Université du Québec

Mémoire

présenté à

l'Institut National de la Recherche Scientifique

(INRS-Eau)

comme exigence partielle

de la

maîtrise ès Sciences de l'Eau

par

Louis-Marie Barrette

B. Sc. Géologie

Lixiviation bactérienne d'un terril de gisement sulfureux à l'aide d'un bioréacteur à ascension pneumatique (BAP): Etude de faisabilité technique

octobre 1991

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué, non seulement par leurs conseils, leurs encouragements, voire même leur sourire mais également, par leurs apports théoriques et techniques, à la réalisation de ce mémoire. En premier lieu figure mon directeur de thèse, M. Denis Couillard qui, par sa confiance, n'a cessé de m'encourager et de me soutenir durant cette période.

J'ai une profonde gratitude envers tous les professeurs de l'Institut ainsi qu'à M. Guy Mercier pour leurs nombreux conseils. Une grande reconnaissance également aux techniciens/nes du laboratoire de l'INRS-Eau de même qu'au personnel de l'administration et à ceux/celles que j'oublie. Enfin, je remercie l'INRS-Eau pour son soutien financier.

Tous droits réservés

RÉSUMÉ

Au Québec, il se rejette annuellement plus de 140 millions de tonnes de résidus miniers dans l'environnement. Le volume de ces rejets se situe en première place parmi ceux engendrés par notre société moderne.

La nature physique et chimique des terrils est principalement déterminée par les types de mines et de gisements et par certaines phases minières reliées à l'étape de production du gisement. La flottation, qui est l'une des méthodes de concentration les plus employées, produit, à elle seule, près de la moitié des rejets miniers. Les propriétés chimiques des terrils se caractérisent par une teneur élevée en sulfures et en oxydes de même que par la présence en concentration élevée de métaux traces; une granulométrie, variant du silt au sable, une absence de structure et une peméabilité variable sont les principales propriétés physiques des parcs à résidus miniers.

Le choix du mode de disposition des terrils demeure un aspect important de la gestion des résidus miniers. Ce mode de disposition détermine le degré de contamination des substances toxiques sur les écosystèmes en place. En effet, les apports de solides en suspension, d'eaux de drainage acides et de métaux traces dissous subissent l'influence de nombreux processus d'étalement. Conséquemment, ces apports interagissent avec le milieu naturel et créent ainsi des perturbations environnementales non négligeables en causant des déséquilibres écologiques aux divers écosystèmes inhérents et adjacents à ces dépôts. Cette contamination affecte donc, localement et en région, les milieux hydriques, terrestres et souterrains de la biosphère.

En vue de minimiser les impacts environnementaux issus de cette pollution, plusieurs techniques de stabilisation des terrils ainsi que des techniques de neutralisation des eaux de drainage acides ont été élaborées. Certaines d'entre elles demeurent peu concluantes à long terme tandis que d'autres, toujours en vigueur, nécessitent une surveillance et un entretien continuels.

Une revue de littérature axée sur les processus d'extraction biohydrométallurgique montre que la lixiviation bactérienne est apte à solubiliser les composés réduits de soufre et de métaux.

Plusieurs études démontrent l'emploi, de plus en plus courant, de bioréacteurs, notamment le bioréacteur à ascension pneumatique. Une étude fut donc envisagée en vue de neutraliser les composantes toxiques et acidifiantes de ces rejets.

Des résidus miniers, issus d'un terril de gisement sulfureux, furent inoculés avec une culture mixte de thiobacilles (Thiobacillus ferrooxidans, Thiobacillus thiooxidans) dans un bioréacteur à ascension pneumatique (BAP) d'un volume de 30 L. Ce milieu fut soumis à des expériences à l'échelle de laboratoire à 20°C. Sept essais, dont trois opérés en mode cuvée d'une durée de 16, 27 et 40 jours et quatre, en mode continu pour des temps de séjour (t_s) de 3, 5 et 7 jours, furent effectués avec des densités de pulpe de 10% et de 20%.

L'efficacité fut confirmée pour un temps de séjour de 7 jours par l'enlèvement de 80% du Zn, 55% du Fe, 48% du Cu, 46% du Co et 37% du Ni. En extrapolant les pourcentages de solubilisation de 20°C à 35°C selon l'équation d'Arrhénius, il semble possible d'extraire un pourcentage très élevé des métaux présents dans les résidus et parallèlement d'oxyder les composés inorganiques réduits de soufre.

Sans pour autant aborder le côté économique de ces résultats préliminaires, il en ressort que cette approche semble valable comme solution de rechange en regard des mesures de mitigation actuelles.

TABLE DES MATIERES

Page

REMERCIEMENTS i

RÉSUMÉ iii

TABLE DES MATIERES v

LISTE DES TABLEAUX xiii

LISTE DES FIGURES xv

INTRODUCTION 1

CHAPITRE 1 - DÉFINITION ET CARACTÉRISTIQUES DES TERRILS DE PARCS A RÉSIDUS MINIERS 5

1.1 Définition 7
1.2 Facteurs influençant la nature physique et chimique des terrils 7

1.2.1 Types de mines 7
1.2.2 Types de gisements 7
1.2.3 Phases minières 8
1.2.4 Phase d'enrichissement 12

1.2.4.1 Méthodes de concentration 14
1.2.4.2 Flottation 16
1.2.4.3 Réactifs de flottation 17

1.3 Caractéristiques des terrils 17

1.3.1 Propriétés chimiques 17

1.3.1.1 Composition chimique 17
1.3.1.2 Variation chimique spatiale et temporelle 19

1.3.2 Propriétés physiques 22

1.3.2.1 Granulométrie 22
1.3.2.2 Structure 23
1.3.2.3 Autres propriétés 23

TABLE DES MATIERES (suite)

Page

1.4 Disposition des terrils 24

1.4.1 Caractéristiques 24
1.4.2 Modes de disposition 24

1.4.2.1 Enfouissement minier 24
1.4.2.2 Enfouissement aquatique et marin 26
1.4.2.3 Déposition terrestre 27

1.4.3 Critères de disposition 28
1.4.4 Catégories de terrils 29

1.5 Situation au Québec 29

CHAPITRE 2 - IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX 31

2.1 Avant-propos 33
2.2 Types de contamination 33
2.3 Contamination du milieu souterrain 35
2.4 Contamination du milieu aquatique et marin 35

2.4.1 Avant-propos 35
2.4.2 Apport de solides en suspension 36
2.4.3 Apport d'eaux acides 39
2.4.4 Apport de métaux traces et autres toxiques 42

2.5 Contamination du milieu terrestre 43

2.5.1 Apport de solides en suspension 43
2.5.2 Apport d'eaux acides 45
2.5.3 Apport de métaux traces et autres toxiques 45

2.6 Impacts sur l'homme 47

CHAPITRE 3 - PROBLÉMATIQUE DE DISPOSITION DES RÉSIDUS MINIERS 49

3.1 Avant-propos 51
3.2 Techniques de stabilisation des terrils 52

3.2.1 Stabilisation physique 52

TABLE DES MATIERES (suite)

Page

3.2.1.1 Revégétation des surfaces de terrils 52

3.2.1.1.1 Plantes agronomiques 54
3.2.1.1.2 Plantes indigènes 54

3.2.1.2 Revégétation après recouvrement 57

3.2.1.2.1 Barrières naturelles et/ou synthétiques 57

3.2.2 Stabilisation chimique 61

3.2.2.1 Agents bactéricides 61
3.2.2.2 Composés inorganiques 62

3.2.3 Stabilisation biologique 63

3.3 Techniques de neutralisation des eaux de drainage acides 64

3.3.1 Neutralisation chimique 64

3.3.1.1 Neutralisation à la chaux hydratée 65
3.3.1.2 Neutralisation avec le calcaire 66

3.3.2 Neutralisation biologique 67

3.3.2.1 Bassins de décharge artificiels 67
3.3.2.2 Oxydation microbienne du fer ferreux 68

CHAPITRE 4 - REVUE DE LITTÉRATURE SUR LES PROCESSUS D'EXTRACTION BIOHYDROMÉTALLURGIQUE 71

4.1 Avant-propos 73
4.2 Souche bactérienne 73

4.2.1 Thiobacillus ferroxidans 73
4.2.2 Autres bactéries 74

4.3 Mécanismes de la solubilisation bactérienne 75

4.3.1 Mécanisme direct 76

TABLE DES MATIERES (suite)

Page

4.3.2 Mécanisme indirect 78

4.4 Facteurs affectant l'activité bactérienne 79

4.4.1 Nature électrochimique des processus d'extraction métallique 79
4.4.2 Potentiel mixte 80

4.4.2.1 Phénomène de corrosion 81
4.4.2.2 Couplage galvanique 82

4.4.3 Potentiel d'oxydoréduction 83
4.4.4 pH 83
4.4.5 Température 84
4.4.6 Nutriments et milieu de culture 85
4.4.7 Granulométrie et surface spécifique 86
4.4.8 Oxygène et dioxyde de carbone 87
4.4.9 Coefficient volumétrique de transfert d'oxygène, K_La 87
4.4.10 Surfactants et solvants organiques 89

4.5 Types de bioréacteur 90

4.5.1 Avant-propos 90
4.5.2 Différents types de bioréacteurs applicables au procédé 91

4.5.2.1 Les réacteurs agités en continu (CSTR) 91
4.5.2.2 Les colonnes à bulles d'air ou tours d'aération 92
4.5.2.3 Les réacteurs à ascension pneumatique 92
4.5.2.4 Les colonnes de lixiviation par percolation 93

4.5.3 Choix d'un bioréacteur approprié 93
4.5.4 Description et fonctionnement du réacteur à ascension pneumatique à boucle interne 94
4.5.5 Spécifications requises 95

4.6 Expériences antérieures de lixiviation bactérienne à l'aide de bioréacteurs à ascension pneunatique 97

CHAPITRE 5 - PHASE EXPÉRIMENTALE 103

5.1 Objectifs 105

TABLE DES MATIERES (suite)

Page

5.2 Design expérimental 106
5.3 Matériel 107

5.3.1 Souche bactérienne 107
5.3.2 Milieu de culture 107
5.3.3 Résidus miniers 107

5.3.3.1 Origine 107
5.3.3.2 Composition minéralogique et chimique 108

5.3.4 Description du montage et des appareils 108

5.3.4.1 Séchage et broyage 110
5.3.4.2 Granulométrie 110
5.3.4.3 Bioréacteur en mode cuvée 110
5.3.4.4 Alimentation et retrait du substrat du bioréacteur en mode continu 112
5.3.4.5 Bioréacteur en mode continu 112

5.4 Méthodes 113

5.4.1 Protocole expérimental 113

5.4.1.2 Echantillonnage 113

5.4.2 Techniques d'analyses 113

5.4.2.1 Granulométrie 113
5.4.2.2 pH et POR 113
5.4.2.3 Concentrations en oxygène dissous 114
5.4.2.4 Métaux lourds 114
5.4.2.5 Coefficient volumétrique du transfert d'oxygène (K_La) 116

5.5 Résultats bruts 118

5.5.1 Evolution des paramètres mesurés, des pourcentages de solubilisation et des taux d'extraction pour les essais en mode cuvée et continu 118
5.5.2 Mesure du coefficient volumétrique de transfert d'oxygène (K_La) 118

TABLE DES MATIERES (suite)

Page

CHAPITRE 6 - ANALYSE DES RÉSULTATS 119

6.1 Périodes de stabilité des essais en mode cuvée et continu 121
6.2 Influence du temps sur les paramètres mesurés et sur la solubilisation des métaux pour les essais en mode cuvée 121

6.2.1 Relation du pH en fonction du temps 121
6.2.2 Relation du POR en fonction du temps 124
6.2.3 Relation de l'oxygène dissous en fonction du temps 124
6.2.4 Relation des concentrations en métaux en fonction du temps 127

6.3 Influence du temps sur les paramètres mesurées et sur la solubilisation des métaux pour les essais en mode continu 131

6.3.1 Relation du pH en fonction du temps 131
6.3.2 Relation du POR en fonction du temps 131
6.3.3 Relation de l'oxygène dissous en fonction du temps 134
6.3.4 Relation des concentrations en métaux en fonction du temps 136

6.4 Influence du pH et du POR sur la concentration des métaux 141

6.4.1 Relation des concentrations en métaux en fonction du pH 141
6.4.2 Relation des concentrations en métaux en fonction du POR 133

6.5 Efficacité du traitement 146

6.5.1 Influence du temps de séjour (t_s) 146

6.5.1.1 Relation du pH en fonction du t_s 146
6.5.1.2 Relation du POR en fonction du t_s 146
6.5.1.3 Relation de l'oxygène dissous en fonction du t_s 149

6.5.2 Pourcentage de solubilisation 149
6.5.3 Taux d'extraction 156

6.6 Coefficients biocinétiques 156

CHAPITRE 7 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 161

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 167

TABLE DES MATIERES (suite)

		Page
ANNEXE 1:	Résultats bruts pour les essais en mode cuvée à 10% de densité de pulpe	205
ANNEXE 2:	Résultats bruts pour les essais en mode cuvée à 20% de densité de pulpe	221
ANNEXE 3:	Résultats bruts pour les essais en mode continu avec des temps de séjour de 3, 5 et 7 jours	233
ANNEXE 4:	Mesures de l'oxygène dissous et les graphiques ayant permis la détermination du k_La	255
ANNEXE 5:	Graphiques des concentrations en métaux en fonction du temps pour les essais en mode cuvée	261
ANNEXE 6:	Graphiques des concentrations en métaux en fonction du temps pour les essais en mode continu	267
ANNEXE 7:	Graphiques des concentrations en métaux en fonction du pH (modes cuvée et continu)	273
ANNEXE 8:	Graphiques des concentrations en métaux en fonction du POR (modes cuvée et continu)	295
ANNEXE 9:	Quelques résultats de concentrations en métaux obtenus par le spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme et le spectromètre d'émission au plasma induit	311

LISTE DES TABLEAUX

Page

Tableau 1.1 : Composition des résidus miniers de sites abandonnés 20

Tableau 1.2 : Processus d'étalement des polluants dans la biosphère 25

Tableau 2.1 : Relation entre les principales phases de l'exploitation minière et les impacts sur les ressources foncières et biologiques 34

Tableau 2.2 : Effets de la pollution due aux mines sur les écosystèmes aquatiques au Canada 37

Tableau 2.3 : Résultats types d'analyse d'eaux acides 40

Tableau 2.4 : Effets toxiques de certains réactifs utilisés lors du broyage des minerais sur les poissons et les crustacés 44

