mg/kg boue
sèche)

7

195

1 585

48 560

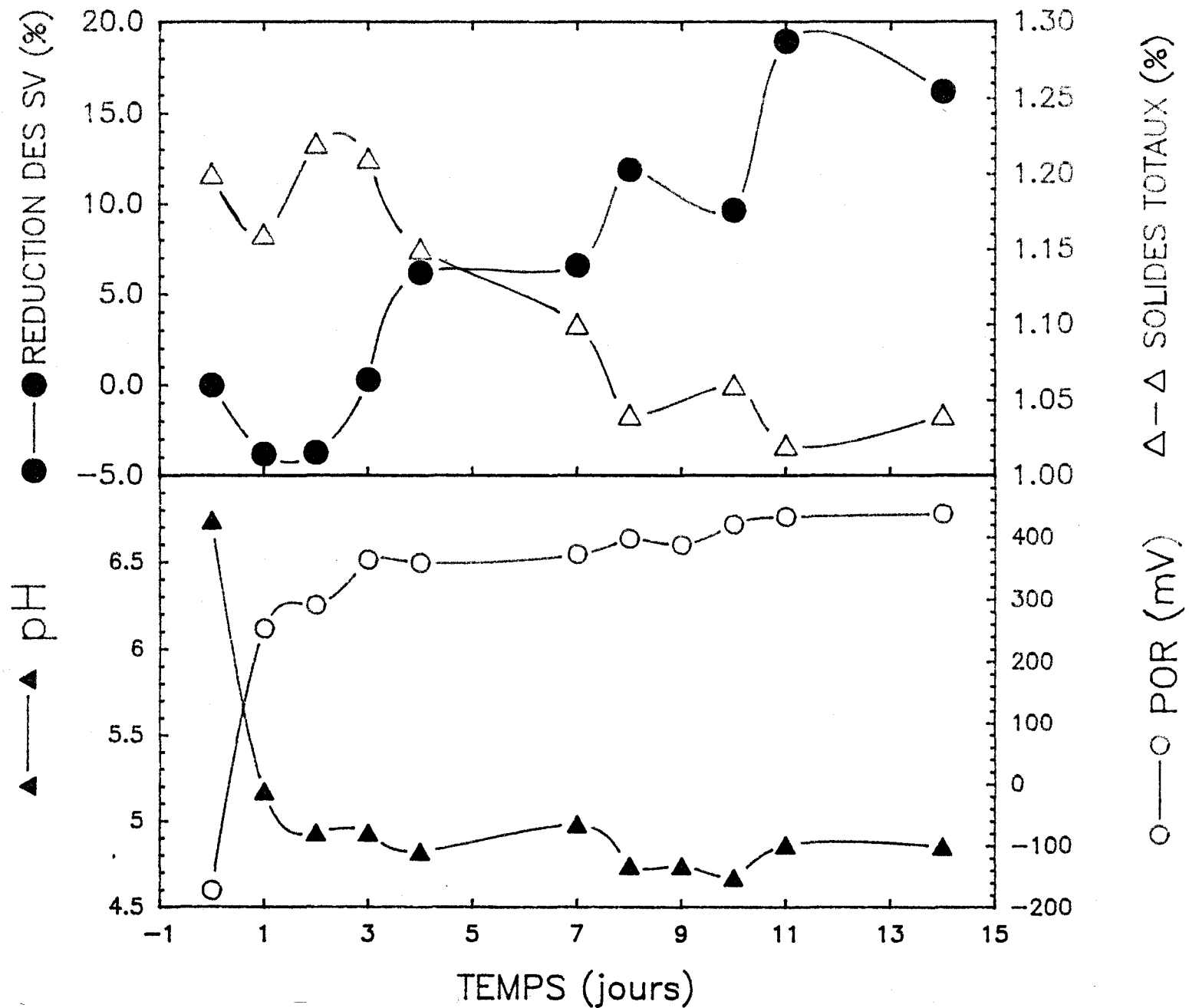
22 355

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

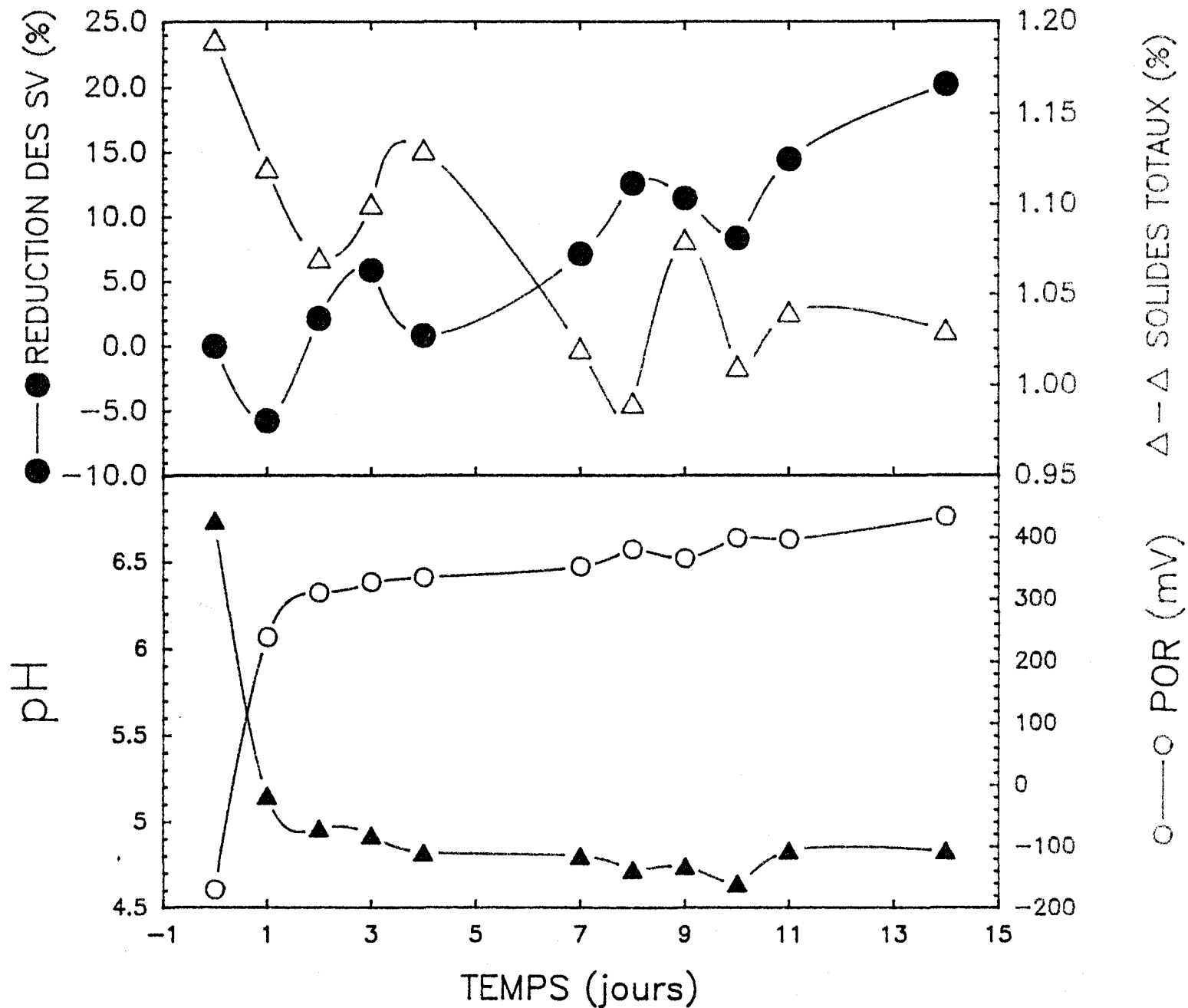
² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 24: Résultats d'analyse pour évaluer la digestion des boues aérobies de Beauceville dans des béciers de 1,5 L sans percol (essais # 1 et 2) et avec percol (essais #3 et 4) (3 kg/t boue sèche)

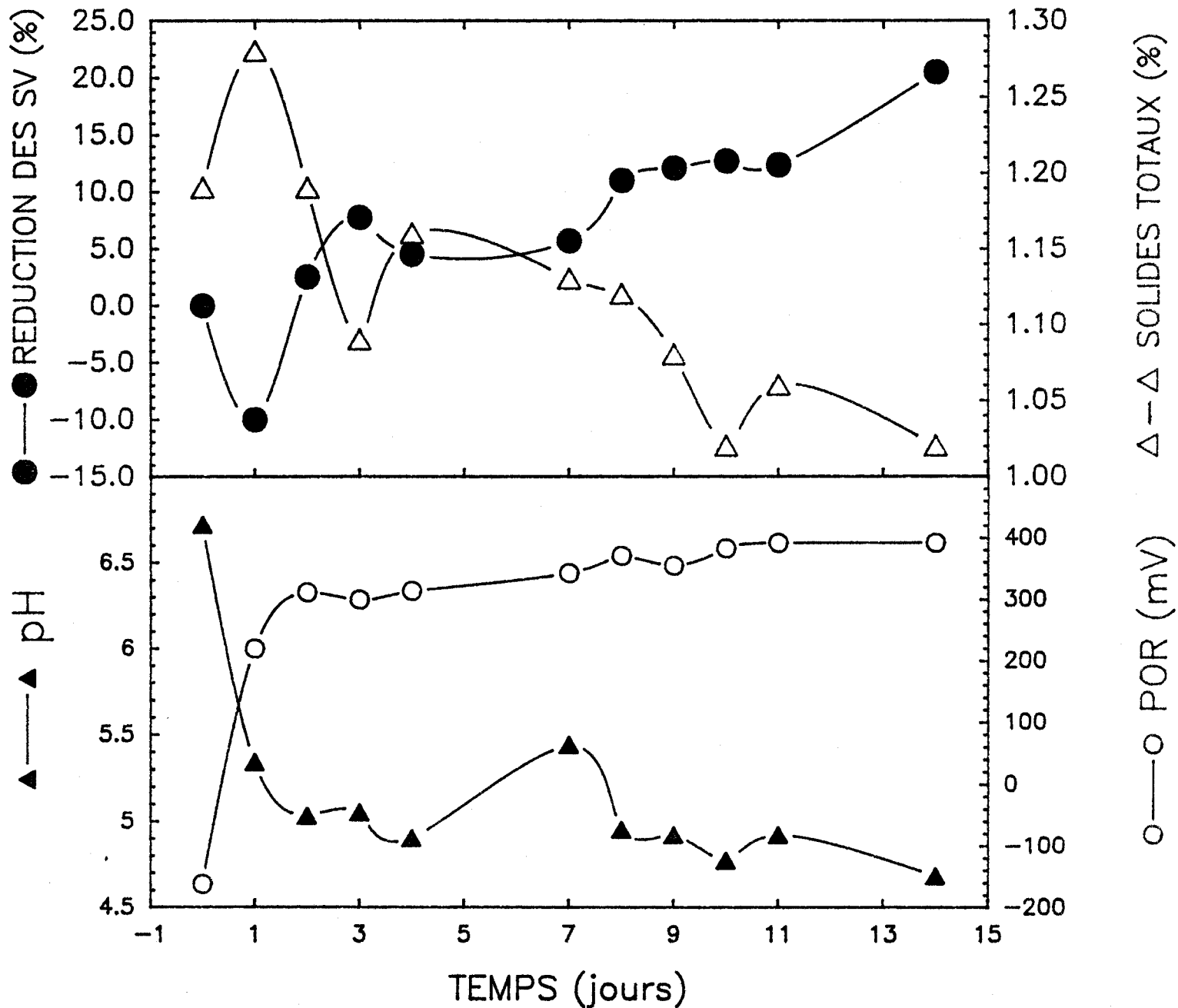
Temps (jours)	Essai	pH	POR (mV)	Solides totaux (%)	Solides volatils (%)	Réduction des SV (%)
0	1	6,74	- 172	1,20	54,32	---
	2	6,74	- 170	1,19	52,24	---
	3	6,72	- 162	1,19	53,93	---
	4	6,76	- 159	1,17	54,45	---
1	1	5,17	253	1,16	58,33	- 3,81
	2	5,15	239	1,12	58,69	- 5,74
	3	5,34	220	1,28	55,22	- 10,12
	4	5,55	192	1,25	56	- 9,87
2	1	4,93	291	1,22	55,42	- 3,73
	2	4,96	311	1,07	56,86	2,72
	3	5,03	312	1,19	52,56	2,54
	4	5,19	269	1,23	53,33	- 2,96
3	1	4,93	364	1,21	53,70	0,30
	2	4,92	328	1,10	53,19	5,87
	3	5,05	300	1,09	54,32	7,76
	4	5,02	292	1,24	53,13	- 3,41
4	1	4,82	359	1,15	53,16	6,20
	2	4,82	336	1,13	54,54	0,85
	3	4,90	314	1,16	52,83	4,52
	4	4,87	322	1,17	53,19	2,32
7	1	4,78	373	1,10	55,35	6,59
	2	4,80	353	1,02	56,60	7,12
	3	5,44	343	1,13	53,57	5,68
	4	5,43	358	1,14	52,78	5,56
8	1	4,74	398	1,00	52,31	11,9
	2	4,72	381	0,99	54,90	12,6
	3	4,95	371	1,12	51,02	11
	4	4,98	360	0,99	54,24	15,7
9	1	4,74	388	---	50,64	---
	2	4,74	366	1,08	50,98	11,43
	3	4,92	355	1,08	52,24	12,09
	4	4,80	355	---	52,24	---
10	1	4,67	421	1,06	55,55	9,66
	2	4,64	399	1,01	56,41	8,34
	3	4,77	383	1,02	54,93	12,70
	4	4,69	483	1,01	55,77	11,59
11	1	4,86	433	1,02	51,78	18,96
	2	4,83	397	1,04	51,06	14,57
	3	4,92	396	1,06	53,06	12,36
	4	4,90	390	0,98	55,81	14,15
14	1	4,85	438	1,04	52,50	16,2
	2	4,83	434	1,03	48,14	20,23
	3	4,68	392	1,02	50	20,5
	4	4,63	404	1,03	50	19,2



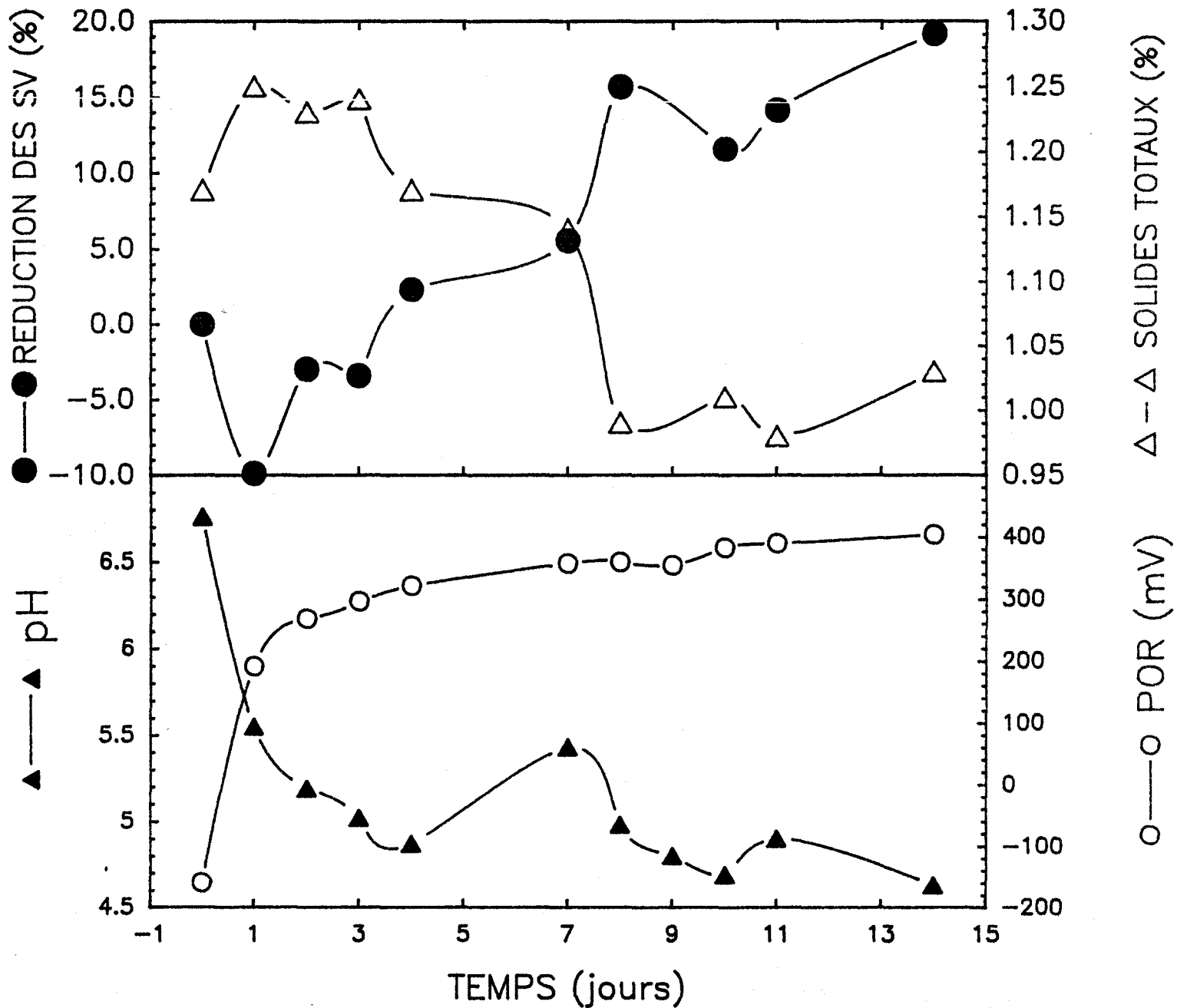
Annexe 25a: Digestion effectuée en laboratoire, sans percol, des boues provenant de Beauceville, après 7 jours de stockage aérobie, à l'usine de traitement des eaux (essai #1).