Tableau 2.5 : Effets de la toxicité des métaux sur les plantes 46

Tableau 2.6 : Toxicité relative de divers métaux et leurs effets sur l'homme 48

Tableau 3.1 : Principales graminées utilisées pour la revégétation des terrils miniers 55

Tableau 3.2 : Principales légumineuses utilisées pour la revégétation des terrils miniers 56

Tableau 3.3 : Potentiel des plantes indigènes pour la revégétation des résidus miniers 58

Tableau 6.1 : Variations des paramètres et résultats de solubilisation et d'extraction des métaux 112

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 1.1 : Principales étapes de l'extraction minière 9

Figure 1.2 : Intéraction entre les étapes de l'exploitation minière et l'environnement 11

Figure 1.3 : Diagramme composite et généralisé du mouvement des matériaux au cours des phases d'extraction, d'enrichissement et de traitement ultérieur d'une mine de type de métaux de base 13

Figure 1.4 : Diagramme de la phase d'enrichissement 15

Figure 1.5 : Schéma d'une cellule de flottation 18

Figure 5.1 : Schéma du montage expérimental utilisé pour la solubilisation biologique des métaux lourds dans les résidus miniers 109

Figure 5.2 : Schéma du bioréacteur à ascension pneumatique 111

Figure 6.1 : Essais en mode cuvée: pH en fonction du temps 123

Figure 6.2 : Essais en mode cuvée: POR en fonction du temps 125

Figure 6.3 : Essais en mode cuvée: pourcentage de saturation en l'oxygène dissous en fonction du temps 126

Figure 6.4 : Essais en mode cuvée: concentration du Cu en fonction du temps 128

Figure 6.5 : Essais en mode continu: pH en fonction du temps 132

Figure 6.6 : Essais en mode continu: POR en fonction du temps 133

Figure 6.7 : Essais en mode continu: pourcentage de saturation en l'oxygène dissous en fonction du temps 135

Figure 6.8 : Essais en mode continu: concentration du Zn en fonction du temps 137

Figure 6.9 : Essai en mode cuvée: concentration du Zn en fonction du pH 142

Figure 6.10 : Essai en mode cuvée: concentration du Ni en fonction du POR 145

Figure 6.11 : Essai en mode continu: pH en fonction du temps de séjour 147

Page

Figure 6.12 : Essai en mode continu: POR en fonction du temps de séjour 148

Figure 6.13 : Essai en mode continu: pourcentage de saturation de l'oxygène dissous en fonction du temps de séjour 150

Figure 6.14 : Essai en mode cuvée: pourcentage de solubilisation des métaux en fonction du temps pour l'essai à 10% de densité de pulpe 151

Figure 6.15 : Essai en mode cuvée: pourcentage de solubilisation des métaux en fonction du temps pour l'essai à 20% de densité de pulpe 152

Figure 6.16 : Essais en mode continu: pourcentage de solubilisation des métaux en fonction du temps de séjour 154

Figure 6.17 : Taux d'extraction en fonction du temps de séjour 157

Figure 6.18 : Relation entre la biomasse, la concentration du substrat limitant et le taux de dilution pour une culture en mode continu 159

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Au cours des dernières décennies apparurent, parallèlement aux découvertes scientifiques, de nouvelles technologies industrielles souvent peu respectueuses de l'équilibre écologique (Nriagu, 1988). Une approche axée à la fois sur l'utilisation complète de la ressource, renouvelable ou non, ne semble pas être encore acquise (Fortin, 1982) et ce, malgré l'apparition de facteurs tels que les pressions de groupes environnementaux, la hausse du coût de l'énergie, les découvertes dans le domaine de l'écotoxicologie, les réglementations environnementales (Couillard, 1982; 1983) et la preuve des avantages réels tant aux plans économique, social et politique d'une meilleure gestion "ressource-environnement".

L'émergence du concept d'un développement durable constitue l'étape subséquente à cette optique d'une boucle beaucoup plus écologique de la transformation des ressources. En addition à cette première vision environnementale, le concept d'un développement durable y insère à long terme le bénéfice d'un mieux-être collectif en regard d'une dégradation sociale et environnementale.

Les secteurs primaires devraient être, prioritairement, assujettis à ce nouveau mode de gestion puisqu'ils constituent la source même de la ressource; parmi eux, moins visible notamment à cause de sa situation géographique, figure le secteur de l'industrie minière. Les principales sources anthropogéniques de métaux traces originent en majeure partie du secteur minier; or, les métaux issus des mines aboutiront inévitablement dans la biosphère et, sur une base cumulative, la quantité des métaux toxiques ainsi dispersés est considérable (Nriagu, 1988). Outre les métaux, une forte capacité de production d'acide évaluée sur plusieurs décennies (Blowes et Jambor, 1990) est générée par les rejets de l'exploitation de gisements sulfureux. Les eaux de drainage acides provoquent sur les différents écosystèmes, des impacts irréversibles (Wickham et al., 1987). En plus de ces effets perturbateurs, la découverte, de plus en plus rare, de gisements à haute teneur, la demande soutenue sinon croissante des métaux et les règlements environnementaux plus restrictifs ont incité l'industrie minière à réévaluer entièrement son mode de gestion des résidus miniers afin de maximiser l'extraction métallique et de minimiser les

besoins en eaux de procédé ainsi que la quantité de déchets miniers. La mise en oeuvre du concept de développement durable se traduit non seulement par la mise au point d'alternatives technologiques mais également par l'élaboration de solutions plus complètes au problème de la pollution.

La présente étude évalue la possibilité de traiter les effluents miniers solides/liquides d'une méthode de flottation par un procédé de lixiviation bactérienne avec une culture mixte de thiobacilles à l'aide d'un bioréacteur à ascension pneumatique. Le cas d'un effluent-type, en l'occurence un résidu minier, est étudié dans le but de déterminer la performance du système pour l'enlèvement des métaux. L'étude du procédé en mode continu de même que certaines conditions expérimentales analogues à celles utilisées pour la flottation du minerai avaient comme objectif de soustraire certaines variables en considérations futures d'une mise à l'échelle, d'une commercialisation et de possibilités d'application du procédé.

Puisque l'ensemble des gisements en exploitation est d'origine sulfureuse (Ripley et al. 1982), nous espérons que cette démarche contribuera au développement de méthodes de traitement de ces effluents, tout en exposant une approche qui tienne compte des nombreux aspects du problème des rejets miniers dans un contexte de développement durable.

CHAPITRE 1

Définition et caractéristiques des terrils de parcs à résidus miniers

1.1 DEFINITION

Terril ou terri est défini par le petit Robert comme étant un grand tas de déblais au voisinage d'une mine. C'est une définition convenable du côté quantitatif car effectivement, selon Ripley et al. (1982), les terrils de parcs à résidus miniers ont une superficie moyenne de 150 ha. Par contre, rien ne précise le côté qualitatif; lacune justifiée peut-être, du fait de la très grande variabilité de sa composition chimique (Lovell, 1982). Des connaissances sur la source et les manipulations antérieures à la déposition finale du résidu permettront au lecteur de bien saisir la réalité du mot.

1.2 FACTEURS INFLUENÇANT LA NATURE PHYSIQUE ET CHIMIQUE DES TERRILS.

1.2.1 **Types de mines**

Chaque type de mine engendre des matériaux solides et/ou liquides et/ou gazeux, à divers degrés, selon l'élément convoité et exploité.
Aubert et al. (1978) distingue quatre types de mines:

1- Produits énergétiques: combustibles minéraux solides, liquides et gazeux, uranium et matières fissibles, eaux géothermales;
2- Minerais métalliques: souvent divisés en ferreux et non ferreux;
3- Minerais non métalliques: amiante, borates, diamant, fluorine, kaolin, potasse, sel, phosphates, talc...;
4- Produits de carrière: argiles, matériaux de construction, d'ornementation;

1.2.2 **Types de gisement**

Quantitativement et qualitativement, les rejets sont en relation directe avec les types de gisements. Les caractéristiques du dépôt telles que les conditions physico-chimiques de

formation, la morphologie, la paragénèse (association des espèces minérales constitutives), la minéralogie (formes chimique et minérale sous lesquelles se présente l'élément), la structure géologique (disposition et variation spatiales), les relations avec les formations géologiques environnantes ainsi que la teneur du minerai et son tonnage, détermineront la nature et la quantité de déchets (Marshall, 1983).

Etant donné la très grande variabilité chimique des gisements, souvent en leur sein même, chaque gisement engendrera des résidus qui lui sont spécifiques. Le point majeur à retenir est que la composition fondamentale du gisement contrôlera la composition finale des rejets (Ripley et al., 1982). Le Québec possède une variété impressionnante de parcs à résidus miniers. On y inventorie des parcs à résidus de fer, d'amiante, de métaux de base (cuivre, zinc, nickel, etc.), d'or, de niobium, de molybdène et, de plus, au sens large du terme, des résidus de production de tourbe, sablières et gravières (Hummel et al., 1982). Comme le souligne le titre de mon mémoire, je m'attarderai uniquement aux terrils de gisements sulfureux métalliques car ils représentent, surtout au Québec et même au Canada, la presque totalité de l'ensemble des gisements (Marshall, 1983). Concernant ce type de gisement, Ripley et al. (1982) écrivent :

> "Whatever method of extractive metallurgy is used, the fact that most Canadian metallic ores are sulphides is inescapable. The refining of sulphide ores leads inevitably to the production of either elemental sulphur or sulphur compouds, such as sulphur dioxide, as residuals."

1.2.3 **Phases minières**

De la découverte du gisement à la sortie du moulin d'un produit hautement concentré, toute exploitation minière comporte trois étapes d'opération: l'avant-production, la production et l'après-production. La deuxième étape est responsable, en majeure partie, des matériaux susceptibles ou non d'interagir avec l'environnement. La figure 1.1 présente l'ensemble des phases associées à chacune des étapes, lesquelles seront présentes ou absentes selon le type de mines exploitées et la nature physique et chimique du gisement. Brièvement, les principales

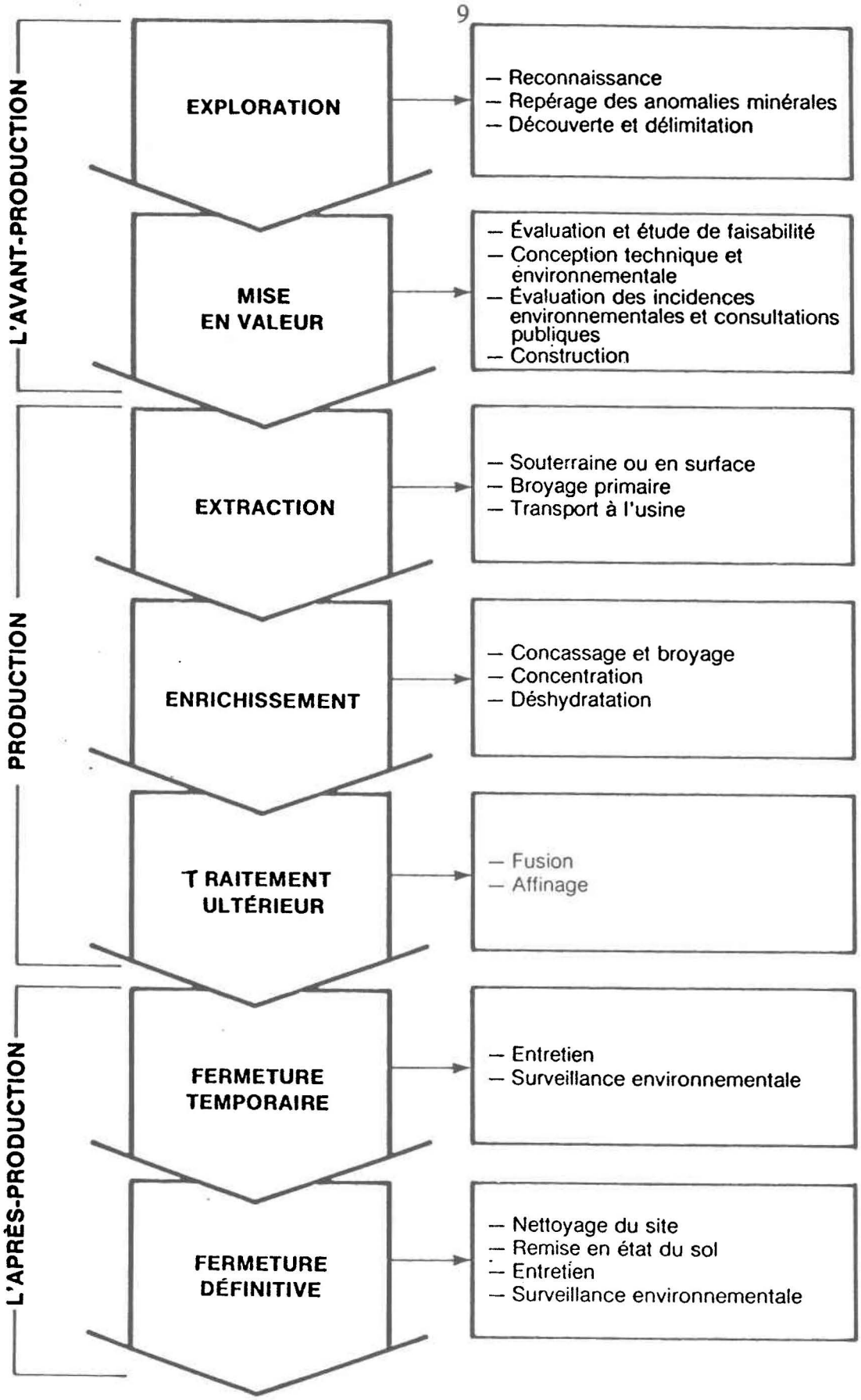


Figure 1.1: Principales étapes de l'extraction minière (Source: Marshall, 1983)

phases sont les suivantes (Marshall, 1983):

- l'exploration où l'on recueille les données géologiques à l'aide de techniques géophysiques et géochimiques, suivie par le forage de cibles potentielles et la délimitation spatiale du gisement.

- la mise en valeur qui constitue la phase cruciale du fait qu'elle implique des prises de décision importantes quant aux incidences environnementales et au schéma d'aménagement du complexe minier: construction des routes, de la mine, des systèmes d'épuration et des services.

- l'extraction réunissant les activités qui sont exécutées sur le site de la mine, accompagnée généralement d'un broyage primaire.

- l'enrichissement qui est réalisé au moulin situé dans la plupart des cas à proximité de la mine; elle élimine une grosse fraction de la gangue associée au minerai.

- le traitement ultérieur ou métallurgie extractive qui consiste à la production finale du produit ou de l'élément recherché; elle est effectuée près ou loin de la mine ou du moulin.

- les fermetures temporaire ou définitive sont les phases finales de l'ensemble opérationnel; elles évaluent le potentiel de perturbations environnementales et exercent un suivi sur la restauration du site. La figure 1.2 présente l'intéraction entre les étapes de l'exploitation minière et l'environnement.

Les phases d'extraction et d'enrichissement produisent la presque totalité des rejets de matériaux issus de cette industrie. Selon Scott et Bragg (1975), 50% des rejets proviennent de la phase d'extraction qui sont constitués du stérile issu de la roche encaissante (waste rocks), 44% des rejets proviennent de la phase d'enrichissement et composent la gangue elle-même (mill tailings),

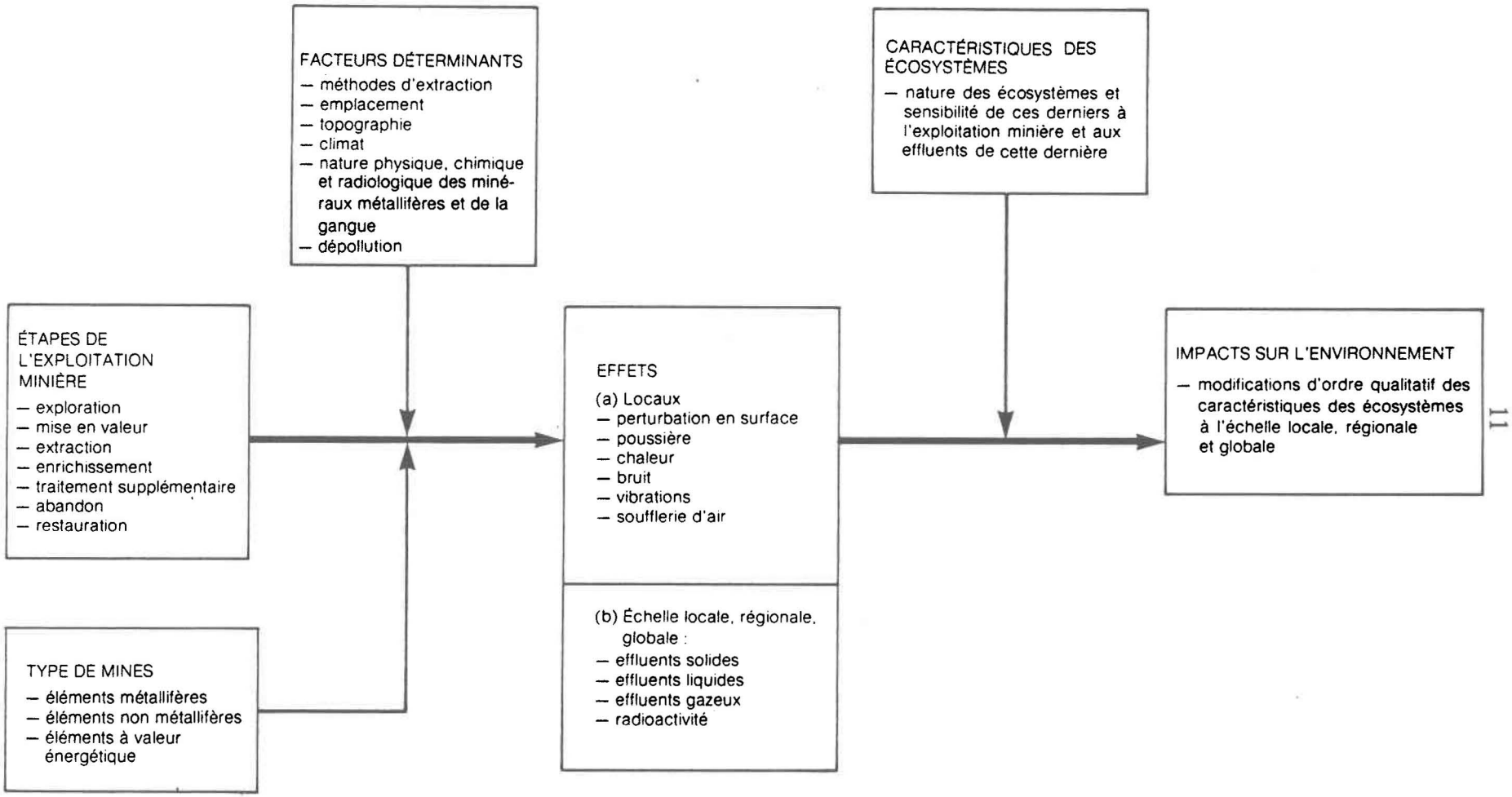


FIGURE 1.2 *Interaction entre les étapes de l'exploitation minière et l'environnement* (Source: Ripley et al., 1982)

4% des rejets proviennent de la phase de métallurgie extractive et se présentent sous forme de scories et/ou de précipités (slags, waste solutions) et le 2% restant, l'élément désiré. La figure 1.3 expose un diagramme du mouvement des matériaux au cours de ces phases. La pratique de mélanger ces trois types de résidus en un seul terril est chose plutôt rare de la part des compagnies minières.

1.2.4 **Phase d'enrichissement**

On le constate, la phase d'enrichissement est responsable de tout près de la moitié des déchets miniers (44%). Les buts de cette phase consistent en l'enlèvement des matériaux non désirés, en l'altération des propriétés physiques telles que la granulométrie et le contenu en humidité et en l'augmentation de la concentration du minerai voulu. Résumons les trois étapes principales de cette phase (Ripley et al., 1982):

1- la pulvérisation ou comminution est composée initialement du concassage et suivie d'un broyage. On réduit le minerai en fine poudre, cette finesse pouvant atteindre, dans certains cas, jusqu'à 38 μm (400 mesh).

2- la concentration a pour but de libérer le minéral désiré de sa gangue, laquelle est rejetée comme déchets miniers. Selon Ripley et al.(1982), l'ordre de grandeur de la gangue ou le pourcentage de gangue se situe entre 35% et 99%; par exemple, elle est de 35% pour le charbon bitumineux, 59% pour la potasse, entre 90 et 95% pour la plupart des métaux, 97% pour l'amiante et 99% pour l'uranium. On utilise cinq méthodes:

- séparation par gravité.
- flottation simple ou différentielle.
- séparation magnétique ou électrostatique.
- l'hydrométallurgie.
- l'amalgamation

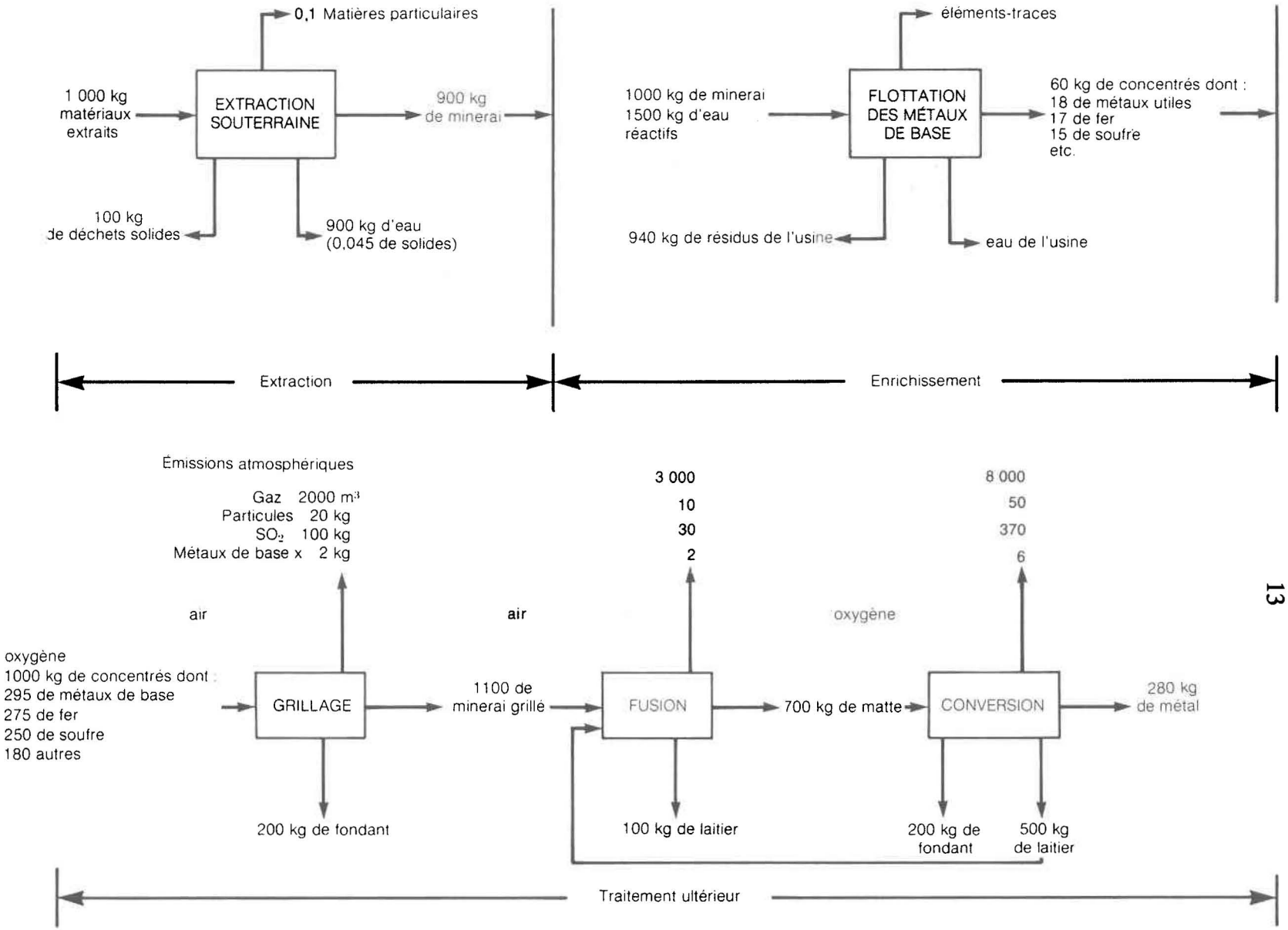


FIGURE 1.3: *Diagramme composite et généralisé du mouvement des matériaux au cours des phases d'extraction, d'enrichissement et de traitement ultérieur d'une mine type de métaux de base*
(Source: Ripley et al., 1982)

3- la déshydratation, où l'on retire l'eau, soit par épaississement ou filtration pour obtenir un concentré sec et généralement particulaire.

La figure 1.4 présente le diagramme de la phase d'enrichissement.

1.2.4.1 Méthodes de concentration

La nature du minéral à extraire de même que celle de la gangue déterminent principalement le type de traitement appliqué pour obtenir le minerai concentré. La séparation par gravité, méthode âgée et désuète, a été largement remplaçée par la flottation mais elle est toujours utilisée pour le charbon, le fer, l'or, l'argent et l'amiante. Par différence de densité spécifique des matériaux, on fait usage de la gravité pour séparer les constituants à l'aide, par exemple, de laveurs à secousse dans un milieu aqueux.

Selon Scott et Bragg (1975), la flottation est sans contredit la méthode la plus couramment employée et elle est basée sur les principes de la chimie de surface. On l'emploie beaucoup pour l'extraction de la potasse mais surtout pour les minerais à base de sulfures de métaux non précieux.

La séparation magnétique est employée pour séparer des substances présentant du ferromagnétisme (fer, cobalt, nickel) de celles qui en sont absentes. On l'utilise pour enlever le fer des sulfures métalliques et des minéraux industriels. La séparation électrostatique utilise un champ électrique à haute tension pour différencier les éléments de conductivité électrique différente. Cette méthode est limitée à des matériaux secs et s'applique surtout aux dépôts alluviens de titanium (Marshall, 1983).

L'hydrométallurgie ou lixiviation, est un procédé basé sur l'emploi d'un milieu aqueux pour dissoudre le composé métallique et ultérieurement, le séparer de sa gangue. Les solvants peuvent

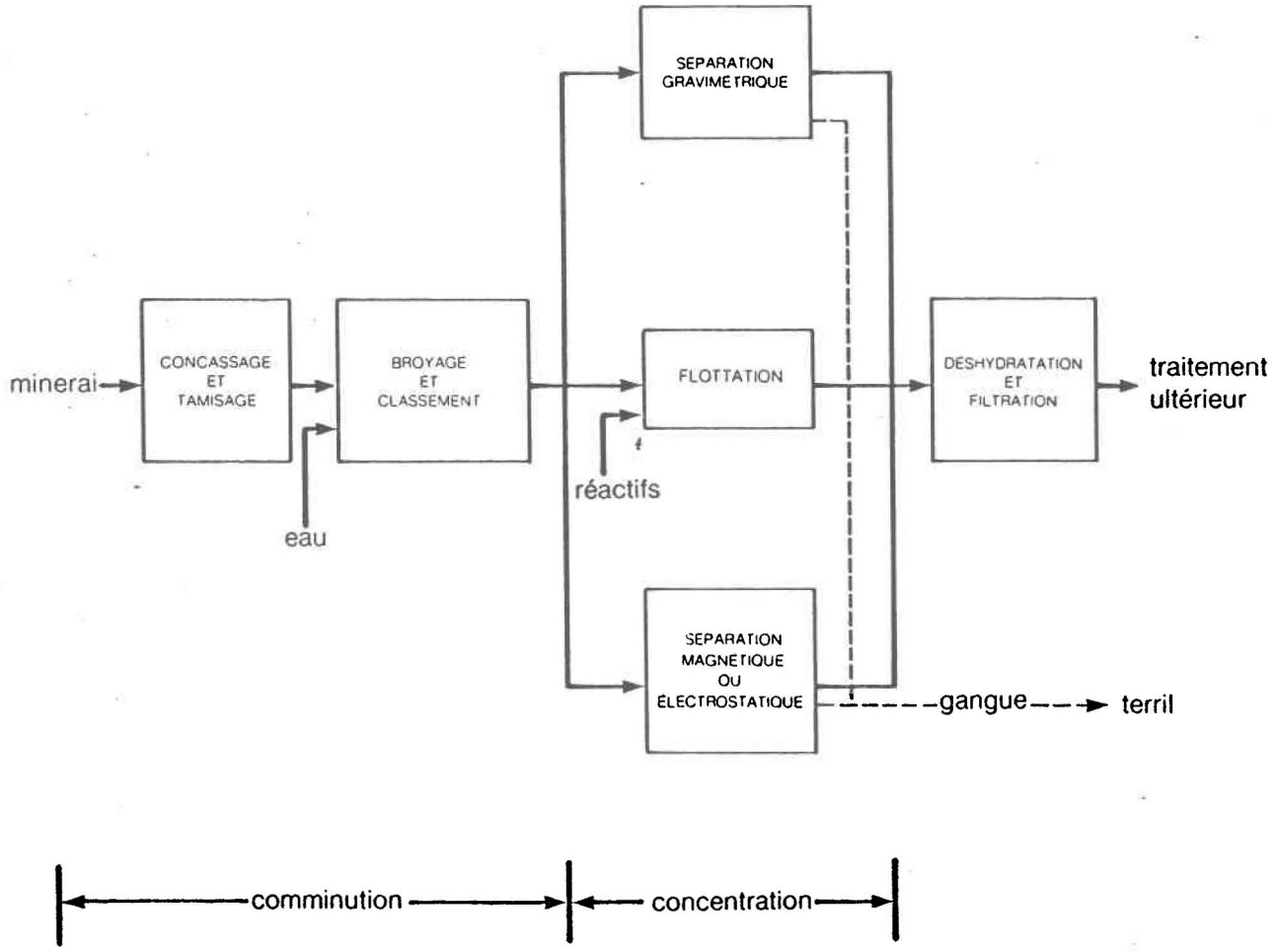


FIGURE 1.4 *Diagramme de la phase d'enrichissement*
(Source: Ripley et al., 1982)

être acides, comme l'acide sulfurique, ou alcalins, comme le cyanure de sodium. Le procédé de cyanuration en est un exemple; il s'applique uniquement aux minerais d'or et d'argent.