Annexe 25b: Digestion effectuée en laboratoire, sans percol, des boues provenant de Beauceville, après 7 jours de stockage aérobie, à l'usine de traitement des eaux (essai #2).



Annexe 25c: Digestion effectuée en laboratoire, avec percol (3 kg/t boue sèche), des boues provenant de Beauceville, après 7 jours de stockage aérobie, à l'usine de traitement des eaux (essai #3).



Annexe 25d: Digestion effectuée en laboratoire, avec percol (3 kg/t boue sèche), des boues provenant de Beauceville, après 7 jours de stockage aérobie, à l'usine de traitement des eaux (essai #4).

Annexe 26: Résultats d'analyse pour évaluer la digestion des boues aérobies de Cowansville (bécher de 2 L)

Temps (jour)	pH	POR (mV)	Solides totaux (%)	Solides volatils (%)	Réduction des SV (%)
0	7,22	- 130	2,65	59,8	---
1	6,83	170	---	---	---
2	6,83	- 65	2,26	57	18,7
3	6,78	- 72	2,18	56,32	22,5
4	---	---	---	---	---
5	---	---	---	---	---
6	6,26	130	2,27	57,28	17,9
7	5,74	317	2,27	57,02	18,3
8	5,55	287	2,22	57,62	19,28
9	5,40	295	2,20	58,33	19,02
10	5,44	328	---	---	---
11	---	---	---	---	---
12	---	---	---	---	---
13	5,02	362	---	---	---
14	4,99	414	2,14	56,78	23
15	4,90	373	2,08	57,27	25
16	4,83	410	2,02	57,39	27
17	4,78	408	2,01	58,69	26
18	---	---	---	---	---
19	---	---	---	---	---
20	14,86	445	1,99	59,22	25,6

Annexe 27a: Résultats sur les essais en cuvée (18 L) pour les boues aérobies de Cowansville dont la digestion est complétée en laboratoire (essai #1) (20% d'inoculum dont le pH = 2,92 et le POR = 476 mV)

Temps (jours)	pH	POR (mV)	Solides totaux (%)	Cu		Zn		Mn		Ni	
				mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
				mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0			1,94	4,48	12,0	6,95	49,3	22,43	67,3	0,44	35,2
				36,9		14,1		33,4		1,25	
0,2	3,47	261		5,84	21,7	7,69	54,5	23,30	70,8	0,46	36,8
				36,9		14,1		32,9		1,25	
0,9	3,08	377		12,05	32,5	0,21	65,8	26,90	83,3	0,53	42,4
				37,1		14,0		32,3		1,25	
1,2	2,93	414	2,07	14,79	39,3	9,32	66,6	27,58	88,7	0,55	44,0
				37,6		14,0		31,1		1,25	
1,5	2,75	444		15,70	41,3	9,76	70,2	28,92	85,8	0,57	45,6
				38,0		13,9		33,7		1,25	
1,9	2,55	522	2,32	18,72	47,2	10,44	69,1	29,59	85,0	0,61	46,9
				39,7		15,1		34,8		1,30	
2,2	2,59	543		19,83	49,0	10,72	70,1	29,90	84,0	0,65	48,2
				40,5		15,3		35,6		1,35	
2,9	2,59	558		22,10	53,5	11,50	74,2	30,90	85,1	0,68	48,6
				41,3		15,5		36,3		1,40	
3,2	2,38	562	2,61	22,82	52,8	11,71	72,7	31,01	83,8	0,69	51,1
				43,2		16,1		37,0		1,35	
3,9	2,60	569	2,77	24,91	54,7	12,59	72,4	33,23	84,3	0,76	47,5
				47,7		17,4		39,4		1,60	
4,2	2,63	570		26,36	47,5	13,07	72,6	34,45	86,1	0,78	44,6
				55,5		18,0		40,0		1,75	
Moyenne des solides totaux dans le réacteur (%)			2,34 ± 0,35								
Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)				1731		645		1506		57	

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 27a: Résultats pour les essais en cuvée (18 L) sur les boues aérobies dont la digestion est complétée en laboratoire de Cowansville (essai #1) (inoculum de 20% dont le pH = 2,92 et le POR = 476 mV)

Temps (jours)	Cd		Pb		Cr		Fe		Al	
	mg/L sol. ¹	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.	mg/L sol.	% sol.
	mg/L Tot. ²		mg/L Tot.		mg/L Tot.		mg/L Tot.		mg/L Tot.	
0	0,04	26,7	0,22	6,9	0,14*	< 1,0	496	25,2	1,23	< 1,0
	0,15		3,20		6,50		1 966		383	
0,2	0,04	26,7	0,19	5,9	0,03*	< 1,0	427	21,7	2,16	< 1,0
	0,15		3,25		6,48		1 968		395	
0,9	0,04	26,7	0,19	5,6	0,03*	< 1,0	320	16,2	6,08	1,4
	0,15		3,30		6,45		1 970		407	
1,2	0,04	26,7	0,18	5,3	0,05*	< 1,0	198	10,4	7,42	1,9
	0,15		3,41		6,53		1 905		409	
1,5	0,05	26,7	0,16	4,9	0,05*	< 1,0	197	9,1	7,48	1,7
	0,15		3,25		6,60		2 160		426	
1,9	0,04	26,7	0,17	5,1	0,06*	< 1,0	111	5,2	8,60	1,9
	0,15		3,35		6,80		2 135		442	
2,2	0,05	33,3	0,17	4,9	0,07*	< 1,0	97	4,4	9,27	2,1
	0,15		3,48		7,10		2 185		447	
2,9	0,05	33,3	0,18	5,0	0,09*	< 1,0	82	3,7	10,89	2,4
	0,15		3,60		7,40		2 234		451	
3,2	0,05	33,3	0,18	4,9	0,10*	< 1,0	79	3,5	11,38	2,6
	0,15		3,70		7,70		2 267		435	
3,9	0,06	40,0	0,17	4,3	0,12*	< 1,0	75	3,2	12,96	2,8
	0,15		3,90		8,25		2 350		457	
4,2	0,06	40,0	0,19	4,8	0,12*	< 1,0	74	3,0	13,76	2,9
	0,15		4,00		8,50		2 432		465	

* inférieur à la limite de détection de 0,2 mg/L

Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)

6,4

140

303

87 000

18 690

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 27b: Résultats sur les essais en cuvée (18 L) pour les boues aérobies de Cowansville dont la digestion est complétée en laboratoire (essai #2) (inoculum de 20% dont le pH = 2,92 et le POR = 476 mV).

Temps (jours)	pH	POR (mV)	Solides totaux (%)	Cu		Zn		Mn		Ni	
				mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
				mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0			1,93	4,40	12,3	6,72	52,1	22,52	70,2	0,44	36,7
				35,7		12,9		32,1		1,20	
0,2	3,49	259		5,96	16,9	8,06	60,6	24,99	79,1	0,49	41,5
				35,2		13,3		31,6		1,18	
0,9	2,97	376		12,74	36,8	9,25	67,5	27,27	88,0	0,55	47,8
				34,6		13,7		31,0		1,15	
1,2	2,75	441	2,02	16,37	47,2	9,69	70,2	27,88	89,1	0,57	48,3
				34,7		13,8		31,3		1,18	
1,5	2,62	485		14,14	40,6	9,55	69,2	28,41	89,9	0,57	47,5
				34,8		13,8		31,6		1,20	
1,9	2,53	548	1,94	18,10	51,9	9,82	75,5	27,24	86,8	0,57	51,8
				34,9		13,0		31,4		1,10	
2,2	2,56	555		19,13	55,0	9,96	73,3	27,24	87,0	0,58	53,7
				34,8		13,1		31,3		1,08	
2,9	2,52	569		20,47	58,9	10,43	79,0	27,84	89,2	0,62	59,0
				34,7		13,2		31,2		1,05	
3,2	2,48	520	2,00	20,93	58,3	10,44	73,5	28,79	92,0	—	
				35,9		14,2		31,3			
3,9	2,61	562	2,02	22,09	60,0	10,77	74,3	29,63	88,2	—	
				36,8		14,5		33,6			
4,2	2,67	550		22,18	59,0	11,01	74,4	30,07	88,4	—	
				37,6		14,8		34,0			
Moyenne des solides totaux dans le réacteur (%)			2,02 ± 0,11								
Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)				1752		671		1569		57	

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 27b: Résultats pour les essais en cuvée (18 L) sur les boues de Cowansville aérobies dont la digestion est complétée en laboratoire (essai #2) (inoculum de 20% dont le pH = 2,92 et le PCR = 476 mV).

Temps (jours)	Cd		Pb		Cr		Fe		Al	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	0,03	30,0	0,20	6,6	0,05	0,14	434	25,2	1,05	< 1,0
	0,10		3,05		35,7		1 723		450	
0,2	0,04	40,0	0,21	7,1	0,04	*	474	27,6	2,28	< 1,0
	0,10		2,98		35,5		1 719		429	
0,9	0,04	40,0	0,19	6,6	0,06	*	290	16,9	6,50	1,5
	0,10		2,90		34,6		1 715		407	
1,2	0,05	50,0	0,15	5,2	0,08	*	135	7,6	7,65	1,8
	0,10		2,86		34,7		1 778		417	
1,5	0,05	33,3	0,19	6,7	0,12	*	244	13,3	6,75	1,6
	0,15		2,85		34,8		1 840		426	
1,9	0,05	50,0	0,17	6,2	0,10	*	86	5,2	8,62	2,2
	0,10		2,75		36,4		1 660		400	
2,2	0,05	33,3	0,17	6,1	0,08	*	78	< 1,0	9,33	2,3
	0,15		2,78		39,7		1 554		409	
2,9	0,05	33,3	0,16	5,7	0,07	*	67	< 1,0	10,36	2,5
	0,15		2,83		41,3		1 448		422	
3,2	0,05	33,3	0,16	5,6	0,07	*	69	< 1,0	11,01	2,5
	0,15		2,85		35,9		1 614		435	
3,9	0,05	33,3	0,17	5,9	0,13	*	61	< 1,0	11,98	2,6
	0,15		2,86		37,6		1 781		457	
4,2	0,05	33,3	0,17	5,9			64	< 1,0	12,52	2,7
	0,15		2,88				1 800		470	

* inférieur à la limite de détection de 0,2 mg/L

Métaux totaux moyens des boues du réacteur (mg/kg boue sèche)

7,4

140

286

85 840

15 903

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur

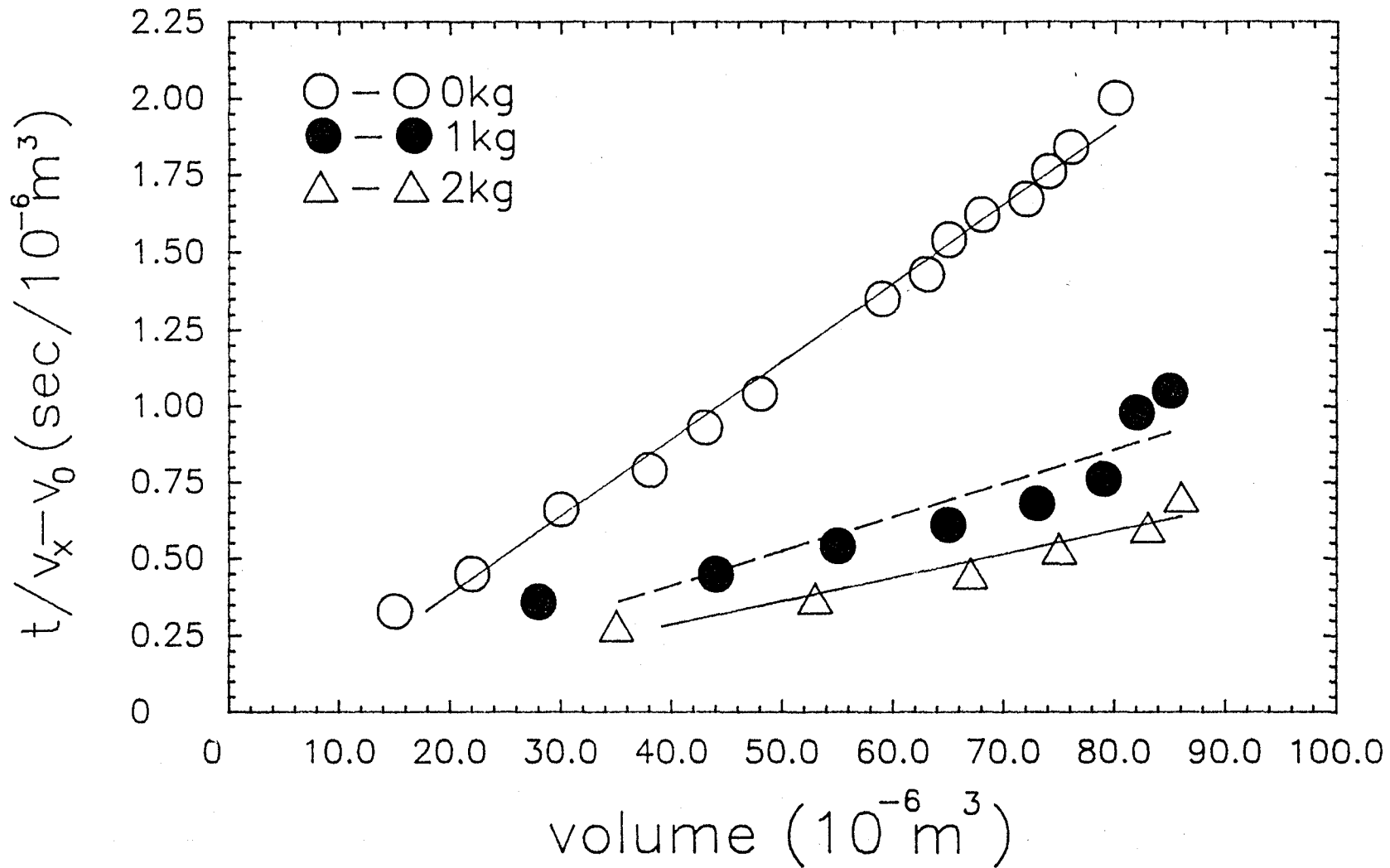
² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 28a: Coefficients de résistance spécifique ($r_{0,5}$) trouvés pour la boue nature et les différents temps de séjour avec les boues de Cowansville, dans le CSTR et en cuvée (digestion complétée en laboratoire)