L'amalgamation est un procédé par lequel l'or et l'argent sont extraits en les dissolvant dans du mercure. Les métaux précieux sont récupérés en passant une couche de pulpe sur une table constituée d'une plaque de cuivre argentée enduité de mercure. Le mercure retient et adsorbe partiellement les particules de métal précieux et laisse passer la gangue. L'amalgamation ne s'applique qu'aux minerais contenant de l'or et de l'argent à l'état natif et en particules relativement grosses. Ce procédé n'est pratiquement plus utilisé.

Le diagramme de la phase d'enrichissement de la figure 1.4 présente seulement trois des cinq méthodes de concentration, soit la séparation par gravité, la séparation magnétique et la flottation. En fait, l'hydrométallurgie et l'amalgamation sont associées à la phase du traitement ultérieur mais vu que ces procédés se réalisent généralement près de la mine et non à la fonderie, c'est la raison pour laquelle ces deux méthodes sont incluses dans la phase d'enrichissement.

1.2.4.2 Flottation

La flottation met en pratique les principes de la chimie de surface ; c'est une méthode physico-chimique pour concentrer le minerai finement broyé. On se sert de réactifs chimiques qui intéragissent avec la surface du minéral dans un milieu liquide, l'eau. Par exemple, la flottation par moussage consiste à créer, par traitement chimique, les conditions nécessaires afin de rendre un minéral spécifique hydrophobe et la gangue hydrophile. Les particules hydrophobes sont amenées en surface par les bulles d'air pour constituer une mousse, laquelle peut être enlevée pour former le concentré (Marshall, 1983). Les autres minéraux indésirables, hydrophiles, demeurent submergés et se retrouvent au fond des bassins et sont ultérieurement pompés vers les aires aménagées à cette fin pour devenir des résidus (mill tailings). Cette flottation se réalise dans deux types de cellules, les cellules dégrossisseuses et les cellules laveuses ou finisseuses. Si l'on est en présence d'un gisement polymétallique, et c'est souvent le cas, on se sert de la

flottation différentielle; elle permet de faire flotter un seul minerai à la fois, tous les autres se sédimentant. Ainsi, cette forme de flottation sélective est appliquée selon le nombre de minéraux récupérables. Le principe de fonctionnement d'une cellule de flottation est illustré à la figure 1.5.

1.2.4.3 Réactifs de flottation

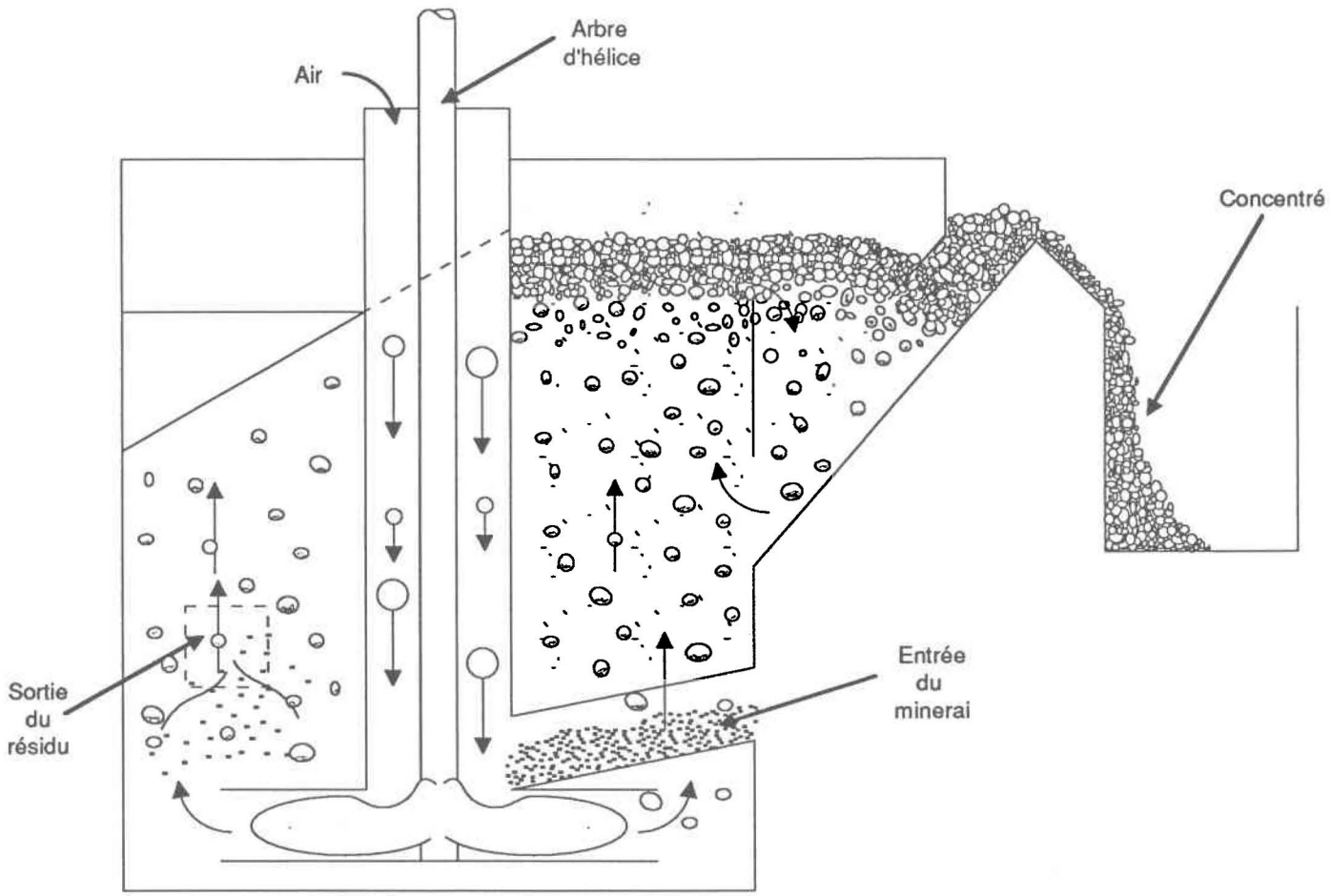
Les réactifs de flottation sont groupés sous trois types (Dubois, 1977). Les agents mousseux ou moussants, étant généralement des composés organiques (huile de pin, alcool ou du mazout) dont le rôle est de retarder la rupture entre les bulles d'air et le minéral; en fait, ils abaissent la tension superficielle de l'eau et conduisent à la formation temporaire d'une mousse stable. Le second comprend les agents collecteurs (acide oléique, xanthate, "tall oil", acides gras) qui enrobent sélectivement les particules minérales, les rendent imperméables à l'eau (hydrophobie) et les fixent aux bulles d'air ce qui permet une récupération facile. Enfin, le troisième inclut des conditionneurs qui modifient les propriétés superficielles des particules minérales pour les rendre aptes ou non à la concentration. Par exemple, les "déprimants" (silicate de sodium, sulphate d'aluminium), employés surtout pour la flottation différentielle, altèrent la flottabilité de la gangue tandis que les agents activateurs ont pour fonction de modifier la surface des particules pour optimiser l'action du collecteur. Les agents mousseux, collecteurs et conditionneurs sont tous des réactifs de flottation et sont usuellement des surfactants susceptibles de se retrouver dans les concentrés et résidus miniers.

1.3 CARACTERISTIQUES DES TERRILS

1.3.1 **Propriétés chimiques**

1.3.1.1 Composition chimique

Il demeure difficile d'établir une liste de substances communes pour les terrils du fait notamment



CELLULE DE FLOTTATION

Figure 1.5: Schéma simplifié d'une cellule de flottation (Source: Fortin, 1982)

que leur composition est en étroite relation avec celle des gisements qui sont très variés (Aubert et al., 1978). Cependant, pour les types de gisement à l'étude, il est possible d'établir un ensemble de composés et d'éléments susceptibles d'être présents (Down et Stocks, 1976; Petruk et Pinard, 1986; Jambor, 1986), notamment la pyrite (FeS_2). Ce minéral, selon Aubert et al. (1978), est le sulfure le plus abondant de la croûte terrestre et il est présent, non seulement dans les gisements sulfureux mais également dans la majorité des autres gisements (magmatiques, métamorphiques, hydrothermaux et sédimentaires). Sa concentration varie entre 10 et 85%. Des oxydes de fer, de silice et d'aluminium se retrouvent entre 5 et 40%; des sulfates de fer et de calcium sont présents entre 7 et 45%. Un ou plusieurs métaux lourds en concentration jusqu'à mille fois plus élevées que celle de la croûte terrestre (Zn, Cu, Fe, Ni, Co, Mn, Cr, Ag, Hg, Cd, Mo, Au, Pt, Pb, Sn) sont également associés aux autres composés. Enfin, on y inventorie des métaux alcalins tels que le Na et le K et alcalino-terreux, soient le Mg et le Ca. L'absence quasi totale de matière organique, de même qu'une faible capacité d'échange cationique, demeurent significatives car leur présence pourrait contrer le phénomène de lessivage des nutriments.

Le tableau 1.1 présente la composition chimique de quelques terrils abandonnés du Québec. Le potentiel de production d'acide est, sans nul doute, l'aspect le plus problématique des terrils et il résulte de l'oxydation des sulfures présents dans les rejets miniers. Ce sujet sera traité plus longuement au chapitre 5. Enfin, on retrouve les réactifs utilisés lors de la phase de flottation. Cependant, d'après Down et Stocks (1976), une concentration supérieure à 3 mg/L est rarement détectée. Habituellement, les concentrations typiques sont de l'ordre de 2 mg/L, lesquelles demeurent inférieures au niveau minimum toxique de la plupart d'entre eux.

1.3.1.2 Variation chimique spatiale et temporelle

Avec le temps et à l'intérieur du terril, il se produit une variation chimique des résidus miniers. Petruk et Pinard (1986) examinèrent une gamme d'échantillons recueillis à différents horizons du terril de Waite Amulet, endroit riche en sulfures (60-90%) avec la pyrite comme sulfure dominant. Ils constatèrent que les résidus, se trouvant à un 1 m sous la nappe phréatique, avaient

PARAMETRES	QUEMONT	MONTGOMERY	DONALDA	VAUZE	STADACONA	MCWATTERS	POWELL	GRANADA
	%	%	%	%	%	%	%	%
ALUMINIUM	7,05	4,06	4,27	6,10	4,8	3,58	4,01	3,54
CADMIUM	<0,0004	0,003	0,001	<0,0004	<0,0004	0,001	<0,0006	<0,0004
CHROME	0,005	0,004	0,003	0,002	0,007	0,004	0,003	0,004
COBALT	0,002	0,004	0,002	0,005	0,004	0,003	0,003	0,002
CUIVRE	0,041	0,45	0,034	0,066	0,01	0,073	0,009	0,005
FER	8,40	5,87	3,26	8,54	6,3	13,9	3,46	3,27
MANGANESE	0,038	0,014	0,053	0,051	0,001	0,012	0,061	0,037
MERCURE	$1,7X10^{-5}$	$5X10^{-5}$	$0,7X10^{-5}$	$4X10^{-6}$	$9,3X10^{-6}$	$1,6X10^{-4}$	$6X10^{-6}$	$7,0X10^{-4}$
NICKEL	0,004	0,004	0,005	0,004	0,008	0,003	0,008	0,005
PLOMB	0,044	0,006	0,012	0,002	0,004	0,071	0,005	0,005
ZINC	0,041	0,28	0,079	0,12	0,011	0,38	0,008	0,010

Tableau 1.1: Composition des résidus miniers de sites abandonnés (Source: Ouellet, 1978)

une teneur en pyrite (FeS_2) d'environ 60% (poids) et de 14% (poids) en pyrrhotite ($Fe_{1-x}S$). Ceux, situés au niveau de la nappe phréatique, de 25% (poids) en pyrite et de 6% (poids) en pyrrhotite; enfin ceux dans la zone non saturée, de 5% (poids) en pyrite et de 5% (poids) en pyrrhotite et que les deux minéraux étaient absents près de la surface du sol. C'est donc dire que l'altération est présente en surface et diminue graduellement en profondeur. Il y a eu remplacement séquentiel de la pyrrhotite mais non de la pyrite. La pyrrhotite, en particulier, est transformée en phase FeS_2 à partir des points intergranulaires vers le centre granulaire. Ces phases sont, à leur tour, changées en goethite à haute teneur en soufre. D'autre part, la pyrite semble s'être altérée directement en goethite (FeO.OH).