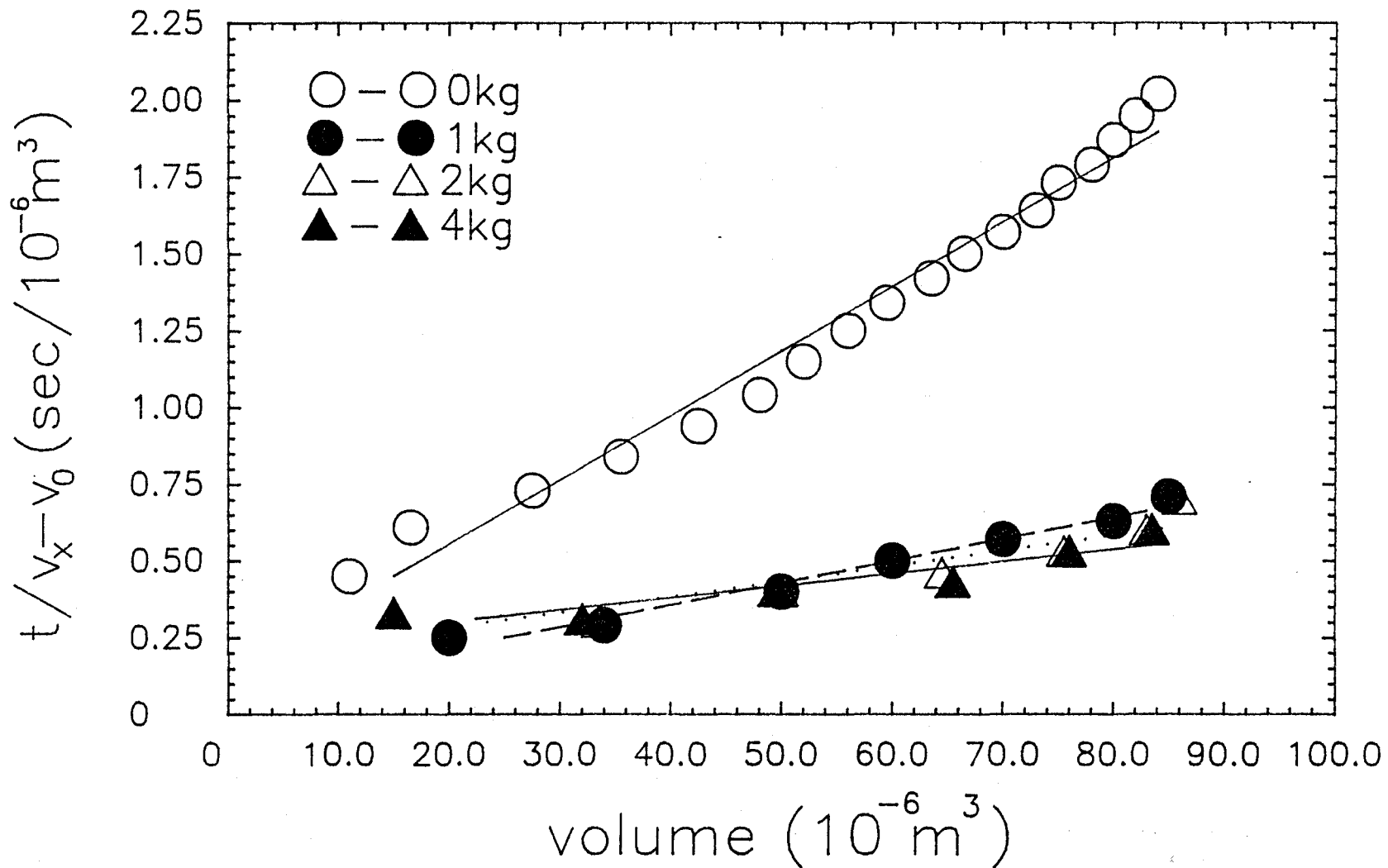
Coefficient de résistance spécifique (10^{12} m/kg)

kg de polymère tonne boue sèche	0	1	2	3	4
Boue de l'alimentation	8,58	----	3,57	----	----
0,5 jour (jour 2)	3,74 (15,5)*	1,64 (26,0)*	1,14 (28,0)*	----	----
(jour 3)	3,76	1,28	0,90	----	0,71
0,75 jour (jour 4)	0,99 (24,8)*	0,97 (25,0)*	----	----	----
(jour 5)	0,91	0,68	0,71	0,72	----
1,5 jours (jour 5)	0,6 (23,57)*	0,58 (23,26)*	0,88	0,69 (23,11)*	----
(jour 6)	1,24	0,88	----	1,20	----
Cuvée 18 L (jour 2)	0,81 (26,1)*	0,64 (24,4)*	----	0,88 (24,0)*	----

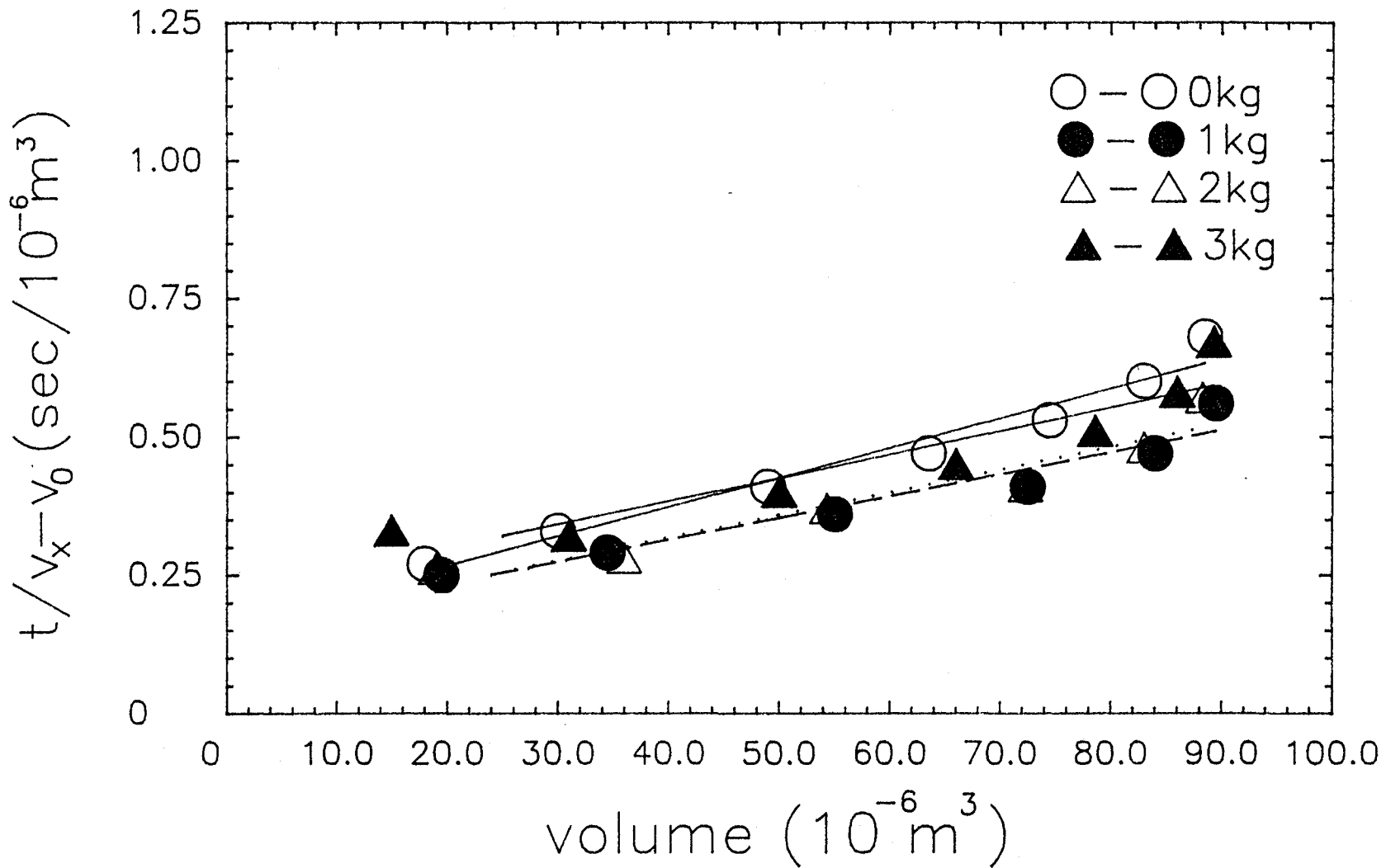
* % de solides totaux obtenu après 3 minutes de filtration.



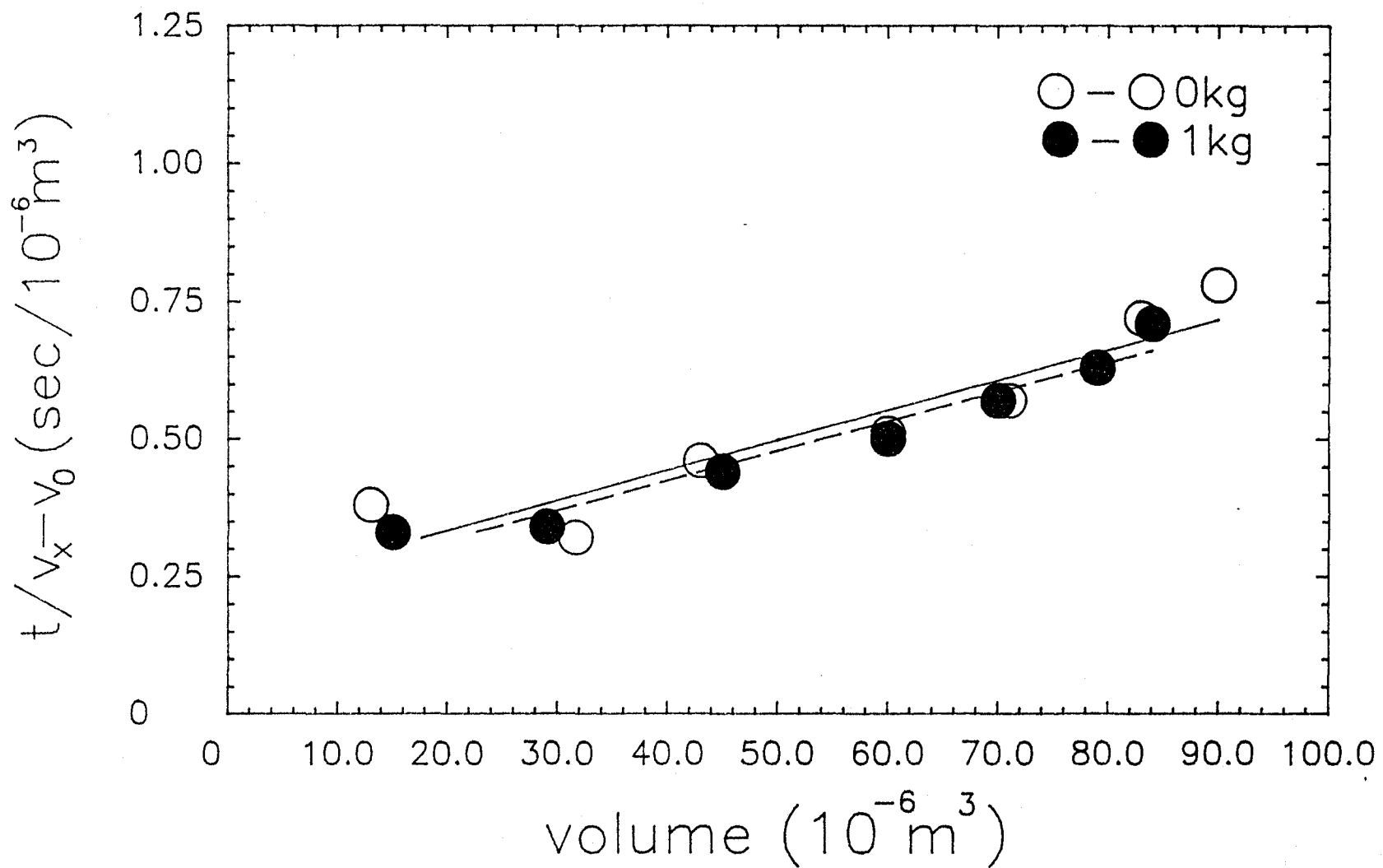
Annexe 28b(i): Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère à 0,5 jour (jour 2), avec les boues de Cowansville.



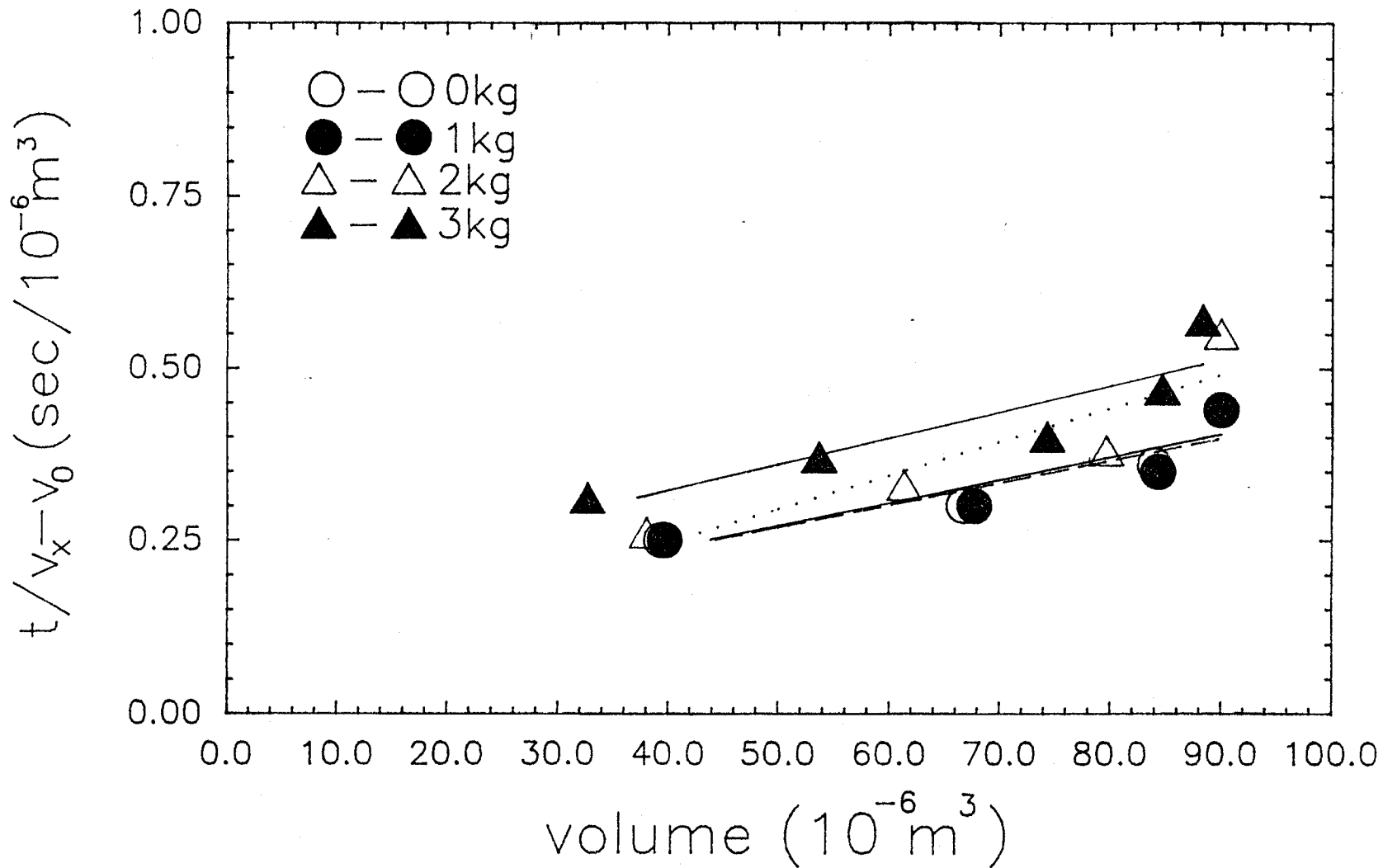
Annexe 28b(ii): Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère à 0,5 jour (jour 3), avec les boues de Cowansville.