Jambor (1986) étudia le même terril et rapporta les conclusions suivantes. L'altération des sulfures du terril produisit la formation de: 1- une zone supérieure fortement oxydée absente de sulfures; 2- une zone intermédiaire dans laquelle la pyrrhotite a été largement remplacée; 3- une zone inférieure où la pyrrhotite est pratiquement intacte. La pyrrhotite, dans la zone oxydée, s'est principalement altérée en goethite tandis que dans la zone intermédiaire, les produits d'altération sont la goethite, le soufre natif, la marcasite et des sulfates de fer du type $FeSO_4.nH_2O$. Les autres minéraux d'altération sont la bassanite, le gypse, la lépidocrocite et la jarosite.

Pourtant, Jambor (1987), en étudiant la microscopie de sections polies d'échantillons de résidus du même terril, a conclue que l'altération in-situ de la pyrrhotite et des autres sulfures était négligeable.

Blowes et al.(1987) ont étudié quatre types de terrils, inactifs depuis 15 à 25 ans; le premier riche en sulfures, celui de Waite Amulet, un second faible en sulfures et riche en carbonates, un troisième de basse teneur en sulfures et en carbonates et le dernier, modérément riche en sulfures. En carottant les terrils, ils constatèrent des caractéristiques inhérentes à la richesse en sulfures du terril. Ainsi, le terril riche en sulfures présentait un pH bas, des conditions de potentiel d'oxydoréduction (POR) élevées et des concentrations de fer ferreux de 60,000 mg/L. A une profondeur de 40 cm, une strate de 10 cm d'épaisseur de minéraux de sulfates de calcium

et de fer s'était formée (hardpan). Elle provenait de l'oxydation des sulfures et créait ainsi une barrière au mouvement de l'eau et de l'O_2. Le terril pauvre en sulfures et riche en carbonates avait une capacité tampon suffisante pour maintenir le pH élevé et empêcher du même coup une solubilisation des métaux lourds. Le contenu carbonaté du terril à basse teneur en sulfures et en carbonates ne permettait pas de neutraliser les ions H^+ générés par l'oxydation des minéraux sulfureux et des conditions de bas pH persistaient à des profondeurs considérables. De plus, la faible teneur en sulfures de fer impliquait une faible concentration en Fe et ne permettait pas une précipitation d'une croûte minéralogique. Le terril de teneur moyenne en sulfures avait évolué d'une façon analogue à celui riche en sulfures sauf que, plutôt de se retrouver avec un lit continu de solides précipités, la couche était constituée de minces lentilles discontinues.

1.3.2 **Propriétés physiques**

1.3.2.1 Granulométrie

Deux aspects caractérisent la granulométrie des terrils. Premièrement, pour certains terrils, le limon (silt) et les fractions plus petites peuvent représenter de 0 à 85% du poids total des déchets tandis que pour d'autres, le sable sera l'unique fraction. Deuxièmement, les courbes granulométriques avec comme abscisse, le diamètre des grains, et comme ordonnée, le pourcentage en poids des résidus présentent généralement des allures verticales. Ceci implique donc une certaine homogénéité du diamètre des particules; de telle sorte que les résidus dans la gamme des silt auront une texture fine empêchant une bonne perméabilité et une aération des rejets et ceux de la gamme des sables, une texture grossière permettant un écoulement plus facile de l'eau (Andrews, 1977). Down et Stocks (1976) rapportent qu'il est commun, du moins pour les mines métallifères, que 50% des terrils traversent le tamis de 74 μm. On tiendra compte aussi de la forme du grain (rond, angulaire, plat).

1.3.2.2 Structure

Contrairement aux sols, aucune structure n'est visible dans les rejets miniers, d'où leur instabilité. Ils possèdent des caractéristiques thixotropiques (tendance à se liquifier sous un stress dynamique). La thixotropie se rencontre surtout dans la bentonite, les argiles et la fraction insoluble des dépôts de potasse. On y observe une plasticité définie comme étant la limite plastique, la limite liquide et la limite de contraction; l'index de plasticité est la différence entre les limites liquide et plastique. Par exemple, pour huit échantillons de terrils chiliens provenant de mines ayant subi des bris de barrage. L'index de plasticité se situait entre 0 et 35 (Down et Stocks, 1976). La densité des terrils est plutôt variable même si des valeurs de 1.5 à 3.0 sont usuelles. Le poids spécifique est de l'ordre de 1120-2050 kg/m^3. La compressibilité des terrils est similaire aux sols normaux, à savoir qu'ils se compressent par leur propre poids. Enfin, la force de cisaillement des résidus miniers se compare à celle d'un sol non cohésif avec des angles de friction effective de 30^0 -36^0. Cette force varie entre autres, selon la profondeur et la pression de l'eau des pores.

1.3.2.3 Autres propriétés

La surface moyenne des terrils est de 210 m^2 /tonne de gisements (Ripley et al., 1982). De par la nature même de leur surface (couleur, planéité, étendue, etc.), les terrils possèdent la propriété de réfléchir la lumière solaire, ce qui a pour effet d'élever considérablement les températures à la surface du terrain (Ogram et Fraser, 1978). Ainsi, Leroy et Keller (1972) rapportent qu'en Ontario, la température de la couche superficielle des résidus peut atteindre plus de 38^0C au cours de l'été. Cette température est de 11^0C supérieure à celle mesurée sur des surfaces revégétées.

La perméabilité des résidus se situe dans la gamme des sols semi-perméable à imperméable avec des coefficients de 10^{-3} cm/sec à 10^{-6} cm/sec horizontalement et de 10^{-5} à 10^{-7} cm/sec verticalement (Down et Stocks, 1976). Par exemple, pour des résidus provenant d'opérations de cuivre, Wahler et al. (1974) ont quantifié des valeurs entre 1 X 10^{-6} cm/sec (1 pied/an) à 5 X

10^{-3} cm/sec (5,200 pieds/an). La densité de pulpe des rejets miniers (g/mL) varie entre 25% et 40% (Andrews, 1977).

1.4 DISPOSITION DES TERRILS

1.4.1 **Caractéristiques**

Le problème environnemental des terrils est engendré par l'émission de résidus solides et/ou liquides dans les milieux hydriques (marécages, lacs, rivières, océans, etc) et terrestres (galeries de mines) ou sur un milieu terrestre (plaine, vallée, etc). Les résidus subissent donc une dispersion, qu'elle soit atmosphérique, terrestre ou hydrique. Ces trois types de dispersion, permettant un mélange horizontal et vertical des déchets miniers, répondent à deux mécanismes, celui de la diffusion et celui du transport de masse. Selon l'intensité de chacun d'eux et selon qu'ils soient combinés ou non, ces deux mécanismes englobent de nombreux processus d'étalement tels que présentés dans le tableau 1.2.

Chaque mode de disposition sera donc analysé selon le type de dispersion que pourront subir les rejets miniers ainsi que les mécanismes en cause.

1.4.2 **Modes de disposition**

Les rejets miniers sont disposés de trois façons: 1- enfouissement minier; 2- enfouissement aquatique et marin; 3- déposition terrestre.

1.4.2.1 Enfouissement minier

L'enfouissement minier consiste à rejeter les résidus miniers dans les mines à ciel ouvert ou souterraines. Dans ce type de milieu terrestre, la nature des rejets miniers sera normalement solide mais quelques fois liquide. Des deux mécanismes de la dispersion décrits à la section 1.4.1, on constate que le transport de masse est extrêmement rare en milieu terrestre tandis que

Processus d'étalement dans l'atmosphère
Dispersion des substances en phase vapeur par le vent
Dispersion des particules par le vent
Dispersion verticale (particulièrement importante s'il y a une dépression à une altitude élevée ou un transfert à un autre milieu à une basse altitude)
Retombée et dépôt de particules sèches
Lessivage des particules
Dissolution de la vapeur dans l'océan
Transformations chimiques comme l'oxydation photochimique et l'hydrolyse (l'altitude ainsi que la présence d'autres éléments chimiques peut influer sur ces deux processus)
Dispersion par les courants marins
Mélange vertical et dispersion dans les couches supérieures de l'atmosphère
Concentration dans les couches superficielles, évaporation
Processus d'étalement dans l'eau douce
Transformations chimiques dont les précipitations et la redissolution
Absorption et désorption des particules en suspension ou des sédiments
Dispersion sur les sédiments
Remise en suspension et étalement des sédiments des eaux peu profondes, par exemple dans les estuaires ou au cours des orages
Diffusion dans les sédiments
Évaporation des surfaces
Distribution de l'eau et de ses polluants par le processus d'irrigation dont l'importance, à l'échelle locale, permet de prévoir les effets toxiques pour l'homme et le métabolisme des plantes et des animaux
Processus d'étalement dans la lithosphère
Dispersion dans le sol sous forme de vapeur ou en solution dans l'eau
Volatilisation des polluants du sol par évaporation ou par distillation par mèche ou par distillation à la vapeur d'eau
Volatilisation des polluants qui se dégagent des déchets brûlés dans les décharges, etc.
Infiltration dans la nappe phréatique
Absorption par les particules du sol ou désorption de celles-ci
Érosion des particules du sol par le vent ou l'eau
Métabolisme des organismes présents dans le sol
Absorption par les plantes et les animaux
Processus d'étalement en mer
Transformations chimiques dont les précipitations et la redissolution
Absorption et désorption des polluants des particules en suspension ou des sédiments
Sédimentation des particules en suspension
Remise en suspension ou étalement des sédiments des eaux peu profondes, par exemple dans les estuaires ou au cours d'orages
Étalement dans les sédiments
Absorption et métabolisme des plantes et des animaux

Tableau 1.2: Processus d'étalement des polluants dans la biosphère (Source: Mukammel, 1968)

la diffusion est le phénomène majeur. Les résidus liquides et gazeux seront surtout aptes à subir ce phénomène, particulièrement en étant l'hôte d'une roche encaissante à porosité élevée ou encore très fracturée. Selon Ripley et al. (1982), deux tiers des mines souterraines de gisements métallifères sont remplis par des rejets miniers. En fait, le choix de cette méthode est strictement dépendant de la structure et de la forme du gisement; il existe des coûts supplémentaires reliés à l'utilisation de cette méthode qui seront rigoureusement dictés par les conditions du sous-sol. Un point important à mentionner est que l'enfouissement souterrain des résidus miniers est surtout limité à la fraction la plus grossière des particules, soit celle du sable; une certaine quantité demeure donc à la surface et doit être réhabilitée. On ajoute généralement à cette fraction de sable, du ciment "portland" pour augmenter la cohésion et la force du matériau utilisé. Cette procédure implique certains avantages tels que le support du sol, le contrôle de la subsidence, la minimisation des perturbations en surface, la prévention et l'étanchéité des eaux de drainage acides et la mise en valeur réduite et simplifiée des terrains affectés (Weaver et Luka, 1970).

1.4.2.2 Enfouissement aquatique et marin

Dans un milieu hydrique, milieu très hétérogène, le transport de masse, amplifié par la force gravitationnelle et la diffusion joueront à tour de rôle ou simultanément une influence évidente sur les émissions solides et/ou liquides. Par exemple, le courant d'une rivière est un cas majeur de transport de masse tandis que les lacs, les océans et la dispersion à contre-courant sont des facteurs prépondérants de diffusion. En eaux profondes, la diffusion est limitée au faible mouvement moléculaire tandis qu'en surface, l'action des gradients de densité, du vent et des marées procurent un mélange plus efficace.

On retrouvait jadis, comme lieux d'enfouissement, les rivières, les lacs, les deltas et les océans même si dans certains pays, ce mode de disposition est encore employé. La construction de bassins de décantation spécialement aménagés sera discutée à la section suivante même s'il s'agit comme tel d'un enfouissement aquatique.

Le but de cette méthode est de couper l'apport d'oxygène aux résidus miniers pour justement compromettre les réactions chimiques et/ou biochimiques car, on le verra au chapitre 4, le besoin en oxygène est un aspect majeur de l'oxydation des sulfures. Une certaine oxydation chimique peut se réaliser (Taylor et al., 1984) mais, étant donné le taux très faible de diffusion de l'oxygène sous l'eau, la vitesse de la réaction est insignifiante.

1.4.2.3 Déposition terrestre

De façon identique au milieu précédent, les deux composantes de la dispersion agiront sur le milieu terrestre pour faire subir aux émissions liquides et/ou solides une dispersion hydrique et terrestre. A ce mode de disposition s'ajoute un type de dispersion absent des deux autres modes, soit une dispersion atmosphérique. Beaucoup plus rapide que les précédentes, la dispersion atmosphérique transportera les résidus, selon leur dimension, à plusieurs kilomètres du site d'enfouissement (Dunn et Melis, 1972). Les différentes voies de propagation des contaminants sont la déflation ou l'érosion éolienne, l'érosion hydrique, les infiltrations souterraines, les suintements, les tours de décantation, l'accumulation biologique et les erreurs d'opération. Elles seront la cause d'émissions liquides et/ou solides constituées de poussières, de matières particulaires, des eaux de drainage acides, de métaux lourds et de pertes solides causées par le bris des digues (Andrews, 1977).

Ce mode de disposition est le plus couramment utilisée à cause de son faible coût (Ripley et al., 1982). Du début de l'industrie minière jusqu'à la fin des années soixante, les résidus étaient simplement déposés sur le sol; on les rejetait près du moulin, peu importe l'endroit, et sans aucune justification du site choisi. Ces sites pouvaient être des bassins naturels, des marécages, des dépressions ou encore des mines à ciel ouvert abandonnées.

Des facteurs tels que la mécanisation de l'industrie minière et la rareté de plus en plus évidente des gisements à haute teneur amplifièrent la quantité de rejets. Implicitement, en l'absence de politiques et de réglementations pertinentes, les écosystèmes nous font voir les effets toxiques de ce matériel (Wickham et al., 1987). Face à ce problème environnemental, les organismes et

ministères responsables élaborèrent des politiques touchant la mise en place des résidus miniers sur la terre ferme. Actuellement, des critères plus adéquats ayant trait aux structures de mise en place des dépôts sur le sol sont en vigueur (par exemple, la directive 019 du ministère de l'Environnement du Québec, 1988).

1.4.3 **Critères de disposition**

Il est évident que l'action polluante et toxique de ces émissions sera directement reliée à l'observation et au suivi de ces critères. Les voies de propagation des substances toxiques sont intimement liées aux méthodes de conception, de construction et d'opération des parcs à résidus miniers. A ceci, s'ajoutent des facteurs climatologiques, géotechniques et structuraux qui modifient la stabilité du système.