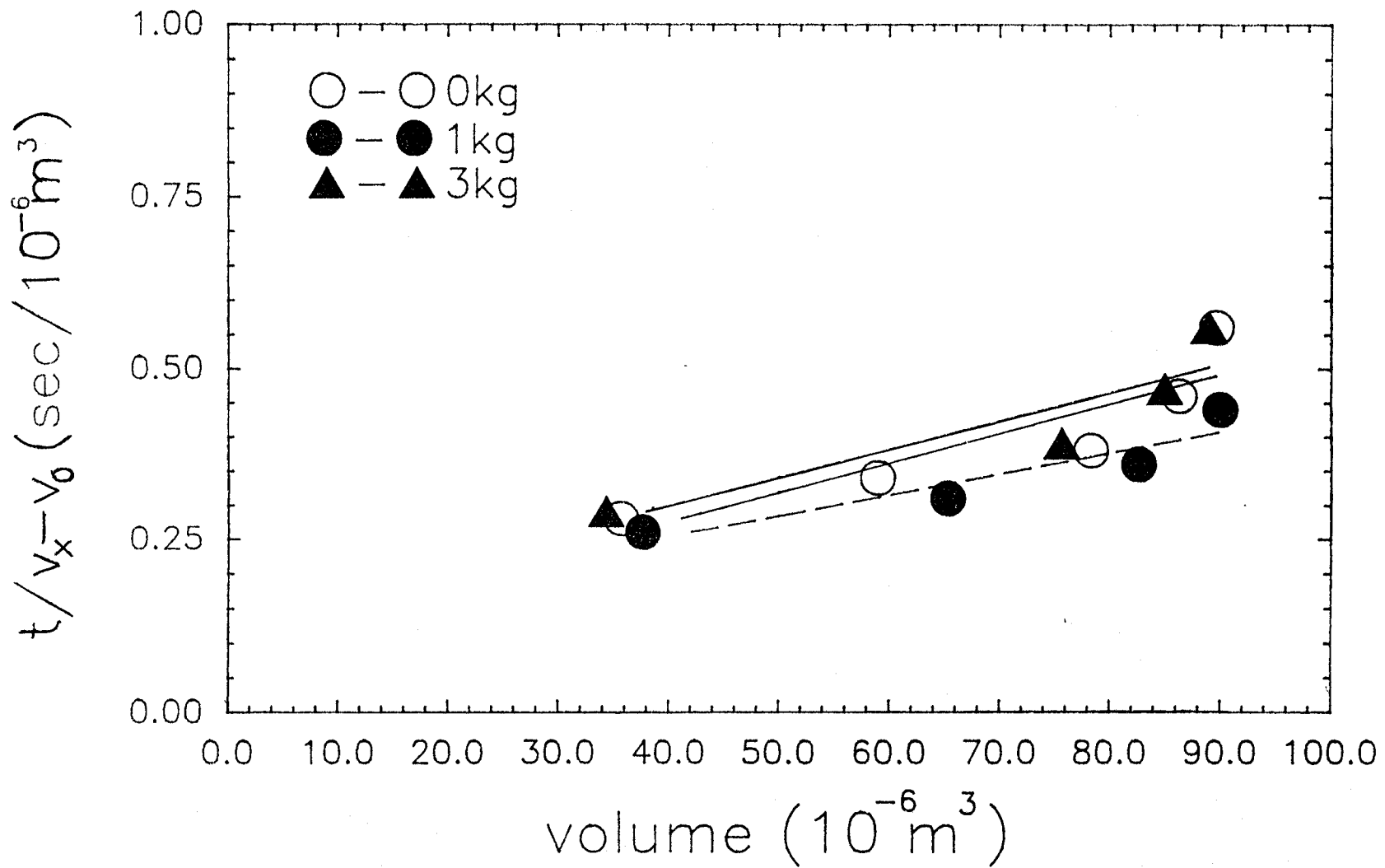
Annexe 28c(i): Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère à 0,75 jour (jour 5), avec les boues de Cowansville.



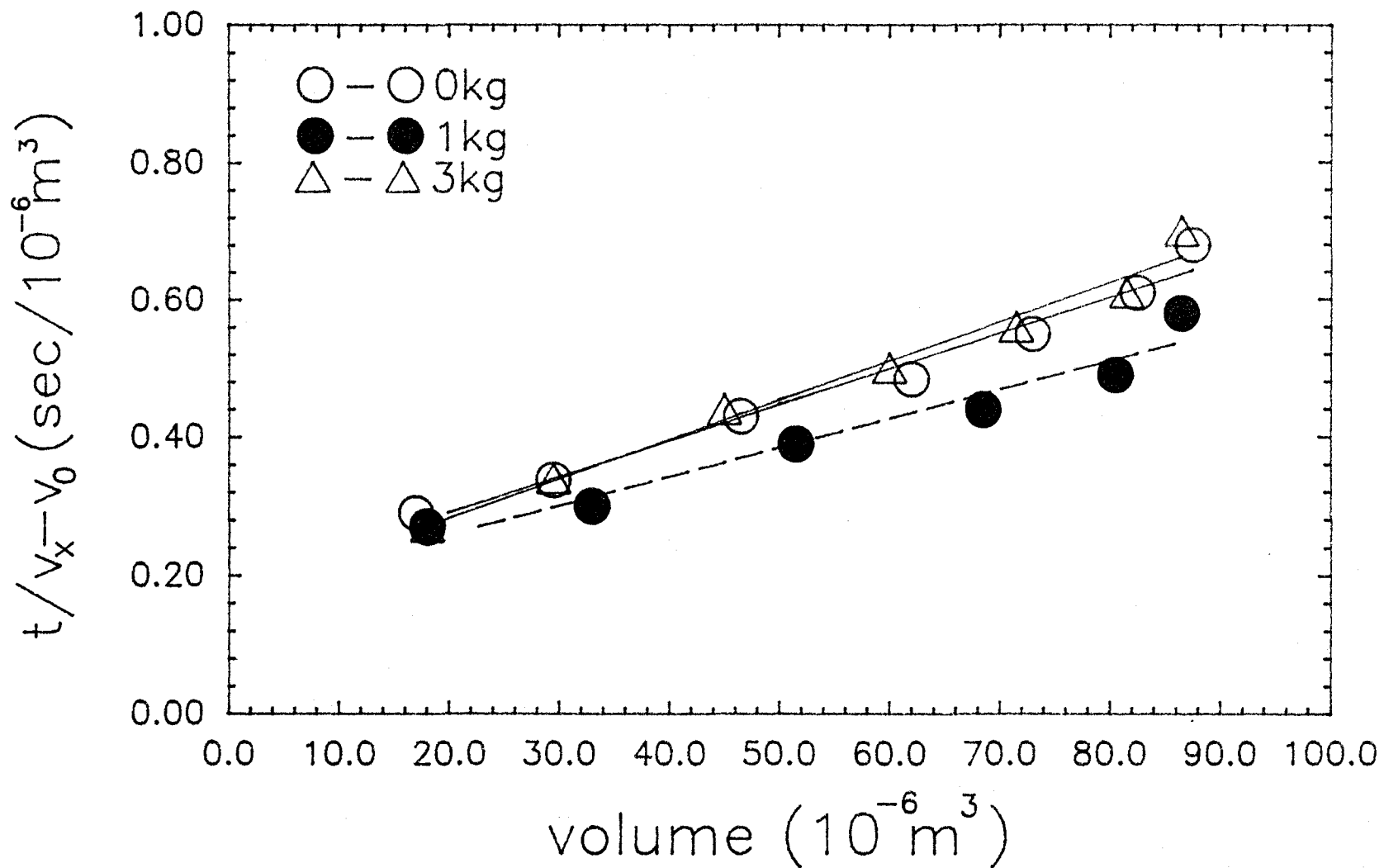
Annexe 28c(ii): Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère à 0,75 jour (jour 4), avec les boues de Cowansville.



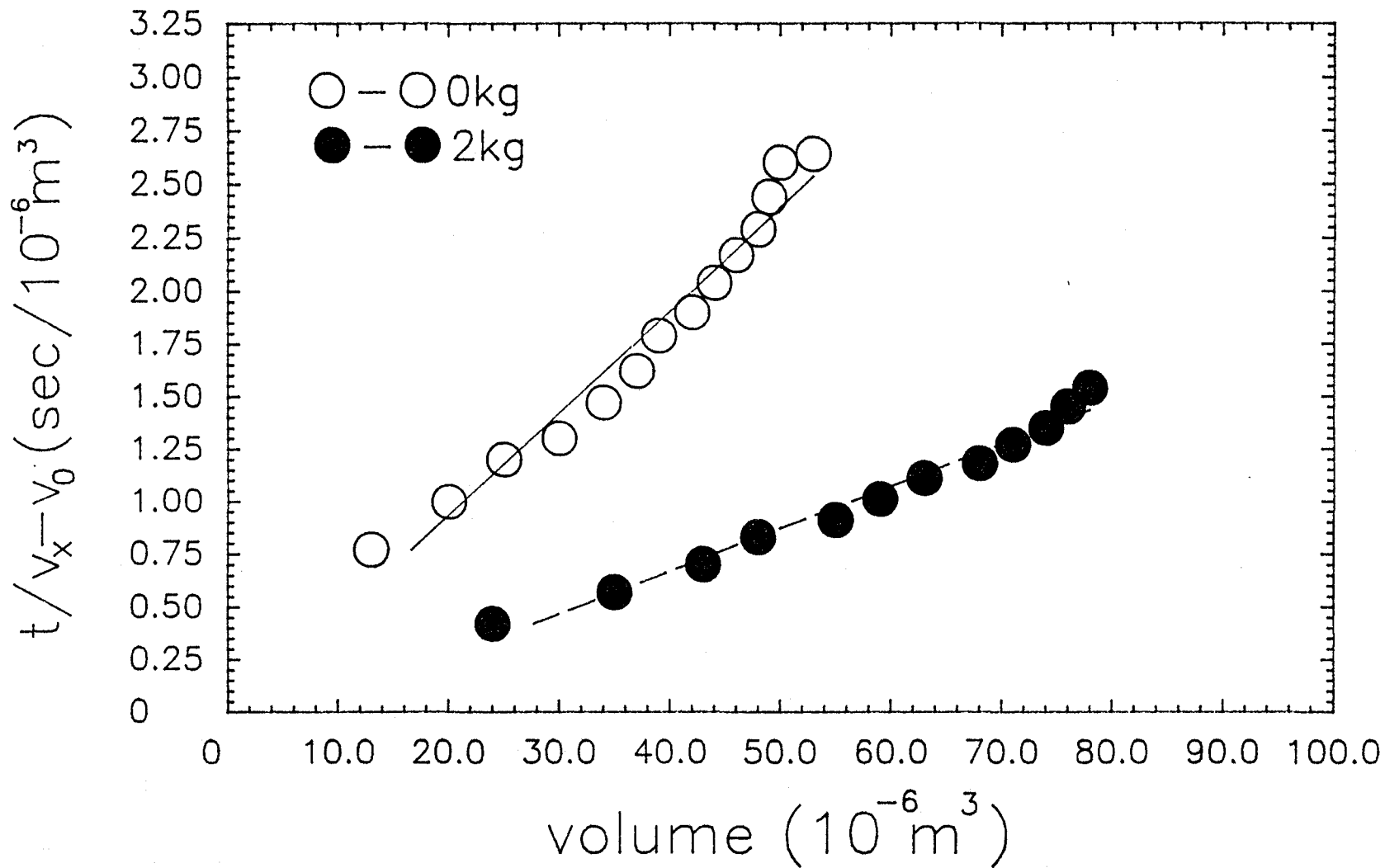
Annexe 28d(i): Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère à 1,5 jour (jour 5), avec les boues de Cowansville.



Annexe 28d(ii): Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère à 1,5 jour (jour 6), avec les boues de Cowansville.



Annexe 28e: Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère, dans des cuvées de 18 L (jour 2), avec les boues de Cowansville (digestion complétée en laboratoire).



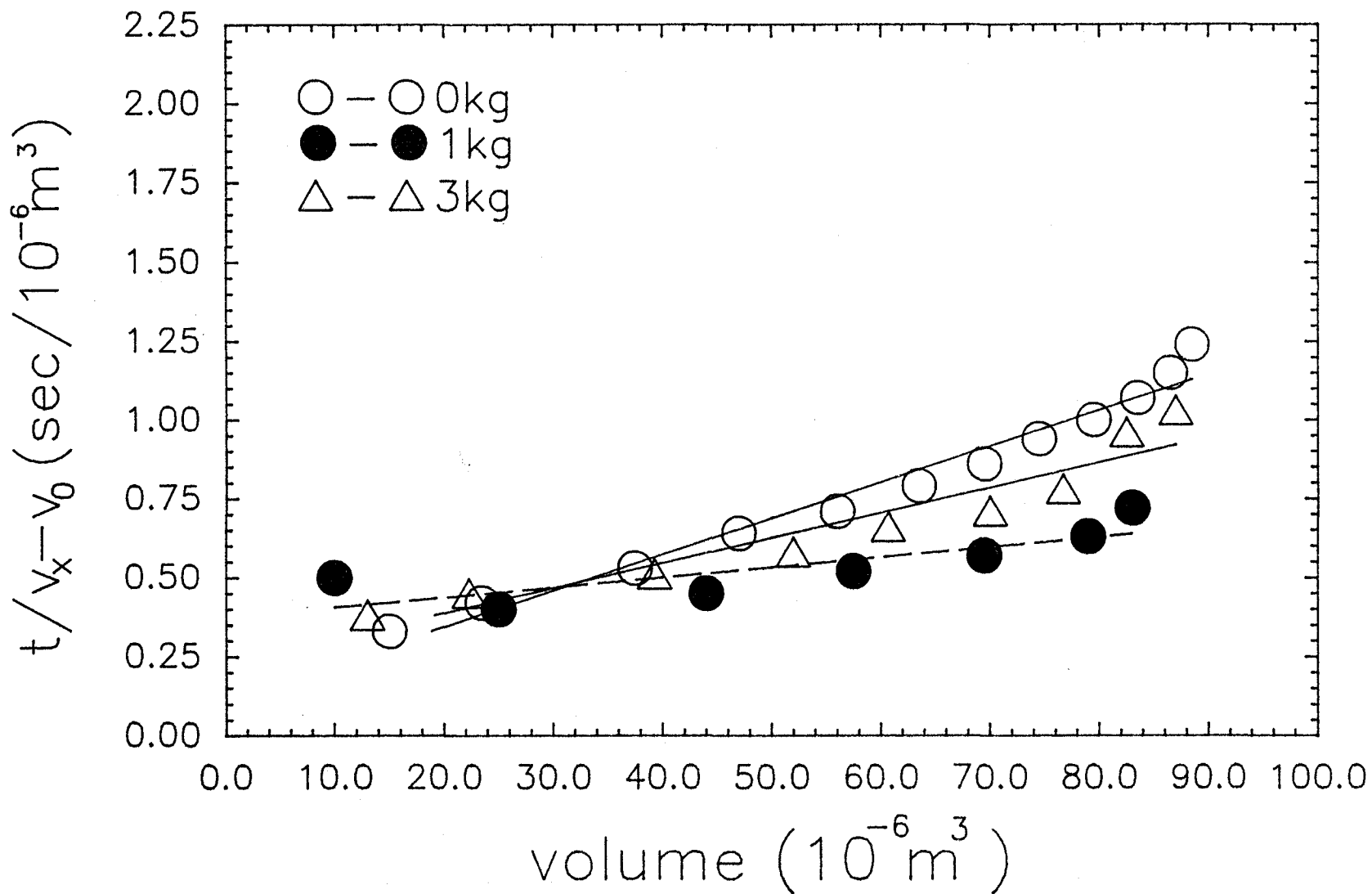
Annexe 28f: Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère, des boues natures de Cowansville.