Ripley et al. (1982), Andrews (1977) et Down et Stocks (1976) énoncent les critères suivants:

- la sélection du site;

- le design technique des systèmes de terrils se rapportant à la structure et à la construction des digues, au transport du terril, à sa distribution, au système de recyclage et de décantation de l'eau usée;

- la collection et à la manipulation des eaux souterraines; à un suivi structural et environnemental des terrils.

L'entretien des structures, barrages et digues afin de garantir leur solidité ainsi que la surveillance et l'opération des déversoirs pour s'assurer que les résidus soient toujours recouverts d'eau, doivent être prévus afin de minimiser les inconvénients.

1.4.4 **Catégories de terrils**

La technologie la plus usuelle pour l'extraction des métaux, i.e. la flottation (voir section 2.2.4.2), fait en sorte que les émissions, sous forme de pulpe, subissent rapidement une dispersion dans les milieux contigus. Pour contenir ce matériel, l'industrie minière fait appel à d'énormes bassins de décantation, les terrils. Le bassin de décantation statique et le bassin de décantation à bras raclé sont deux catégories de terrils très standardisées (Gilbert, 1975).

Le système de décantation statique se compose habituellement d'un immense bassin ou de plusieurs bassins en série dans lesquels on déverse les rejets miniers. Dans les cas où la topographie s'y prête, on érigera un seul barrage responsable du maintien du niveau d'eau, en minimisant les coûts reliés à l'importance (hauteur, longueur et largeur) et au nombre de structures (barrages, digues, etc.) (Andrews, 1977). Avec ce système, les rejets miniers s'accumulent au point de décharge, tandis que les particules plus fines vont vers la partie inférieure du bassin. La pression excessive ainsi créée dans la partie inférieure occasionne souvent des infiltrations et des brèches.

Le système de décantation à bras raclé, par contre, permet de déverser les rejets à la périphérie du terril. En utilisant plusieurs points de décharge, la vitesse d'écoulement de la pulpe diminue, les sables s'accumulent et élèvent les parois de la digue tandis que les particules plus fines se dirigent vers le centre du terril. Cependant, la séparation entre sables et particules fines est imparfaite, ce qui rend très instables les nouvelles digues de sable ainsi construites.

1.5 SITUATION AU QUEBEC

Ces sites que l'on nomme haldes ou parcs à résidus miniers occupent, au Québec, une superficie évaluée entre 8,000 et 12,000 hectares (Fortin, 1982; Hummel et al, 1982). Le ministère de l'Environnement créa, le 28 octobre 1983, le groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets dangereux (GERLED). Selon les données du MENVIQ, en date du 1er avril 1988, 333 lieux ont été retenus comme ayant potentiellement reçu des déchets dangereux.

De ce total, 110 sont des lieux contaminés par des résidus miniers, ce qui représente le tiers de l'ensemble des sites contaminés au Québec. De plus, de ces 110 parcs à résidus miniers, 34 se retrouvent sous la catégorie 1 (lieux présentant actuellement un potentiel de risque pour la santé publique et/ou un potentiel de risque élevé pour l'environnement), soit 50% du total qui est de 66 lieux; 33 sont de catégorie 2 (lieux présentant actuellement un potentiel de risque moyen pour l'environnement et/ou un faible risque pour la santé publique) sur un total de 102, soit 33%, et enfin, 43 sont de catégorie 3 (lieux présentant actuellement un faible potentiel de risque pour l'environnement mais aucun risque pour la santé publique) sur un ensemble de 165 lieux, soit 25%.

De même, si l'on considère que la superficie des parcs à résidus miniers se situe en moyenne à 80 hectares (Fortin, 1982) même si Ripley et al. (1982) parlent de 150 hectares et qu'un hectare équivaut à 10,000 m^2, le site moyen occupe une superficie de 800,000 m^2 avec une profondeur moyenne de 2 m, valeur très conservatrice. On totalise donc une quantité de 1,6 millions de m^3 de rejets miniers par terril. Multiplions le tout par 110 parcs et nous obtenons un tonnage de 176 X 10^6 m^3 de résidus miniers déposés ici et là sur le territoire québécois. Ajoutons à ceci, les 140 millions de tonnes que l'on rejette annuellement et l'on comprendra que ces données ont une incidence certaine.

CHAPITRE 2

Impacts environnementaux

2. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

2.1 AVANT-PROPOS

Au phénomène de dispersion des rejets miniers est lié celui de la déposition. Il s'agit donc du déplacement de matériaux résiduels d'un milieu (site de la mine, moulin d'extraction, parcs à résidus miniers) à un autre milieu (écosystème local et régional). Indéniablement, ce transfert de matériaux ou de polluants affecte, aux niveaux local et régional, les organismes inhérents aux écosystèmes en place. Cette déposition des composés toxiques dépend de nombreux paramètres: du type de dispersion (terrestre, hydrique ou atmosphérique), de la combinaison de plusieurs types, de la durée, de la composition physico-chimique des substances de ces milieux ainsi que de l'espace et de la distance encourus. En fait, le milieu hydrique sera celui le plus touché étant donné l'apport des milieux terrestres et atmosphériques. Le tableau 2.1 expose la relation entre les phases de l'exploitation minière et les impacts sur les ressources foncières et biologiques.

Le but de ce chapitre est de présenter les impacts environnementaux causés spécifiquement par les terrils de résidus miniers de gisements sulfureux. Tous les autres impacts, comme par exemple, ceux de terrils générés par les autres types de mines (amiante, potasse, etc), les émissions atmosphériques de composés sulfureux, n'y seront pas abordés. L'objectif de ce chapitre ne vise pas à traiter les effets spécifiques de chaque métal associé à tel organisme, même si certains cas seront exposés, mais plutôt d'étaler une vue globale du problème par rapport aux divers écosystèmes impliqués.

2.2 TYPES DE CONTAMINATION

Dans chacun des milieux (souterrain, terrestre ou hydrique), une ou plusieurs substances provoquent à divers degrés des impacts environnementaux. Gagnon (1982) classifie trois types de contamination: 1- apport de solides en suspension; 2- apport d'eaux acides; 3- apport de métaux traces et autres toxiques.

Impacts	Niveau local : sur l'emplacement même[2] — Activité minière						Niveau régional ; effets d'étalement au-delà du site — Activité minière					
	Développement	Extraction — souterraine	Extraction — en surface	Enrichissement/stockage	Traitement complémentaire — pyrométallurgie	Traitement complémentaire — hydrométallurgie — électrométallurgie	Développement	Extraction — souterraine	Extraction — en surface	Enrichissement/stockage	Traitement complémentaire — pyrométallurgie	Traitement complémentaire — hydrométallurgie — électrométallurgie
Détérioration superficielle												
Enlèvement direct du sol — sous-sol	XX	X	XX	XX	XX	X	X		X			
Modification de la qualité du sol												
Physique	XX		X		X		X		X			
Chimique/biologique				X	XX	X				X	XX	
Modification de la végétation												
Enlèvement direct	XX		XX	X								
Modification des espèces/ changement de la densité	XX	X	XX	X	X	X			X	X	X	X
Modification de la faune												
Disparition de l'habitat	XX	X	XX	X	X	X			X	X	X	X
Obstacle aux déplacements	XX	X	XX	X	X	X						
Modification de la qualité de l'eau												
Température					X	XX					X	
Caractéristiques chimiques		XX	X	X	XX	XX		XX	X	XX	X	XX
Particules	X	X	X	XX	X	XX	X	X	X	XX	X	X
Modification du mouvement de l'eau												
En surface	XX	X	XX	XX	XX	XX	X		X		X	X
Souterraine	X	XX	XX		X	X			X			
Modification de la qualité de l'air												
Caractéristiques chimiques					XX	X					XX	
Particules	XX	X	X	XX	X		X		X	X	X	
Microclimat					X						X	
Brut/Secousse du sol	XX		X	XX	X		X		X	X		

1 Ce tableau représente la situation générale pour l'ensemble de l'industrie minière. Un grand nombre des incidences éventuelles énumérées sur les ressources foncières et biologiques peuvent être considérablement minimisées si les mesures correctives connues sont appliquées.

2 Comprend l'espace à l'intérieur des limites de la mine et une zone tampon locale de 1 à 12 km. Sont inclus les emplacements des fonderies et des raffineries.

Cases vides : imprévisibles ou insignifiantes
X impact faible
XX impact modéré à important

Tableau 2.1: Relation entre les principales phases du l'exploitation minière et les impacts sur les ressources foncières et biologiques[1] (Source: Marshall, 1983)

Les solides en suspension se composent de sable, d'argile, de minéraux non séparés associés aux précédents et de fines particules de minéraux. Les eaux acides renferment surtout du calcium, du magnésium, de l'aluminium, du manganèse et des concentrations élevées de sulfate, de fer ferrique et de solides totaux dissous. Les métaux traces dissous se présentent surtout sous forme d'ions métalliques (Cu, Zn, Co, Ni, Cd, Pb); ils peuvent susciter des effets létaux ou sub-létaux et aussi, dans certains cas, agir en synergisme entre eux. La résultante globale sera plus importante que la somme des effets individuels attribués à chacun des ions. Tous les métaux peuvent être bioaccumulés même si certains sont éliminés par les excrétions urinaires ou les excréments (Hummel et al., 1982). Le propos du présent chapitre sera de décrire les impacts des différents milieux soumis à chaque type de contamination.

2.3 CONTAMINATION DU MILIEU SOUTERRAIN

Comme mentionné antérieurement, le mécanisme de dispersion des contaminants en milieu souterrain sera uniquement la diffusion par l'entremise des émissions liquides et/ou gazeuses. Autrement dit, ce sont les apports d'eaux acides, des métaux dissous et autres toxiques qui affecteront ce système.

Les impacts touchant ce milieu sont peu nombreux. Il demeure que si les eaux de drainage acides et les métaux dissous, de la mine souterraine, entrent en contact avec la nappe phréatique, il pourrait avoir intéraction entre ces deux compartiments et possiblement contamination des eaux souterraines (Down et Stocks, 1976). Un exemple de nappe contaminée est celle de Granada, laquelle fut contaminée à l'arsenic en 1980 (Hummel et al., 1982).

2.4 CONTAMINATION DU MILIEU AQUATIQUE ET MARIN

2.4.1 **Avant-propos**

Le milieu aquatique et marin est indéniablement le milieu le plus sensible à la toxicité des résidus miniers. Les substances introduites dans le système aquatique au travers d'échanges de

matériaux de la lithosphère et de l'hydrosphère et de l'atmosphère affectent sérieusement ce milieu. Le tableau 2.2 présente les effets de la pollution due aux mines sur les écosystèmes aquatiques au Canada. La disposition des résidus sous l'eau demeure une méthode très controversée. Par exemple, concernant l'Association minière de la Colombie-Britannique prétend que la méthode de l'entreposage marin est la plus sûre et la moins dommageable (Mining Association of British Colombia, 1972). Par contre, Environnement Canada condamne cette pratique de disposer les déchets miniers dans les rivières, les lacs et les eaux marines (Environnement Canada, 1975). Evidemment, il existe certains avantages: les résidus sont invisibles, il y a une certaine stabilité à long terme et les rejets sont isolés des processus chimiques et biologiques s'ils sont sous 15 m en eau douce et 60 m en eau salée (Scott et Bragg, 1975). L'eau salée possède aussi une bonne capacité tampon et le milieu marin offre une sédimentation plus rapide.

2.4.2 **Apport de solides en suspension**

Le vent transporte, à partir des terrils, de grandes quantités de poussières contenant des métaux (Michelutti, 1978). L'érosion hydrique entraîne également, via le ruissellement de surface, des solides en suspension constituant une des fractions polluantes des eaux de drainage acides des parcs à résidus (Dunn et Melis, 1972). Ces apports se sédimentent et/ou demeurent dans la colonne d'eau du milieu hydrique et créent des impacts sur la qualité des écosystèmes.

Dubois (1978), Couillard (1980), Ripley et al. (1982) et Gagnon (1982) relatent les impacts suivants face à cet apport de matières particulaires. Les particules entraînent un envasement partiel ou complet du cours d'eau; cet apport modifie le substrat et cause les altérations suivantes:

1- modification de l'habitat, de la migration, des mouvements et de la survie des organismes benthiques et des poissons;

Emplacement	Source de la pollution	Effets d'ordre chimique	Effets d'ordre biologique
Nouveau-Brunswick			
Sud de la rivière Tomogonops et nord-ouest de la rivière Miramichi	Heath Steele	Métaux lourds, dureté accrue, acidification	Réduction de *Salmo salar* depuis 1965 ; diminution de la diversité et de l'abondance du benthos
Rivière Nepisiguit	Brunswick 6	Métaux lourds	La population de *Salmo salar* est presque entièrement disparue
Ontario			
Bassin de la rivière Crowe	Mines de la région de Bancroft	MSDT, $SO_4^{=}$ et dureté accrue de l'ordre de 6-10x⁴ dans le lac Barrow	Seule le biote aquatique dans les environs immédiats de la zone de décantation des résidus est affecté
Bassin de la rivière Serpent	Mines de la région d'Elliot Lake	Acidification, teneurs élevées en MSDT, $SO_4^{=}$, NO_3^{-} et Ca^{++}. Les lacs Quirke et Pecors ont été les plus perturbés ; les effets biologiques sont principalement dus à l'acidité	Réduction de la productivité, modification des communautés de phytoplancton et de zooplancton ; élimination de *Stizostedion vitreum* et réduction de *Salvelinus namaycush*. Réduction de la diversité du benthos
Lacs du Mont LaCloche	Fonderies de Sudbury	Acidité accrue en raison des retombées atmosphériques	Élimination de certaines populations de poissons
Région du lac Manitouwadge	Mines Noranda et Willroy	Acidification, teneurs toxiques en NH_3, zinc, cuivre et fer ; teneurs élevées en MSDT, particulièrement dans le cas du SO_4 ; à plus de 20 pieds de profondeur, le lac est devenu méromictique et a été soumis à une désoxygénation	Élimination totale des macro-invertébrés du lac Mose ; réduction du benthos dans tous les lacs
Manitoba			
Lac Bernic	Tantalum Mining Co.	Légère augmentation du taux de turbidité, des MSDT et des matières solides en suspension	Réduction de l'abondance et de la diversité du benthos
Lacs Borden, Clarke et Lily	Mannibridge	Aucun effet	Aucun effet
Rivière Grass	INCO, Thompson	Augmentation de la turbidité, de la dureté, des MSDT, et des teneurs en cuivre et en chlorures	Réduction du benthos et élimination, dans une petite zone, des éphéméroptères.
Lacs Ospwagane	INCO, Thompson	Déversement des morts-terrains dans le lac Ospwagane supérieur ; la plupart des paramètres dans le lac Ospwagan inférieur étaient à la hausse	Réduction considérable des amphipodes et des éphéméroptères en 1968, mais reconstitution en 1969
Lac Schist	Mines Flin Flon	Augmentation du taux de turbidité, de l'envasement et des teneurs en CO_2 et en métaux ; étalement de la pollution dans le lac Athapapuskow	Benthos peu dense, composé entièrement de chironomidés ; aucun *Stizostedion vitreum* ni *Salvelinus namaycush* n'a été relevé dans la zone perturbée. La pêche est moins bonne
Lacs Cokeram et rivière Eldon	Lynn Lake	Envasement ; teneurs toxiques en métaux lourds, particulièrement du cadmium	Réduction des populations de poissons et du benthos ; absence de poissons et de benthos dans la zone recevant les eaux de drainage
Colombie-Britannique			
Rivière Pend d'Oreille	Reeves MacDonald	Augmentation de la turbidité et de l'envasement	Réduction notable du benthos, réduction des plantes aquatiques, ce qui indique une diminution de la productivité primaire
Lac Benson	Coast Copper	Augmentation de la turbidité ; le lac est devenu méromictique	Absence de benthos ; la population de poissons semble avoir diminué

MDTS: Matière solide dissoute totale

Tableau 2.2: Effets de la pollution due aux mines sur les écosystèmes aquatiques au Canada (Source: Clarke, 1974)

2- compaction, colmatage, destruction et dommages physiques à long terme des frayères;

3- réduction du potentiel d'oxygénation des oeufs et leur suffocation.