Annexe 29a: Coefficients de résistance spécifique ($r_{0,5}$) trouvés pour la boue nature et les boues traitées de Beauceville.

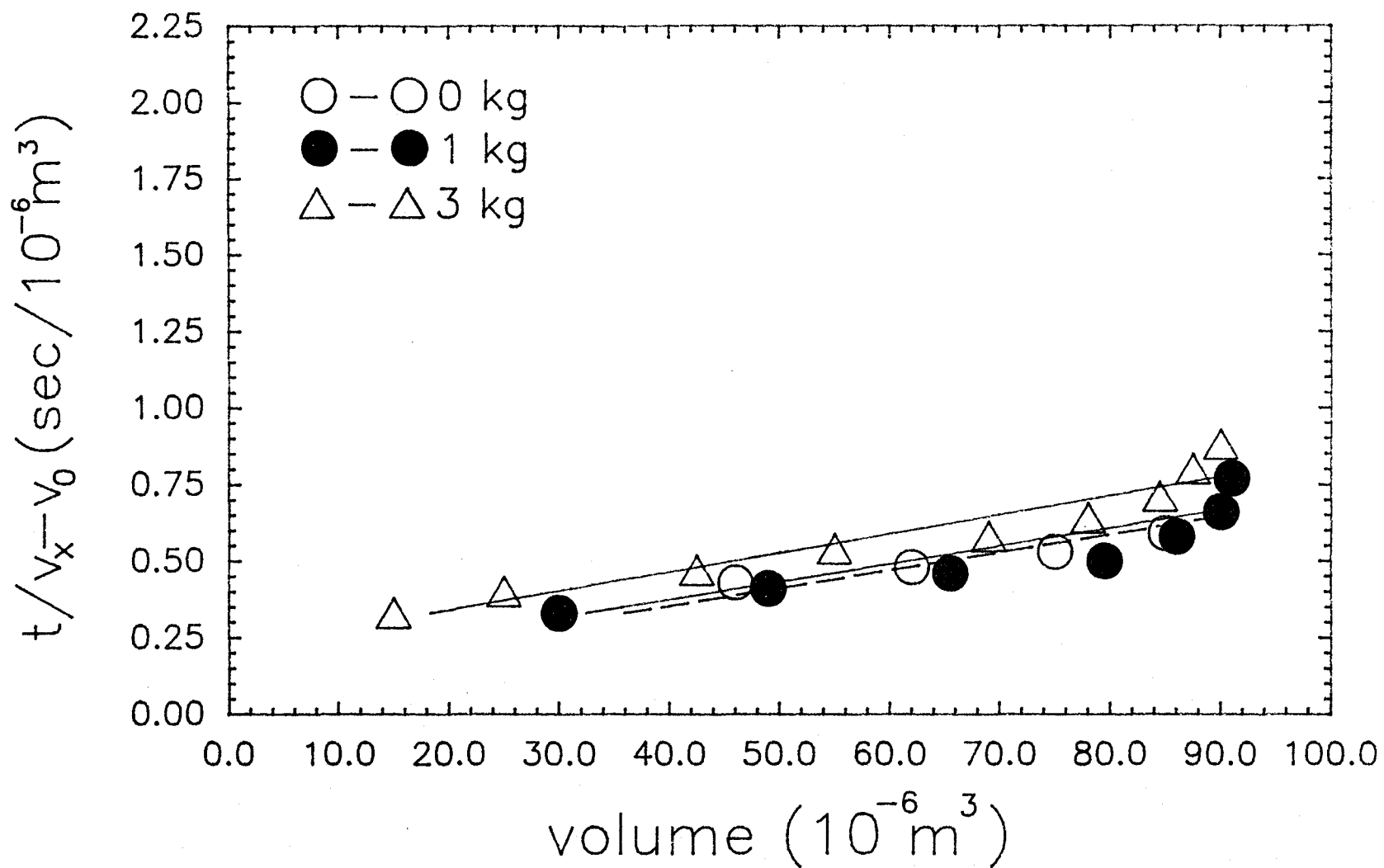
Coefficient de résistance spécifique (10^{12} m/kg)

<u>kg de polymère</u> tonne boue sèche	0	1	3
Boue nature	6,03	0,90	0,58
1,5 jours	1,93 (18,77)*	0,56 (20,9)*	1,39 (20,6)*
Cuvée de 30 L (2%)	1,16 (22,8)*	1,16 (23,2)*	1,23

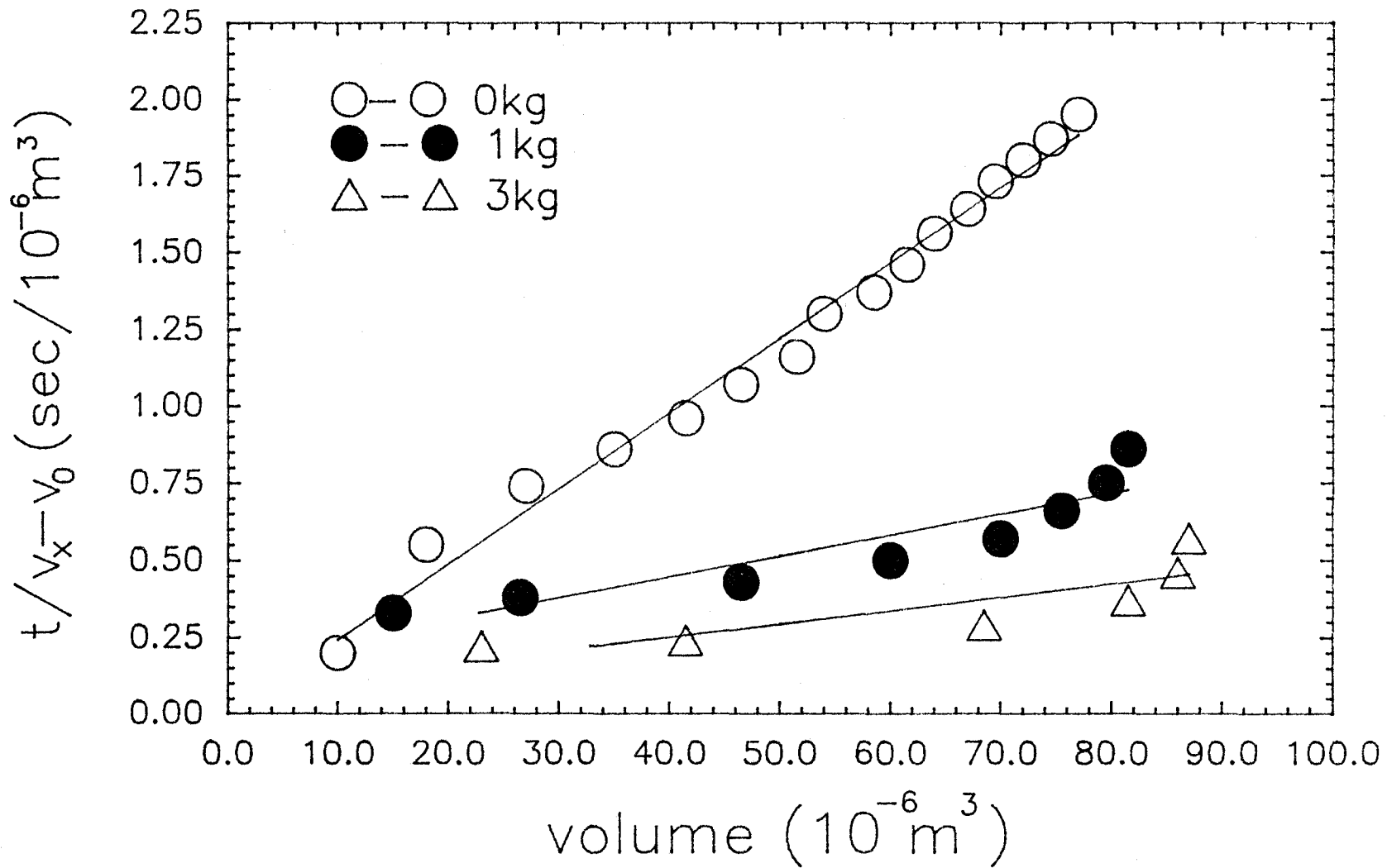
* % de solides totaux obtenu après la filtration.



Annexe 29b: Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère à 1,5 jours, avec les boues de Beauceville (jour 8).



Annexe 29c: Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère, en cuvée, avec les boues de Beauceville (2% de solides totaux au départ).



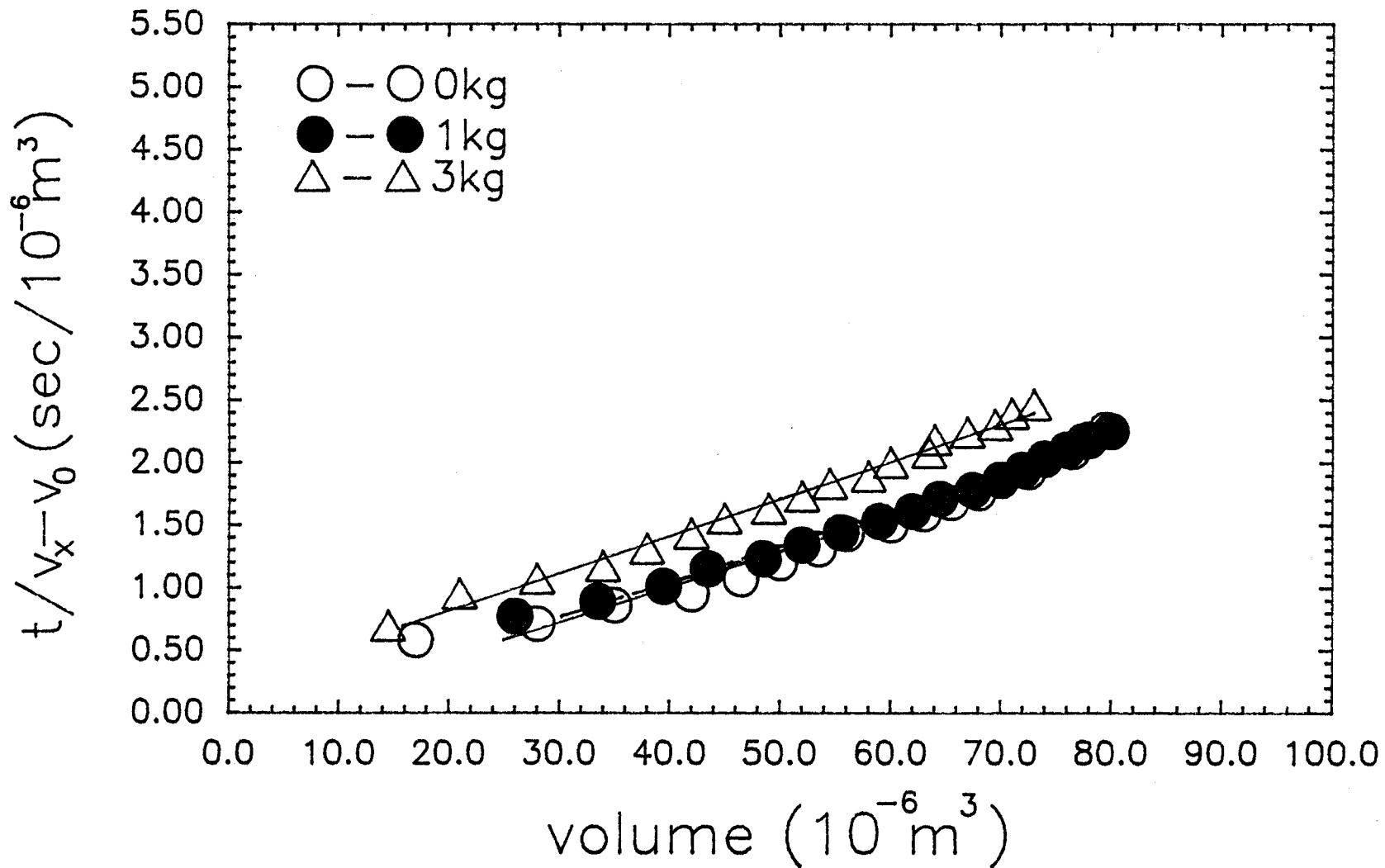
Annexe 29d: Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère pour les boues naturelles de Beauceville.

Annexe 30a: Coefficients de résistance spécifique ($r_{0,5}$) trouvés pour les boues naturelles et traitées de la Haute-Bécancour:

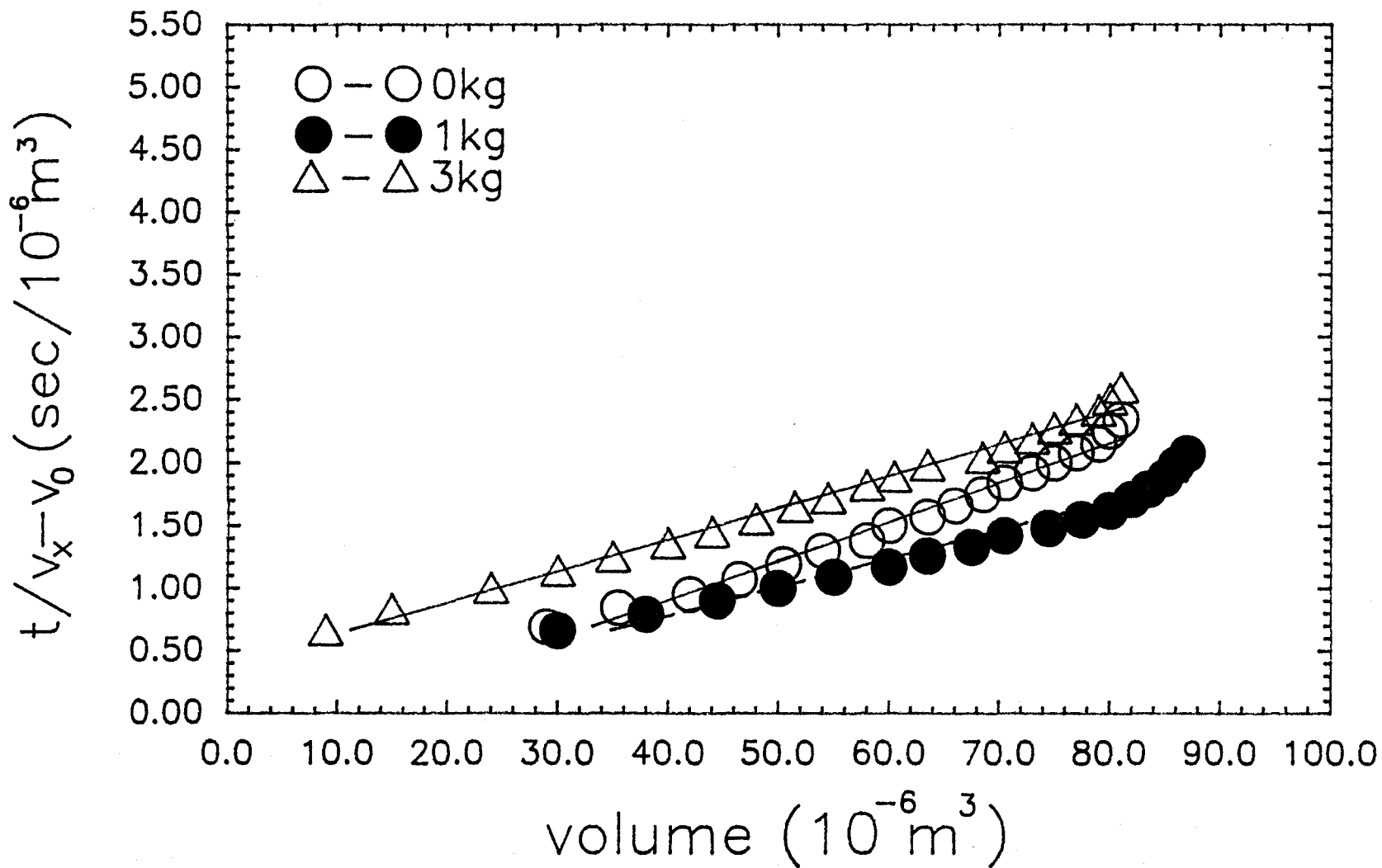
Coefficient de résistance spécifique (10^{12} m/kg)

<u>kg de polymère</u> tonne boue sèche	0	1	2	3
Boue nature	6,40	2,66	0,855	0,576
Cuvée 18 L avec percol (3,2 kg/t boue sèche)	4,90 (16,1)*	4,90 (17,6)*	----	5,25 (16,2)*
Cuvée 18 L sans percol	5,62 (17,1)*	4,16 (18,9)*	----	4,52 (16,2)*

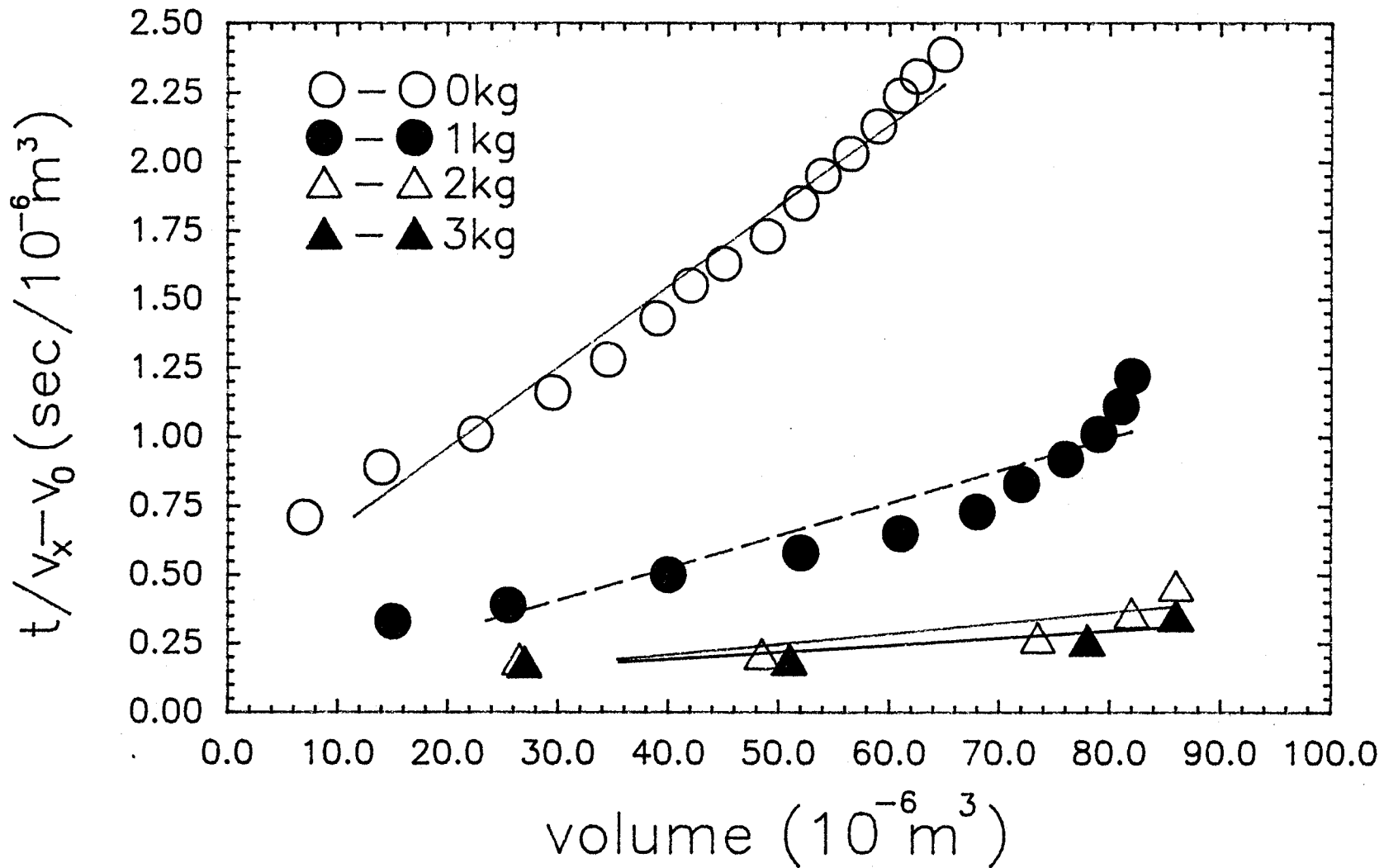
* % de solides totaux obtenu après filtration.



Annexe 30b: Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère pour les boues de la Haute-Bécancour en cuvée de 18 L avec percol.



Annexe 30c: Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0.5}$), avec différentes doses de polymère pour les boues de la Haute-Bécancour en cuvée de 18 L sans percol.



Annexe 30d: Détermination des pentes ayant servi au calcul du coefficient de résistance spécifique ($r_{0,5}$), avec différentes doses de polymère pour les boues naturelles de la Haute-Bécancour.

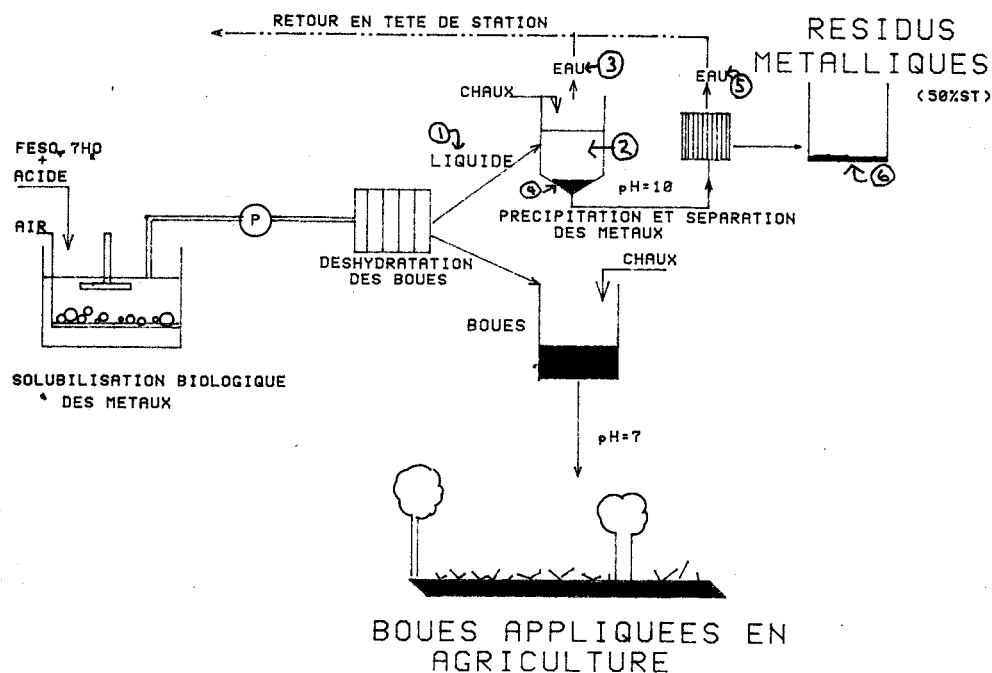
Annexe 31a: Contenu en solides totaux (%) selon la force centrifuge appliquée pour les boues de Cowansville dont la digestion a été complétée en laboratoire pour les essais en cuvée (18 L).

Force centrifuge		500 G		1 000 G		2 000 G		3 000 G	
		0 kg poly t boue sèche	3 kg poly t boue sèche	0 kg poly t boue sèche	3 kg poly t boue sèche	0 kg poly t boue sèche	3 kg poly t boue sèche	0 kg poly t boue sèche	3 kg poly t boue sèche
Cuvée (18 L)	Surnageant (%)	0,31	0,25	0,27	0,24	0,27	0,23	0,19	0,16
	Culot (%)	7,94	8,47	9,04	9,56	10,74	10,80	11,2	11,5

Annexe 31b: Contenu en solides totaux (%) selon la force centrifuge appliquée pour les boues de la Haute-Bécancour pour les essais en CSTR 1,0 jour et en cuvée (18 L) avec et sans percol.

Force centrifuge		500 G		1 000 G		2 000 G		3 000	
CSTR (1,0)	Surnageant (%)	0,35		0,33		0,33		0,29	
	Culot (%)	10,85		12,07		14,25		14,53	
Polymère		<u>0 kg poly</u> t boue sèche	<u>3 kg poly</u> t boue sèche	<u>0 kg poly</u> t boue sèche	<u>3 kg poly</u> t boue sèche	<u>0 kg poly</u> t boue sèche	<u>3 kg poly</u> t boue sèche	<u>0 kg poly</u> t boue sèche	<u>3 kg poly</u> t boue sèche
Cuvée (18 L) avec percol	Surnageant (%)	0,35	—	0,41	—	0,39	0,40	0,40	0,34
	Culot (%)	10,85	—	11,60	—	12,83	12,79	13,72	13,69
Cuvée (18 L) sans percol	Surnageant (%)	0,36	—	0,29	—	0,36	0,32	0,36	0,33
	Culot (%)	9,95	—	11,19	—	12,16	11,98	12,96	12,65

Annexe 32a: Illustration des différentes étapes, pour lesquelles la composition métallique a été déterminée (voir annexe 32b).



- 1- surnageant contaminé provenant de la déshydratation des boues traitées.
- 2- liqueur mixte formée lors du chaulage du surnageant contaminé.
- 3- surnageant formé après la décantation des métaux précipités.
- 4- métaux précipités décantés.
- 5- surnageant provenant de la déshydratation des métaux précipités.
- 6- résidu métallique provenant de la déshydratation des métaux précipités.

Annexe 32b: Composition métallique des produits provenant de la déshydratation des boues traitées, puis du résidu métallique

	Cu	Zn	Mn	Pb	Al	Cd	Ni	Cr	Fe
Surnageant contaminé (mg·L ⁻¹)	33	14,6	25,5	0,55	25	0,15	1,3	0,7	240
Liqueur mixte (mg·L ⁻¹)	33	16	25,6	0,80	25	0,05	1,3	0,9	267
Surnageant après la décontamination (mg·L ⁻¹)	0,70	0	1,4	1,1	1,0	0,15	0	0,25	4,5
Métaux précipités décantés (mg·L ⁻¹) (1,02% solides totaux)	282	133	108	2,1	191	0,7	11,1	4,4	1150
Surnageant de la déshydratation des métaux précipités (mg·L ⁻¹)	1,0	0	0,9	0,7	0,5	0,05	0	0,25	1,5
Résidu métallique séché à 105°C * ¹ (mg·kg ⁻¹ boue sèche)	29 492	14 786	23 500	91	20 660	64,3	1 304	48	318 571

*¹ suite à la déshydratation, 24,16 g de résidu métallique sont produits.

Annexe 33a(i): Teneur en métaux retrouvée dans les boues filtrées de Cowansville (0,5 jour).

mg/kg boue sèche kg polymère/ t boue sèche	Cu	Zn	Fe	Mn	Al	Cr	Pb	Cd	Ni
0	1 051	386	43 960	563	21 200	125	96	1,7	29
1	1 129	369	43 106	618	21 500	139	94	1,5	25
2	1 045	408	37 390	726	22 600	141	96	1,8	29
4	1 008	348	26 953	521	20 700	118	92	1,5	25
\bar{X}	1 058 ± 51	378 ± 25	37 852 ± 7 829	607 ± 89	21 500 ± 804	131 ± 11	93 ± 2	1,6 ± 0,2	27 ± 2
Alimentation	1 024 979 1 026 926 1 076 1 036 977 1 252	540 518 555 529 548 569 477 618	25 809 35 763 37 564 36 213 34 943 34 401 33 693 46 342	1 340 1 553 1 564 1 490 1 486 1 551 1 214 1 589	20 600 20 300 18 600 17 400 19 300 24 700 18 700	128 137 124 126 217 192 166 152	89 88 88 82 94 93 82 100	2,00 3,47 3,41 3,88 4,80 4,79 2,76 2,63	32 32 34 36 45 39 35 37
\bar{X}	1 037 ± 98	544 ± 41	35 591 ± 5 619	1 473 ± 131	19 900 ± 2 400	155 ± 34	90 ± 6	3,00 ± 1	36 ± 4

Annexe 33a(ii): Teneur en métaux retrouvés dans le filtrat lors de la filtration des boues de Cowansville (0,5 jour).

kg polymère	Cu		Zn		Fe		Mn		Al		Cr		Pb		Cd		Ni	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
t boue sèche	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
1	0		5,54	42,3	586	55,8	21,6	67,7	0		0		0		0,37		49	
			13,3		1 050		31,9								0,75			
2			5,41	40,7	571	54,3	21,2	66,4	0		0		0		0,39		52	
	0		13,3		1 050		31,9				0		0		0,75			
0	0		5,9	46,8	690	58,4	21,5	65,1	0		0		0		0,38		42	
			12,6		1 180		33,0				0		0		0,9			
1	0		5,75	45,6	265	22,4	19,2	58,2	0		0		0		0,35		39	
			12,6		1 180		33,0				0		0		0,9			
2	0		5,54	43,9	670	56,8	20,5	62,1	0		0		0		0,37		41	
			12,6		1 180		33,0				0		0		0,9			
4	0		5,26	41,7	581	49,2	19,5	59,1	0		0		0		0,33		37	
			12,6		1 180		33,0				0		0		0,9			
X	0		43,5 ± 2,4		49,5 ± 14		63,1 ± 3,9		0		0		0				43 ± 6	

¹ représente ce qui est solubilisé dans le réacteur² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 33b(i): Teneur en métaux retrouvés dans les boues filtrées de Cowansville (0,75 jour).

mg/kg boue sèche kg polymère/ t boue sèche	Cu	Zn	Fe	Mn	Al	Cr	Pb	Cd	Ni
0	610	180	53 094	394	19 700	206	106	0	38
2	536	183	54 980	411	17 800	195	101	0	34
\bar{X}	573 ± 52	181 ± 2	54 037 ± 1 333	402 ± 12	18 750 ± 1 343	200 ± 8	103 ± 4	0	36 ± 3
Alimentation	1 024 979 1 026 926 1 076 1 036 977 1 252	540 518 555 529 548 569 477 618	25 810 35 763 37 564 36 213 34 943 34 401 33 693 46 342	1 340 1 553 1 564 1 490 1 486 1 551 1 214 1 589	20 600 20 300 18 600 18 700 17 400 19 300 24 700	128 137 124 126 217 192 166 152	89 88 88 82 94 93 82 100	2,00 3,47 3,41 3,88 4,80 4,79 2,76 2,63	32 32 34 36 45 39 35 37
\bar{X}	1 037 ± 98	544 ± 41	35 591 ± 5 619	1 473 ± 131	19 900 ± 2 400	155 ± 34	90 ± 6	3,00 ± 1	36 ± 4

Annexe 33b(ii): Teneur en métaux retrouvés dans le filtrat lors de la filtration des boues de Cowansville (0,75 jour).