Egalement, l'augmentation de la concentration des solides en suspension a comme conséquences:

1- accroissement de la turbidité de l'eau amenant une pénétration restreinte de la lumière, donc une photosynthèse réduite;

2- attrition et fixation des solides sur les branchies des poissons produisant une sécrétion plus abondante du mucus;

3- réduction de la capacité de transfert d'oxygène et de l'abondance de la nourriture disponible;

4- limitation de la productivité aquatique des différentes chaînes trophiques.

Gammon (1970) étudia l'effet des solides inertes d'une carrière de calcaire sur un ruisseau d'eau douce. Lorsque plus de 80 mg/L étaient ajoutés à la charge normale (30 mg/L) de solides en suspension, la densité de population des macroinvertébrés diminuait de 40%. Ouellet (1978) a réalisé une étude des sédiments de lacs et de cours d'eau situés dans le secteur Rouyn-Noranda, Québec. Cette étude a démontré que plusieurs plans d'eau de la région sont affectés par les terrils et présentent, dans leurs sédiments, des teneurs en métaux lourds (cuivre, zinc et cadmium principalement) nettement supérieures aux teneurs naturellement rencontrées. Ces sédiments contaminés pourront, à leur tour, être une source active de libération d'ions, généralisée au réseau hydrographique en cause.

En milieu marin, les courants océaniques et tidaux remettent en suspension les rejets miniers. Ballantyne (1975) conclua que la superficie des dépôts de résidus sur un fond benthique en

Colombie Britannique avait augmenté de 410 à 1,660 ha en l'espace de trois ans, même si cet ordre de grandeur n'était pas anticipé avant 25 ans. Goyette (1975) étudia les effets de la remise en suspension des solides de terrils enfouis dans l'Océan Pacifique, près de la Colombie Britannique. Ces opérations déchargeaient chaque jour entre 3,000 et 26,000 tonnes de résidus dans l'océan. Il mentionna les effets physiques suivants: la sédimentation et la turbidité étaient responsables de la destruction de l'habitat de plusieurs organismes benthiques et aquatiques.

Les lacs et les bassins présentent un point commun comme site d'entreposage des résidus: leur faible étanchéité. D'après le Mining Association of British Columbia (1972), l'écoulement des eaux souterraines se produit dans la plupart des cas et a été évalué entre 7 et 22% du poids de minerai traité.

2.4.3 **Apport d'eaux acides**

Ce type de contamination est, parmi l'ensemble, le plus nuisible. Il provoque un changement de l'acidité du système aquatique qui permet une solubilisation des métaux lourds et autres toxiques, comme on le verra à la section suivante. Le tableau 2.3 présente des résultats types de l'analyse d'eaux acides.

Le problème des eaux acides n'est pas très récent. Hodge (1937) relate les effets environnementaux et sociaux de ces eaux: destruction du milieu aquatique, corrosion des navires, des ponts, des barrages, des oléoducs, des réseaux d'approvisionnement en eau potable. Le contenu acide, des eaux issues des activités minières et rejetées à la rivière Ohio, équivalait à 3×10^6 tonnes de H_2SO_4 concentré. Il résume un seul aspect de la réaction causant cette acidité, soit la réaction chimique mais ne fait pas mention de la réaction bactérienne. Comme mesures de mitigation, il propose la fermeture des mines abandonnées et relate les coûts d'une telle opération.

Deux ans plus tard, Lackey (1939) recueilla des échantillons d'eaux acides provenant de sites miniers en vue d'identifier et de dénombrer les espèces aquatiques pouvant tolérer le pH de ces

Types de gisements Paramètre*	Cu - Pb - Zn (Drainage des mines et de surface)	Cu -Pb -Zn (Eau d'exhaure)	Uranium (Suintement)	Cu - Zn (Mines en cours d'exploitation)	Métaux non précieux (mine abandonnée)	Uranium (Mine abandonnée)
pH	4,0	2,0	2,0	3,0	2,6	2,0 — 2,8
Solides en suspension	8,8	690	Nil	—	—	25
Total moins les matières solides	79	24 000	—	—	9 200	13 440
Dureté	293	2 960	—	—	1 390	
Ca	—	—	416	—	454	—
Mg	—	—	106	—	178	—
Cu	17	11	3,6	0,0	2,5	2,2
Zn	118	1 090	11,4	0,4	34	9,4
Pb	0,4	58	0,7	0,11	0,5	—
Fe (total)	79	1 830	3 200	11,7	1 300	300
Mn	21	0	5,6	0,4	8,2	3,6
SO_4	36	16 560	7 440	885	4 050	6 900
DCO	—	245	270	—	110	—

*en mg/l, à l'exception du pH

Tableau 2.3: Résultats types d'analyses d'eaux acides (Source: Scott et Bragg, 1975)

eaux. L'auteur rapporta les caractéristiques suivantes: certaines plantes, Typha latifolia, plusieurs insectes, Chironomous, moustiques, phryganes s'accomodent à ce milieu tandis que les algues et les protozoaires demeurent les plus abondants. Les formes de vie en suspension sont extrêmement rares de même que les champignons. Les organismes microscopiques non bactériens se composent principalement de protozoaires, d'algues et de rotifères. La majorité des espèces est microscopique (85 sur 99) dont 17 étaient les plus communes. Quelques différences sont constatées entre le printemps, l'été et l'automne quant à la nature et au nombre des espèces. Les formes tolérant une certaine acidité sont celles des desmides et des rhizopodes. Le pH de ces eaux se situait entre 1.8 et 3.9; en-dessous de 3.9, le nombre des espèces passe de 11 à 3). Même si les conditions d'acidité étaient neutralisées, il appert que la vie aquatique a peu de chance de revenir à un niveau normal sauf pour les organismes floraux et fauniques chlorophylliens.

Warner (1971) s'est penché sur la distribution des différentes communautés biologiques de cours d'eau pollués par les eaux de drainage acides. Il conclut que la diversité des groupes est restreinte par ce type de pollution. Ainsi, certaines portions de cours d'eau très polluées étaient habitées par 3 à 12 genres d'invertébrés de fond et de 10 à 19 espèces d'algues périphytiques comparées à 25 genres ou plus d'invertébrés benthiques et de 27 espèces ou plus d'algues périphytiques. Une analyse de régression indiquait que, même si la diversité diminuait avec le pH (5.7 à 4.5 et de 3.8 à 2.8), cette dernière chutait abruptement à un pH de 4.2, une valeur où l'alcalinité naturelle (carbonates et bicarbonates) est absente du milieu hydrique. Enfin, le pH semble un bon indicateur de corrélation entre la pollution d'un cours d'eau et la diversité des organismes aquatiques.

Mount (1973) rapporta que la productivité primaire d'un lac contaminé était de 23% inférieur à celle du lac témoin. Une population phytoplanctonique restreinte et des indices peu élevés de la diversité des espèces caractérisaient ce lac. L'étude de Dills et Rogers (1974) abonde dans le même sens, à savoir qu'une hausse de la concentration des ions hydrogène résultait en une baisse significative du nombre des espèces. De même, Cairns et al. (1971) démontrent une réduction immédiate du nombre et de la diversité des macroinvertébrés et des poissons lors d'une

expérience impliquant un rejet unique d'acide sulfurique. Fortin (1982) et Gagnon (1982) font état de quatre lacs, dans la région de Rouyn-Noranda, considérés comme biologiquement morts et ceci, de façon irrémédiable à cause de l'acidité.

Wickham et al. (1987) ont inventorié les invertébrés benthiques provenant de bassins de sédimentation acide (pH 3.2) et alcalin (pH 7.9) de la région minière de Rouyn-Noranda. La faune benthique, dans le bassin acide, était dominée par Chironomus sp. et par le coléoptère d'eau Ilybius sp.; l'index de diversité Shannon-Weaver était de 0.04. Le bassin alcalin était habité par un total de 37 genres d'insectes et l'index de diversité était de 3.4. Sur les sept métaux étudiés, seulement le cuivre et l'aluminium étaient plus concentrés dans le biotope des bassins contaminés par rapport au bassin témoin. La faune benthique était dominée par les insectes dans les deux bassins contaminés et par les crustacés dans le bassin témoin.

Globalement, l'acidité engendre une toxicité de la flore et de la faune. Comme conséquences générales, il se produit un débalancement global de l'écosystème à une échelle locale et régionale accompagné d'une productivité réduite de la biomasse. Suivent également une migration, une extinction, un déclin, une surcroissance, une épidémie et une vigueur diminuée d'espèces animales et végétales (Fortin, 1982).

2.4.4 **Apport de métaux traces et autres toxiques**

A la section précédente, on a fait mention que les métaux traces étaient beaucoup plus solubles en milieu acide. En effet, la solubilité des métaux traces dans une solution est fonction de l'acidité et la concentration en métaux peut varier d'un facteur de 100,000 suivant le pH du milieu (Bradshaw et Chadwick, 1980; Fortin, 1982). Une fraction de ces métaux traces se présente sous forme assimilable par les organismes aquatiques. L'importance de cette contamination varie selon la nature des résidus miniers et aussi selon le composé toxique assimilé et son abondance dans le milieu (Gagnon, 1982).

Stokes et al. (1973) analysèrent les eaux lacustres de la région minière de Sudbury (Ontario, Canada) et ils constatèrent des taux anormalement élevés de métaux traces, spécialement de cuivre et de nickel. Hutchison et al. (1975) mentionnent une accumulation considérable de cuivre et de nickel chez plusieurs organismes, incluant le périphyton, les plantes aquatiques et le zooplancton.

Les autres toxiques contenus dans les résidus miniers sont des réactifs de flottation. Dubois (1977) cite certains produits très toxiques pour les poissons, comme par exemple, l'hydroxamate diméthylammonium d'alkyle et l'acide hydroxamique d'alkyle. Hawley (1972) soumet plusieurs conclusions concernant les réactifs de flottation, ces conclusions étant basées sur des bioessais à court terme. Il révèle que: 1- ces réactifs varient d'une toxicité très élevée à relativement négligeable. Certains sont persistants, d'autres sont instables et se dégradent dans les terrils; 2- les composés les moins toxiques et les moins persistants devraient être sélectionnés; 3- l'utilisation de réactifs ayant des propriétés nutritives devrait être évitée; 4- l'utilisation de réactifs contenant des sels de métaux solubles à l'eau, démontrant des effets environnementaux indésirables, devrait être prohibée. Le tableau 2.4 présente les effets toxiques des réactifs sur les poissons et crustacés.

2.5 CONTAMINATION DU MILIEU TERRESTRE

2.5.1 **Apport de solides en suspension**

Lerman et Darley (1975) signalent les effets suivants sur toute végétation adjacente à un terril: 1- réduction de la lumière nécessaire à la photosynthèse; 2- blocage des stomates inhibant l'échange des gaz par les tissus; 3- symptômes nécrotiques incluant l'enroulement des feuilles et la mort des tissus intraveineux.

Réactif	Teneur létale (mg/l)	Espèce
Orthocrésol	10	Perche, limite toxique inférieure, 15 °C
	17	Perche, immobilisée en 10 minutes, 15 °C
Crésols	10	Crustacés tués en 2 h
Cyanure de sodium	0,05	Omble chevalier, 100 % de mortalité, exposés pendant 124 h
	0,8	Ménés, 100 % de mortalité en 24 h
Acide crésylique	3,12 — 6,60	La plupart des saumons chinook et coho sont morts après 72 h d'exposition dans de l'eau douce et de l'eau de mer
Sulfure de sodium	1,0	Seuil, salmonidés
	1,8	Létale, salmonidés
Sulfate de cuivre	0,14	Omble chevalier
Cyanure de sodium	0,15 — 0,7	Ménés, 25 % de mortalité, TL_m24 *
	1,0	Omble chevalier, 100 % de mortalité en 20 minutes
Permanganate de potassium	4,0	Achigan à grande bouche
	5,2	Crapet arlequin, TL_m24, omble chevalier en 24 h

* TL_m24: Limite de tolérance médiane d'une durée de 24 heures

Tableau 2.4: Effets toxiques de certains réactifs utilisés lors du broyage des minerais sur les poissons et crustacés. (Source: Hawley, 1977)

2.5.2 **Apports d'eaux acides**

Ciolkosz et al. (1979) ont étudié les effets des eaux acides sur deux sols de Pennsylvanie. En analysant les sols après l'infiltration d'eaux acides, ils constatèrent une baisse du pH, du contenuen calcium et du % de saturation de base (eq/L de $CaCO_3$) ainsi qu'un accroissement de la capacité d'échange cationique (CEC), de l'acidité et du contenu en fer et en aluminium. L'augmentation en fer et en aluminium dans le sol était plus élevée que la quantité de fer et de aluminium contenue dans l'eau acide; ce qui implique une mobilisation de ces éléments du sol.