kg polymère	Cu		Zn		Fe		Mn		Al		Cr		Pb		Cd		Ni	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
t boue sèche	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	9,37		8,47	67	390	33	18,50	71	0,074	1,6	0		0		0,025	0,7	0,61	40,7
	18,7	50	12,6		1 190		26,0		4,5				3,5		1,5			
0	9,16	49	7,31	59	630	53	18,10	70	0,063	1,4	0		0		0,026	0,7	0,39	32,5
	18,7		12,6		1 190		26,0		4,5				3,5		1,2			
1	8,8	47	7,63	61	153	13	18,30	70	0,065	1,4	0		0		0,02	0,6	0,50	66,7
	18,7		12,6		1 190		26,0		4,5				3,5		0,75			
0	9,14	53	7,78	68	—		18,90	76	0,060	2,6	0		0		0,18	0,5	—	
	17,4		11,7		—		25,0		2,3				3,3		—			
1	9,20	53	7,72	68	—		18,8	75	0,060	2,6	0		0		0,019	0,5	—	
	17,4		11,4		—		25,0		2,3				3,3		—			
2	9,05	52	7,45	65	—		18,6	74	0,060	2,6	0		0		0,019	0,5	—	
	17,4		11,4		—		25,0		2,3				3,3		—			
3	9,02	52	7,47	66	—		18,02	72	0,059	2,6	0		0		0,021	0,6	—	
	17,4		11,4		—		25,0		2,3				3,3		—			
X	50 ± 2		65 ± 4		33 ± 20		72,5 ± 2,1		2,1 ± 0,6		0		0		0,58 ± 0,09		46 ± 18	

¹ représente ce qui est solubilisé dans le filtrat

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 33c(i): Teneur en métaux retrouvés dans les boues filtrées de Cowansville provenant du test de filtration (1,5 jour).

mg/kg boue sèche kg polymère/ t boue sèche		Cu	Zn	Fe	Mn	Al	Cr	Pb	Cd	Ni
		1er essai	0	559	131	74 070	381	21 600	88,7	63,5
1	602		136	75 640	394	22 300	88,7	63,5	0	8,5
3	563		131	74 680	369	19 900	80,9	54,0	0	4,5
2e essai	0	513	128	70 720	350	20 200	74,9	53,1	0	30,9
	1	561	139	70 280	389	20 900	88,2	55,1	0,46	9,2
	3	540	125	69 820	357	20 900	75,6	53,6	0	8,9
	X	556 ± 29	132 ± 5	72 535 ± 2 543	373 ± 16	20 966 ± 885	82,8 ± 6,6	57,1 ± 4,9	0,38 ± 0,74	12,5 ± 9,4
Alimentation		1 429 1 266 1 240 1 374	463 461 472	46 273 44 357 46 087	1 298 1 231 1 267	21 100 18 800 20 700	99,3 83,8 99,4	68 67 65	1,55 1,12 1,24	24,8 25,1 27,9
X		1 327 ± 89	465 ± 5	45 572 ± 1 057	1 265 ± 34	20 200 ± 1 228	94,2 ± 9,0	67 ± 2	1,30 ± 0,22	25,9 ± 1,7

Annexe 33c(ii): Teneur en métaux retrouvés dans le filtrat lors de la filtration des boues de Cowansville (1,5 jours).

kg polymère	Cu		Zn		Fe		Ni		Mn		Al		Cr		Pb		Cd	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
t boue sèche	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	14,27	57,4	8,46	84,6	376	28,6	0,42	64,6	20,56	87,3	4,97	1,3	0	0	0,018	60		
	24,85		10		1 316		0,65		23,55		3,84				0,03			
1	14,19	57,1	8,14	81,4	366	27,8	0,42	64,6	20,1	85,4	5,03	1,3	0	0	0,018	60		
	24,85		10		1 316		0,65		23,55		3,84				0,03			
3	14,01	56,4	7,74	77,4	266	20,2	0,38	58,5	19,69	83,6	4,68	1,2	0	0	0,018	60		
	24,85		10		1 316		0,65		23,55		3,84				0,03			
0	15,62	59,1	8,57	76,9	287	17,6	0,43	53,8	22,62	83,3	5,15	1,4	0	0	0,02	66		
	26,45		11,15		1 630		0,8		27,15		3,73				0,03			
1	14,44	54,6	8,23	73,8	304	18,7	0,41	51,3	21,88	80,6	5,13	1,3	0	0	0,017	56		
	26,45		11,15		1 630		0,8		27,15		3,73				0,03			
3	13,59	51,4	7,74	69,4	232	14,2	0,37	46,3	21,0	77,3	4,60	1,2	0	0	0,017	56		
	26,45		11,15		1 630		0,8		27,15		3,73				0,03			
X	56,0 ± 2,7		77,3 ± 5,4		21,3 ± 5,8		56,5 ± 7,4		82,9 ± 3,5		1,3 ± 0,1		0	0	60,7 ± 3			

¹ représente ce qui est solubilisé dans le filtrat² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 34a(i): Teneur en métaux retrouvée dans les boues filtrées de Beauceville provenant du test de filtration (1,5 jours dans le CSTR).

mg/kg boue sèche kg polymère/ t boue sèche	Cu	Zn	Fe	Mn	Al	Cr	Pb	Cd	Ni
0	141	153	54 316	436	40 800	68	42,1	0	21
1	---	133	64 000	363	36 600	--	66,7	0	23,8
3	149	149	54 760	382	40 400	72	48,1	0	24
\bar{X}	145 ± 5	145 ± 10	57 692 ± 5 467	394 ± 38	39 266 ± 2 318	70 ± 2,8	52,3 ± 12,8	0	22,9 ± 1,7
Alimentation	255 259 257	410 417 404	18 633 19 197 18 623	2 078 2 123 2 033	39 700 41 400 40 700	68 68 63	55,9 58,6 62,9	3,1 3,08 2,99	34,2 30,9 32,9
\bar{X}	257 ± 2	410 ± 7	18 818 ± 328	2 079 ± 45	40 600 ± 855	66,3 ± 2,9	59,1 ± 3,5	3,06 ± 0,06	32,6 ± 1,7

Annexe 34a(ii): Teneur en métaux retrouvés dans le filtrat des boues de Beauceville provenant du test de filtration (1,5 jours dans le CSTR).

kg polymère	Cu		Zn		Fe		Ni		Mn		Al		Cr		Pb		Cd	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
t boue sèche	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	1,86	40,4	6,68	78,8	13,6	1,56	0,36	45	38,8	90	111	15,3	0	0	0	0	0,03	60
	4,60		9,05		866,5		0,8		42,95		725				1,1		0,05	
1	1,86	40,4	6,66	73,6	12,3	1,42	0,37	46	38,29	89,1	108	14,9	0	0	0	0	0,03	60
	4,60		9,05		866,5		0,8		42,95		725				1,1		0,05	
3	1,77	38,5	6,42	70,9	11,6	1,34	0,35	44	37,2	86,6	104	14,3	0	0	0	0	0,02	40
	4,60		9,05		866,5		0,8		42,95		725				1,1		0,05	
X	39,7 ± 1,1		74 ± 4		1,44 ± 1		45 ± 1		88 ± 2		14,8 ± 0,5		0		0		53 ± 11	

¹ représente ce qui est solubilisé dans le filtrat

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 34b(i): Teneur en métaux retrouvée dans les boues filtrées de Beauceville provenant du test de filtration en cuvée (2% ST)

mg/kg boue sèche kg polymère/ t boue sèche	Cu	Fe	Zn	Mn	Al	Cr	Pb	Cd	Ni
0	125,0	76 795	133,0	399,1	37 007	80,6	116,9	4,03 ¹	28,2
1	120,9	76 100	128,7	397,9	36 899	78,0	120,9	3,90 ¹	27,3
\bar{X}	123 ± 2,9	76 448 ± 491	131 ± 3	399,0 ± 0,8	36 953 ± 76,4	101 ± 28	119 ± 2	3,97 ¹ ± 0,09	27,8 ± 0,6
Alimentation	255 259 257		410 417 404	2 078 2 123 2 033	39 700 41 400 40 700	68 68 63			34,2 30,9 32,9
\bar{X}	257 ± 2	21 145 ± 328 ²	410 ± 7	2 079 ± 45	40 600 ± 855	66,3 ± 2,9	100 ²	5 ²	40 ²

¹ valeurs incertaines (près de la limite de détection).

² calculé à partir des teneurs dans le réacteur et en soustrayant ce qui vient du FeSO₄·7H₂O.

Annexe 34b(ii): Teneur en métaux retrouvée dans le filtrat des boues de Beauceville provenant du test de filtration en cuvée (2% ST).

kg polymère	Cu		Fe		Zn		Mn		Al		Cr		Pb		Cd		Ni	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
t boue sèche	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	2,06	53,5	557	48,3	7,79	83,3	42,4	91,2	—	—	*	—	0,15	8,3	—	—	2,06	53,5
	3,85		1 154		9,35		46,5		702		1,30		1,8				3,85	
1	1,97	51,2	408	35,3	7,59	81,2	40,7	87,5	—	—	*	—	0,15	8,3	—	—	1,97	51,2
	3,85		1 154		9,35		46,5		702		1,30		1,8				3,85	
X	52,3 ± 1,6		41,8 ± 9,1		82,3 ± 1,5		89,3 ± 2,6		0		0		8,3 ± 0		—		52,3 ± 1,6	

* valeur en dessous de la limite de détection.

¹ représente ce qui est solubilisé dans le filtrat

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 35a(i): Teneur en métaux retrouvée dans les boues filtrées de la Haute-Bécancour provenant du test de filtration en continu à 1 jour de temps de séjour.

mg/kg boue sèche kg polymère t boue sèche	Cu	Fe	Zn	Mn	Al	Cr	Pb	Cd	Ni
0	---	58 595	224	324	24 469	2 188	224	6,48*	120
1	555	59 333	165	295	25 327	2 178	218	5,90*	112
3	542	56 945	160	287	23 631	2 084	213	8,21*	111
5	---	53 934	218	341	20 185	2 187	214	4,74*	119
\bar{X}	549 ± 9	57 202 ± 2 396	192 ± 34	311 ± 25	23 403 ± 2 254	2 159 ± 50	217 ± 5,2	6,33* ± 1,4	115 ± 4,5
Alimentation	1 555 1 463 1 457 1 118 1 539	21 782 19 540 20 480 15 988 20 090	532 477 455 404 482	454 422 419 --- 431	28 161 26 121 26 035 20 659 27 006	2 175 2 060 1 987 1 740 2 144	227 204 197 165 201	8,62* 8,62* 7,58* 5,99* 5,99*	201 167 169 135 165
\bar{X}	1 426 ± 178	19 448 ± 2 483	470 ± 46	431 ± 15	25 596 ± 2 890	2 021 ± 174	199 ± 22	7,36* ± 1,3	167 ± 4

* valeurs incertaines (près de la limite de détection).

Annexe 35a(ii): Teneur en métaux retrouvée dans le filtrat des boues de la Haute-Bécancour provenant du test de filtration en continu à 1 jour de temps de séjour.

kg polymère t boue sèche	Cu		Fe		Zn		Mn		Al		Cr		Pb		Cd		Ni	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	19,0	71,2	260	30,1	8,89	92,1	7,13	74,3	9,99	2,4	0,29	< 1,0	0,21	5,8	0,06	60*	1,19	42,5
	26,7		863		9,65		9,6		409		36,3		3,6		0,1		0,28	
2	19,7	73,8	312	36,2	9,36	97,0	7,59	79,1	10,2	2,5	0,28	< 1,0	0,23	6,4	0,06	60*	1,23	43,9
	26,7		863		9,65		9,6		409		36,3		3,6		0,1		2,8	
3	19,1	71,5	211	25,5	8,75	90,7	6,89	71,8	10,2	2,5	0,28	< 1,0	0,20	5,6	0,06	60*	1,17	41,8
	26,7		863		9,65		9,6		409		36,3		3,6		0,1		2,8	
5	19,9	74,5	—	—	8,11	84,0	5,38	56,0	9,1	2,2	0,25	< 1,0	0,77	4,7	0,06	60*	1,10	39,3
	26,7				9,65		9,5		409		36,3		3,6		0,1		2,8	
X	72,8 ± 1,64		30,6 ± 5,4		90,9 ± 5,4		75,1 ± 3,7		2,5 ± 0,06		< 1,0		5,6 ± 0,70		6,0* ± 0		41,9 ± 1,93	

* valeurs incertaines (près de la limite de détection).

¹ représente ce qui est solubilisé dans le filtrat

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 35b(i): Teneur en métaux retrouvée dans les boues filtrées de la Haute-Bécancour provenant du test de filtration en cuvée (18 L) sans percol.

mg/kg boue sèche kg polymère/ t boue sèche	Cu	Fe	Zn	Mn	Al	Cr	Pb	Cd	Ni
0	592	56 855	151	319	28 602	2 338	232	5,80*	116
1	544	51 323	140	259	25 300	2 193	217	4,81*	106
3	519	47 565	130	247	24 609	2 000	213	5,90*	101
\bar{X}	552 ± 37	51 914 ± 4 673	140 ± 10,5	275 ± 22	26 170 ± 2 134	2 177 ± 169	220 ± 10,4	5,50* ± 0,60	107 ± 7,97
Alimentation	1 555 1 463 1 457 1 118 1 539	21 782 19 540 20 480 15 988 20 090	532 477 455 404 482	454 422 419 371 431	28 161 26 121 26 035 20 659 27 006	2 175 2 060 1 987 1 740 2 144	227 204 197 165 201	8,62* 8,62* 7,58* 5,99* 5,99*	201 167 169 135 165
\bar{X}	1 426 ± 178	19 576 ± 2 169	470 ± 46	420 ± 30	25 596 ± 2 890	2 021 ± 174	199 ± 22	7,36* ± 1,3	167 ± 24

* valeurs incertaines (près de la limite de détection).

Annexe 35b(ii): Teneur en métaux retrouvée dans le filtrat des boues de la Haute-Bécancour provenant du test de filtration en cuvée (18 L) sans percol.

kg polymère	Cu		Fe		Zn		Mn		Al		Cr		Pb		Cd		Ni	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
t boue sèche	mg/L Tot. ² sol.		mg/L Tot. sol.		mg/L Tot. sol.		mg/L Tot. sol.		mg/L Tot. sol.		mg/L Tot. sol.		mg/L Tot. sol.		mg/L Tot. sol.		mg/L Tot. sol.	
0	20,7	69,9	94,2	9,0	9,51	81,9	7,57	65,8	9,30	2,07	0,30	< 1,0	0,18	4,7	0,07	46,7*	1,35	40,9
	29,6		1 039		11,6		11,5		450		40,2		3,86		0,15		3,3	
1	20,2	68,2	90,4	8,7	9,27	79,9	6,90	60,0	8,93	1,98	0,31	< 1,0	0,19	4,9	0,06	40,0*	1,36	41,2
	29,6		1 039		11,6		11,5		450		40,2		3,86		0,15		3,3	
3	19,5	65,9	89	8,6	8,92	76,9	6,73	58,5	8,76	1,95	0,29	< 1,0	0,17	4,4	0,07	46,7*	1,30	39,4
	29,6		1 039		11,6		11,5		450		40,2		3,86		0,15		3,3	
-																		
X	68,0 ± 2,0		8,77 ± 0,21		79,9 ± 2,5		61,4 ± 3,9		2,0 ± 0,06		< 1,0		4,7 ± 0,25		44,5* ± 3,8		40,5 ± 0,96	

* valeurs incertaines (près de la limite de détection).

¹ représente ce qui est solubilisé dans le filtrat

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 35c(i): Teneur en métaux retrouvée dans les boues filtrées de la Haute-Bécancour provenant du test de filtration en cuvée (18 L) avec percol.

mg/kg boue sèche kg polymère/ t boue sèche	Cu	Fe	Zn	Mn	Al	Cr	Pb	Cd	Ni
0	534	46 946	149	249	24 492	2 001	208	4,53*	109
1	604	54 008	156	281	27 680	2 267	213	5,20*	120
3	509	41 991	140	235	22 757	1 800	189	5,59*	95,1
\bar{X}	549 ± 49	47 648 ± 6 039	148 ± 8,2	255 ± 24	24 976 ± 2 497	2 023 ± 235	204 ± 12,7	5,1* ± 0,54	108 ± 12,3
Alimentation	1 555 1 463 1 457 1 118 1 539	21 782 19 540 20 480 15 988 20 090	532 477 455 404 482	454 422 419 371 431	28 161 26 121 26 035 20 659 27 006	2 175 2 060 1 987 1 740 2 144	227 204 197 165 201	8,62* 8,62* 7,58* 5,99* 5,99*	201 167 169 135 165
\bar{X}	1 426 ± 178	19 576 ± 2 169	470 ± 46	420 ± 30	25 596 ± 2 890	2 021 ± 174	199 ± 22,3	7,36* ± 1,32	167 ± 24

* valeurs incertaines (près de la limite de détection).

Annexe 35c(ii): Teneur en métaux retrouvée dans le filtrat des boues de la Haute-Bécancour provenant du test de filtration en cuvée (18 L) avec percol.

kg polymère	Cu		Fe		Zn		Mn		Al		Cr		Pb		Cd		Ni	
	mg/L sol. ¹	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%	mg/L sol.	%
t boue sèche	mg/L Tot. ²	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.	mg/L Tot.	sol.
0	19,7	68,9	94,7	9,3	9,31	83,9	6,99	64,1	11,4	2,5	0,27	4,8	0,17	4,3	0,07	46,7*	1,34	40,6
	28,6		1 013		11,1		10,9		454		5,59		3,88		0,15		3,3	
1	19,6	68,5	90,6	8,9	9,04	81,4	6,83	62,7	11,0	2,4	0,28	5,0	0,20	5,1	0,07	46,7*	1,30	39,4
	28,6		1 013		11,1		10,9		454		5,59		3,88		0,15		3,3	
3	19,0	66,4	87,6	8,6	8,85	79,7	6,62	60,7	10,8	2,4	0,26	4,7	0,20	5,2	0,07	46,7*	1,26	38,2
	28,6		1 013		11,1		10,9		454		5,59		3,88		0,15		3,3	
-																		
X	67,9 ± 1,3		8,9 ± 0,35		81,7 ± 2,1		62,5 ± 1,7		2,4 ± 0,06		4,8 ± 0,15		4,9 ± 0,49		46,7* ± 0		39,4 ± 1,2	

* valeurs incertaines (près de la limite de détection).

¹ représente ce qui est solubilisé dans le filtrat

² représente ce qui est présent dans le réacteur (soluble + insoluble)

Annexe 36a i): Bilan sur NTK à 0,5 jour sur les boues de Cowansville

	Alimentation (mg/kg boue sèche)	Réacteur (mg/L) (mg/kg boue sèche)	Filtrat (kg poly/t boue sèche)	NTK (mg/L)	Perte (%)	
1er essai	35 000	996 34 600	1er essai	0 138	14	
				1 127	13	
				4 139	14	
2e essai	34 600	—	2e essai	1 141	15	
				2 129	15	
					$\bar{X} = 14$	
			Boues traitées	(kg poly/t boue sèche)	NTK (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)
			1er essai	0	38 200	+ 11
				1	37 600	+ 9
				4	37 500	+ 8
			2e essai	1	38 000	+ 10
				2	35 700	+ 3
						$\bar{X} = 8$

Annexe 36a ii): Bilan sur $N-NH_4^+$ 0,5 jour sur les boues de Cowansville

	Alimentation (mg/kg boue sèche)	(mg/L)	Réacteur (mg/kg boue sèche)	Filtrat (kg poly/t boue sèche)	$N-NH_4^+$ (mg/L)	Perte (%)
1er essai	2 732	93	3 700	1er essai	136	100
2e essai	4 400	116	4 400	2e essai	128	100
					130	100
					126	100
						$\bar{X} = 100$
				Boues traitées (kg poly/t boue sèche)	$N-NH_4^+$ (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)
				1er essai	2 430	34
				2e essai	2 050	53
					3 690	16
					3 940	10
						$\bar{X} = 23$

Annexe 36a iii): Bilan sur N-NO₃·NO₂ 0,5 jour sur les boues de Cowansville

	Alimentation (mg/kg boue sèche)	(mg/L)	Réacteur (mg/kg boue sèche)	Filtrat (kg poly/t boue sèche)	N-NO ₃ ·NO ₂ (mg/L)	Perte (%)	
1er essai	326	5,9	235	1er essai	1	4,2	71
2e essai	16	7,9	302	2e essai	0	0,7	9
				1	1,3	16	
				2	0	—	
				4	1,8	23	
							$\bar{X} = 24$
			Boues traitées	(kg poly/t boue sèche)	N-NO ₃ ·NO ₂ (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)	
			1er essai	1	40	- 83	
			2e essai	0	42	- 86	
		1		54	- 82		
		2		34	- 89		
		4		50	- 83		
						$\bar{X} = - 85$	

Annexe 36b i): Bilan sur NTK à 0,75 jour sur les boues de Cowansville

	Alimentation (mg/kg boue sèche)	Réacteur (mg/L) (mg/kg boue sèche)	Filtrat (kg poly/t boue sèche)	NTK (mg/L)	Perte (%)	
1er essai	36 400	805 35 400	1er essai 0 1	96 80	12 12	
2e essai	32 300	—	2e essai 0 1 2	23,9 55,8 19,7	3,4 6,8 2,4 $\bar{X} = 6,7$	
			Boues traitées	(kg poly/t boue sèche)	NTK (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)
			1er essai	0	34 400	- 5,5
			2e essai	0 1 2	33 700 38 600 38 200	+ 4,4 + 19,5 + 18,1 $\bar{X} = + 9,2$

Annexe 36b ii): Bilan sur $N-NH_4^+$ 0,75 jour sur les boues de Cowansville

	Alimentation (mg/kg boue sèche)	(mg/L)	Réacteur (mg/kg boue sèche)	Filtrat (kg poly/t boue sèche)	$N-NH_4^+$ (mg/L)	Perte (%)	
1er essai	1 860	59	2 890	1er essai 0P	65,2	100	
				1P	71,2	100	
2e essai	4 920	65	3 180	2e essai 0P	69,2	100	
				1P	65,2	100	
				2P	69,2	100	
				3P	69,2	100	
				$\bar{X} = 100$			
				Boues traitées (kg poly/t boue sèche)	$N-NH_4^+$ (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)	
				1er essai	0	680	76
					1	0	100
				2e essai	0	169	95
					1	1 460	54
					2	1 390	56
					3	1 390	56
$\bar{X} = 73$							

Annexe 36b iii): Bilan sur N-NO₃·NO₂ 0,75 jour sur les boues de Cowansville

	Alimentation		Réacteur		Filtrat		N-NO ₃ ·NO ₂ (mg/L)	Perte (%)
	(mg/L)	(mg/kg boue sèche)	(mg/L)	(mg/kg boue sèche)	(kg poly/t boue sèche)			
1er essai	5,3	262	6,9	341	1er essai	0	0,3	6
						1	1,2	22
2e essai	0,3	37 (annulé)	6,5	309	2e essai	1	40	> 100
						2	94	> 100
						3	125	> 100
								$\bar{X} = 66$
					Boues traitées	(kg poly/t boue sèche)	N-NO ₃ ·NO ₂ (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)
					1er essai	0	244	- 6,8
					2e essai	1	60 (sur 262)	- 77,1
				2		60 (sur 262)	- 77,1	
				3		98 (sur 262)	- 62,6	
								$\bar{X} = 56$

Annexe 36c i): Bilan sur NTK à 1,5 jours sur les boues de Cowansville

	Alimentation (mg/kg boue sèche)	Réacteur (mg/L)	Réacteur (mg/kg boue sèche)	Filtrat (kg poly/t boue sèche)	NTK retrouvé (mg/L)	Perte (%)
1er essai	24 000	431	22 600	1er essai 0	40,2	9,3
				1	38,7	9,0
				3	37,4	8,7
2e essai	23 100	540	26 000	2e essai 0	39,7	7,4
				1	41,2	7,6
				3	40,2	7,4
						$\bar{X} = 8,2$
				Boues traitées (kg poly/t boue sèche)	NTK retrouvé (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)
1er essai				0	24 500	+ 2,0
				1	22 000	- 8,0
				3	21 000	- 12,5
2e essai				0	20 600	- 10,8
				1	20 400	- 11,8
				3	24 000	+ 3,9
						$\bar{X} = - 6,2$

Annexe 36c ii): Bilan sur $N-NH_4^+$ 1,5 jours sur les boues de Cowansville

	Alimentation (mg/kg boue sèche)	Réacteur (mg/L)	Réacteur (mg/kg boue sèche)	Filtrat (kg poly/t boue sèche)	$N-NH_4^+$ (mg/L)	Perte (%)	
1er essai	1 380	33,6	1 759	1er essai	0	34,8	100
					1	31,8	94,6
					3	30,6	91,1
2e essai	2 017	36,9	1 774	2e essai	0	31,8	86,2
					1	34,8	94,3
					3	32,7	88,6
							$\bar{X} = 92,5$
				Boues traitées	(kg poly/t boue sèche)	$N-NH_4^+$ retrouvé (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)
				1er essai	0	458	74
					1	426	76
					3	407	77
				2e essai	0	403	77
					1	427	76
					3	401	77
							$\bar{X} = 76$

Annexe 36c iii): Bilan sur $N-NO_3 \cdot NO_2$ 1,5 jours sur les boues de Cowansville

	Alimentation (mg/kg boue sèche)	(mg/L)	Réacteur (mg/kg boue sèche)	Filtrat (kg poly/t boue sèche)	$N-NO_3 \cdot NO_2$ (mg/L)	Perte (%)	
1er essai	270	4,5	230	1er essai	0	5,3	100
					1	5,4	100
					3	5,4	100
2e essai	251	8,3	400	2e essai	0	7,8	93
					1	8,3	100
					3	8,3	100
						$\bar{X} = 99$	
				Boues traitées (kg poly/t boue sèche)	$N-NO_3 \cdot NO_2$ (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)	
				1er essai	0	229	15
					1	168	37
					3	176	35
				2e essai	0	215	14
					1	224	11
					3	213	15
						$\bar{X} = 21$	

Annexe 37a i): Bilan sur le phosphore total à 0,5 jour sur les boues de Cowansville

Essai	Alimentation (mg/kg boue sèche)	Réacteur (mg/L) (mg/kg boue sèche)		Filtrat (kg poly/t boue sèche)		P _t (mg/L)	Perte (%)
1	38 200	1 004	40 200	1er essai	1	73	7,3
					2	73	7,3
2	38 200	943	36 100	2e essai	0	127	13,3
					2	125	13,3
					4	117	12,4
							$\bar{X} = 8,8$
				Boues traitées	(kg poly/t boue sèche)	P _t (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)
				1er essai	1	42 000	+ 5,2
					2	38 000	- 0,5
				2e essai	1	39 900	+ 4,5
					4	33 000	-13,6
						$\bar{X} = 38 225$	- 1,1

Annexe 37a ii): Bilan sur le phosphore hydrolysable à 0,5 jour sur les boues de Cowansville

Essai	Alimentation (mg/kg boue sèche)	Réacteur (mg/L) (mg/kg boue sèche)		Filtrat (kg poly/t boue sèche)		P _{hydr} (mg/L)	Perte (%)	
		(mg/L)	(mg/kg boue sèche)	(kg poly/t boue sèche)	(kg poly/t boue sèche)			
1	15 100	380	15 200	1er essai	1	36	9,5	
					2	37	9,6	
2	14 800	370	14 200	2e essai	0	4	1	
					1	5,5	1,5	
					4	5	1,4	
							$\bar{X} = 4,4$	
				Boues traitées	(kg poly/t boue sèche)	P _{hydr} (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)	
				1er essai	0	14 500	- 4,0	
						1	13 600	- 9,9
						2	15 600	+ 3,3
				2e essai	0	14 600	- 1,4	
						1	14 300	- 3,3
						4	14 000	- 5,4
							$\bar{X} = 14 400$	- 3,5

Annexe 37b i): Bilan sur le phosphore total à 0,75 jour sur les boues de Cowansville

Essai	Alimentation (mg/kg boue sèche)	Réacteur		Filtrat		P _t (mg/L)	Perte (%)
		(mg/L)	(mg/kg boue sèche)	(kg poly/t boue sèche)	(kg poly/t boue sèche)		
1	39 000	830	37 700	1er essai	0	31,2	3,7
2	40 000	820	40 200	2e essai	0	1	0,1
					1	1	0,1
3	40 000	830	39 300	3e essai	0	1,2	0,1
					1	1,3	0,1
					2	1,3	0,1
					3	1,3	0,1
							$\bar{X} = 0,6$
				Boues traitées	(kg poly/t boue sèche)	P _t (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)
				1er essai	0	37 400	- 4,1
				2e essai	0	39 200	- 2,0
				3e essai	2	39 500	- 1,2
						$\bar{X} = 38 700$	- 2,4

Annexe 37b ii): Bilan sur le phosphore hydrolysable à 0,75 jour sur les boues de Cowansville

Essai	Alimentation (mg/kg boue sèche)	Réacteur (mg/L) (mg/kg boue sèche)		Filtrat (kg poly/t boue sèche)		P _{hydr} (mg/L)	Perte (%)
1	14 900	279	13 600	1er essai	0	0,5	- 0,2
					1	0,5	- 0,2
2	15 000	337	16 100	2e essai	0	0,5	- 0,1
					1	0,4	- 0,1
					2	0,5	- 0,1
					3	0,7	- 0,2
						$\bar{X} = - 0,15$	
				Boues traitées	(kg poly/t boue sèche)	P _{hydr} (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)
				1er essai	0	—	—
					1	14 500	- 2,6
				2e essai	0	16 900	+12,7
					1	16 100	+ 7,3
					2	15 300	+ 2,0
					3	15 900	+ 6,0
						$\bar{X} = 16 000$	+ 5,1

Annexe 37c i): Bilan sur le phosphore total à 1,5 jours sur les boues de Cowansville

Essai	Alimentation (mg/kg boue sèche)	Réacteur		Filtrat		P_t (mg/L)	Perte (%)	
		(mg/L)	(mg/kg boue sèche)	(kg poly/t boue sèche)				
1	18 500	344	18 000	1er essai	0	3,5	1	
					1	3,5	1	
					3	3,8	1	
2	19 200	364	17 500	2e essai	0	2,8	0,8	
					2	2,8	0,8	
					4	2,8	0,8	
							$\bar{X} = 0,9$	
				Boues traitées	(kg poly/t boue sèche)	P_t (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)	
				1er essai	0	19 300	+ 4,3	
						1	18 700	+ 1,1
						3	18 400	- 0,5
				2e essai	0	17 500	- 8,9	
						1	—	
						3	17 200	-10,4
							$\bar{X} = 18 200$	- 2,9

Annexe 37c ii): Bilan sur le phosphore hydrolysable à 1,5 jours sur les boues de Cowansville

Essai	Alimentation (mg/kg boue sèche)	(mg/L)	Réacteur (mg/kg boue sèche)	Filtrat (kg poly/t boue sèche)	P_{hydr} (mg/L)	Perte (%)	
1	15 300	266	15 300	1er essai	0	2,2	- 0,8
					1	3,8	- 1,4
					3	2,2	- 0,8
2	14 900	295	14 200	2e essai	0	1,9	- 0,6
					1	1,7	- 0,6
					3	0,3	- 0,1
						$\bar{X} = - 0,7$	
				Boues traitées (kg poly/t boue sèche)	P_{hydr} (mg/kg boue sèche)	Perte ou gain (%)	
				1er essai	0	14 800	- 3,2
					1	15 300	0
					3	14 100	- 7,8
				2e essai	0	15 200	+ 2,0
					1	13 800	- 7,4
					3	15 000	+ 0,6
						$\bar{X} = 14 700$	- 2,8