Egalement, le traitement à l'eau acide a créé de nouveaux sites de CEC. Dans l'un des sols, le phosphore a diminué et dans l'autre, il fut redistribué. Peu ou pas de changement s'est produit sur la distribution des grosseurs de particules et sur la minéralogie des argiles. Les effets variés de l'eau acide sur les sols étaient plus visibles dans les parties supérieures des sols. Gagnon (1982) allègue que les eaux acides entraînent une acidification des sols environnants et une contamination de la flore et de la faune.

2.5.3 **Apport de métaux traces et autres toxiques**

Les plantes terrestres peuvent accumuler, par absorption, les métaux traces. Ces derniers ont, comme voies d'entrée, le feuillage et les racines (Little, 1973). Ernst (1976) fit remarquer que la plupart des plantes présentes dans des endroits pollués par les métaux traces ne sont pas résistantes et subissent des dommages par ces substances toxiques. Le même auteur ajoute que certaines espèces, comme les arbres et arbustes, sont plus sensibles aux métaux du fait que, contrairement aux plantes herbacées et autres espèces semblables, ils ne se regénèrent pas annuellement et accumulent ainsi les métaux toxiques. De plus, toujours selon Ernst (1976), les métaux interfèrent apparemment sur plusieurs aspects du métabolisme cellulaire. Par exemple, une concentration spécifique de zinc inhibe l'activité d'une enzyme importante, le nitrate réductase, chez une population de lychnis non tolérante à ce métal; or, chez une population tolérante au zinc, la même concentration stimule l'activité de la même enzyme. Le tableau 2.5 relate les effets de la toxicité des métaux sur les plantes.

Élément	Effet
Aluminium	Racines épaisses et courtes, insolation des feuilles, marbrures.
Bore	Feuillage foncé ; à des concentrations élevées, insolation marginale des anciennes feuilles ; entre-nœuds rabougris, déformés et raccourcis ; formes rampantes ; pubescence notables ; production accrue de galles.
Chrome	Feuilles jaunes et veinures vertes.
Cobalt	Taches blanches sur les feuilles.
Cuivre	Taches décolorées à l'extrémité des feuilles inférieures ; tiges pourpres, feuilles chlorotiques avec veinures vertes ; racines rabougries, formes stériles rampantes chez certaines espèces.
Fer	Extrémités rabougries, racines épaisses ; division cellulaire perturbée chez les algues, les cellules formées ayant une taille anormalement grande.
Manganèse	Feuilles chlorotiques, lésions à la tige et au pétiole, zones frisées et mortes en bordure des feuilles, déformation des limbes.
Molybdène	Rabougrissement, coloration jaune-orange.
Nickel	Taches blanches sur les feuilles, formes apétales stériles.
Uranium	Nombre anormal de chromosomes dans le noyau ; fruits de formes inhabituelles ; formes apétales stériles, rosettes pétiolées.
Zinc	Feuilles chlorotiques avec veinures vertes, formes rabougries de couleur blanche ; zones mortes à l'extrémité des feuilles, racines rabougries.

Tableau 2.5: Effets de la toxicité des métaux sur les plantes. (Source: Cannon, 1960)

Les animaux aussi seront soumis à une contamination. En fréquentant le voisinage des terrils, les herbivores pourront, soit par ingestion ou par respiration, accumuler une certaine dose de contaminants. Les prédateurs de ces herbivores emmagasineront, à leur tour, ces substances toxiques et conséquemment, on les retrouvera dans toute la chaîne alimentaire.

2.6 IMPACTS SUR L'HOMME

A date, aucune étude n'a pu démontrer une preuve évidente de la contamination des rejets miniers sur l'homme. Malgré cette situation, il serait naif de croire que les métaux ne peuvent "circuler" au travers des divers compartiments biologiques pour enfin atteindre l'homme. Gagnon
(1982) mentionne plusieurs voies indirectes ayant un potentiel de risque sur la santé publique. Par exemple, les toxiques peuvent être absorbés par la nourriture et l'eau; les gibiers, poissons et canards, si consommés, sont une source de contamination pour l'homme, donc interdiction de chasse et de pêche. Les résidus miniers entraînent la perte de terres agricoles, de villégiature ou commerciales et confère une apparence inesthétique au milieu. L'inhalation et le stress sont au nombre des impacts à signaler. Le tableau 2.6 expose la toxicité relative de divers métaux et leurs effets sur l'homme.

Métal	Toxicité	Effets sur l'homme
Antimoine	Propriétés similaires à celles de l'arsenic mais beaucoup moins toxique.	L'inhalation prolongée provoque une maladie des poumons : Irritation de la peau.
Arsenic	Toxique	Plusieurs symptômes
Béryllium	Toxique. L'inhalation de ce métal à l'état de poussière ou de sels constitue le plus grave danger.	Les symptômes peuvent se manifester que 5 à 20 ans plus tard.
Cadmium	Extrêmement toxique.	Plusieurs symptômes
Chrome	À l'état de métal : non toxique À l'état d'acides ou de sels : toxique.	Ulcération et dermatites
Cobalt	Faible degré de toxicité	Irritation des voies respiratoires et dermatites
Cuivre	Pratiquement non toxique	Inconnus
Fer	À l'état pur : non toxique	Aucun
Manganèse	L'inhalation d'une forte quantité de poussière de manganèse est toxique	Troubles du système nerveux
Mercure	Toxique. L'inhalation des vapeurs ou l'ingestion sont toxiques	Troubles du système nerveux, des reins, des yeux et de la peau
Molybdène	Faible degré de toxicité	Aucun effet. Certains composés entraînent de l'irritation des voies respiratoires et des yeux
Nickel	À l'état de métal ou de sels : non toxique À l'état de nickel carbonyle : extrêmement toxique	Aucun effet Carcinogène
Plomb	Toxique. Inhalation de la vapeur ou de la poussière de plomb ; ingestion	Troubles des systèmes digestif, sanguin et nerveux
Thallium	Il possède une toxicité qui se situe entre celle du plomb et celle de l'arsenic	Il est emmagasiné par l'organisme, ce qui entraîne des symptômes d'empoisonnement chronique
Tungstène	Non toxique	Aucun effet — observé
Vanadium	Toxique	Symptômes de bronchite chronique ; lésions pulmonaires

Tableau 2.6: Toxicité relative de divers métaux et leurs effets sur l'homme. (Source: Trevethick, 1973)

CHAPITRE 3

Problématique de disposition des résidus miniers

3. PROBLÉMATIQUE DE DISPOSITION DES RÉSIDUS MINIERS

3.1 AVANT-PROPOS

La lecture du chapitre précédent a permis au lecteur de prendre conscience des impacts environnementaux engendrés par les rejets et/ou les effluents de résidus miniers. Pour résoudre ces nombreux problèmes, les compagnies minières ont élaboré, seules ou en collaboration avec divers organismes gouvernementaux et/ou privés, différentes approches dont certaines furent concluantes, contrairement à d'autres qu'on pourrait qualifier très objectivement d'échecs totaux.

Ripley et al. (1982) situent la problématique des résidus miniers en ces termes:

> " Disposal of the sulfur originally associated with the metal in its mineral form is the central environmental challenge of further processing in Canada ".

Le présent chapitre expose la panoplie de techniques utilisées pour contrer ces perturbations, qu'elles soient issues des résidus miniers ou des eaux de drainage acides: les techniques de stabilisation des terrils et les techniques de neutralisation d'eaux de drainage acides. En fait, ces techniques demeureront des mesures de mitigation et non d'élimination de la source du problème.

L'utilisation de ces différentes techniques de stabilisation et de neutralisation se rapporte pratiquement au mode de disposition qu'est la déposition terrestre (section 2.4.2.3). Il ne faudrait pas confondre mode de disposition et technique de stabilisation quoique, par exemple, le fossé peut être très étroit entre le mode de disposition qu'est l'enfouissement aquatique et l'inondation des résidus miniers qui est une technique de stabilisation physique des terrils. Egalement, l'usage de ces techniques sera fonction des lois environnementales en vigueur, qui régissent les critères de disposition et les normes applicables aux effluents.

3.2 TECHNIQUES DE STABILISATION DES TERRILS

Par suite du remplissage graduel des bassins de décantation ou de la fermeture de la mine, les terrils laissés à l'abandon constituent une source évidente de contaminants (Paine, 1987). Les techniques actuelles de stabilisation sont cataloguées en trois genres: la stabilisation physique, chimique et biologique (McCready, 1987). Cette classification n'exclut pas la combinaison d'un ou de plusieurs genres pour les émissions solides et liquides ou encore les deux à la fois.

3.2.1 **Stabilisation physique**

La stabilisation physique consiste au recouvrement de la surface des terrils avec différents matériaux d'emprunt, c'est donc dire qu'elle s'applique aux émissions solides. Le but de cette technique est de recouvrir efficacement le terril pour éviter une dispersion hydrique et éolienne des rejets et permettre subséquemment une certaine revégétation. On distingue trois catégories de stabilisation physique: la revégétation des surfaces de terrils, la revégétation après recouvrement et l'application de barrières physiques (McCready, 1987). Elles seront regroupées ici selon les deux premières catégories du fait que, généralement, on recouvre les barrières physiques d'un revêtement végétal.

3.2.1.1 Revégétation des surfaces de terrils

Parmi les techniques de stabilisation des terrils, la plus répandue est sans nul la revégétation du site. Cette méthode englobe de nombreux avanatages (Bell, 1987):

- elle immobilise efficacement les résidus par l'intermédiaire du système radiculaire des végétaux;

- elle élimine le ruissellement de surface;

- elle supprime les problèmes causés par la déflation;

- elle freine le processus d'oxydation en diminuant la surface de contact des réactifs;

- elle retranche une partie du volume d'eau d'infiltration en favorisant l'évapotranspiration;

- elle redonne un caractère naturel au site.

Le pH, la disponibilité des éléments nutritifs et la sélection des plantes sont les principaux facteurs à évaluer lors de la revégétation des surfaces de terrils par des espèces agronomiques ou indigènes (Watkin et Watkin, 1983a).

Sans ajustement du pH à des valeurs neutres, il serait ardu de promouvoir une croissance végétale étant donné les contraintes physico-chimiques imposées en regard de valeurs de pH acides. La biodisponibilité des métaux toxiques, le lessivage du calcium et du magnésium, la modification de la CEC sont au nombre des transformations connues à l'intérieur de ce système. Les agents neutralisants sont: boues de moulin à papier, cendres volantes, boues de stations de traitement des eaux usées, ammoniac anhydreux et silicates (Roche Ltée, 1987). L'agent neutralisant le plus employé est la chaux (Watkin et Watkin, 1983a). Ces mêmes auteurs précisent que la quantité de chaux agricole nécessaire variera d'un parc à l'autre et d'un point à l'autre d'un même site.

Il est connu que les nutriments indispensables pour toute croissance végétale sont l'azote, le phosphore et le potassium. Les concentrations minimales de ces éléments contenus dans les résidus miniers se situent, en général, sous le seuil vital (Moffett et al., 1977; McCready, 1987). On doit donc fertiliser les terrils; cet apport, comme à l'application d'agents neutralisants, variera selon chaque halde et d'un endroit à l'autre du site (Watkin, 1980).

Le dernier point relié à l'implantation d'espèces végétales est un choix approprié de plantes agronomiques ou de plantes indigènes.

3.2.1.1.1 **Plantes agronomiques**

Selon Draper et al. (1984), l'assortiment de plantes agronomiques pour la revégétation se compose d'un mélange de graminés et de légumineuses vivaces. Ces mêmes auteurs stipulent que les graminés contribuent à la base première d'un couvert végétal continu, germent fortement, ont une période de croissance initiale rapide et, vu la croissance hâtive du système racinaire, consolident le couvert indispensable aux légumineuses. Le tableau 3.1 expose et décrit les graminées les plus fréquemment utilisées.

Quant aux légumineuses, du fait qu'elles fixent l'azote atmosphérique qui enrichit le sol et profite aux autres plantes, elles demeurent la composante primordiale à toute revitalisation végétale. Aussi, certaines espèces ont la propriété de mettre en place un couvert végétal sans besoin d'entretien ultérieur (Roche Ltée, 1987). Le tableau 3.2 dresse l'inventaire de légumineuses aptes à cet usage et identifie leurs particularités.

Néanmoins, l'instauration d'une couverture végétale sur le matériel minier demeure ardue et la revégétation est souvent très partielle. Moffett et al. (1977) énoncent, à propos du recouvrement de terrils d'uranium, que cette méthode implique un traitement initial pour neutraliser l'acidité dans la zone racinaire et pour fournir une charge minimale de nutriments. Ce premier traitement est suivi d'une application mensuelle, lors des saisons appropriées, de fertilisants sur une période de cinq ans. Le lessivage, par les eaux de ruissellement, des éléments nutritifs et de la chaux est également à considérer. Autrement dit, cette technique suppose une constante application d'agents neutralisants et d'engrais.

3.2.1.1.2 **Plantes indigènes**

Le rendement de ces plantes repose surtout sur le choix des espèces indigènes et des génotypes employés (Roche Ltée, 1987) en outre, certaines espèces parviennent à survivre à long terme sur des sites non amendés, même si une certaine application d'engrais et d'agents neutralisants s'avère nécessaire. Enfin, ces plantes se trouvent souvent dans leur zone de rusticité, elles sont

Agropyron cristatum	• Contribue à la régénération des sols • Résiste très bien à la sécheresse • Se combine avec Medicago sativa et Melilotus alba
Bromus inermus	• Résiste bien à la sécheresse • S'adapte à toutes les conditions de sol
Eragrostis curvula	• Croît sur des substrats dont le pH est aussi bas que 3,8, avec ajout de phosphore • Très tolérant à des concentrations élevées en aluminium
Festuca arundinacea	• Graminée la plus utilisée pour la revégétalisation des terrils miniers • Moins tolérante aux pH acides que Eragrostis curvula • Résiste bien à la sécheresse • Développe un système radiculaire profond
Lolium perenne	• S'établit rapidement • Préfère les secteurs humides • Performe bien avec Trifolium spp.
Panicum virgatum	• Préfère les endroits humides • Prend 2 ans à s'établir de façon à former un couvert acceptable • Répond bien à l'ajout de fertilisants et de chaux
Phalaris arundinacea	• Croît de préférence sur les substrats argileux • Préfère les endroits humides
Phleum pratense	• Croît rapidement • S'adapte à toutes les conditions climatiques • Développe un système radiculaire peu profond • Plante compagne par excellence
Poa compressa	• Utilisé largement dans les régions tempérées • Robuste • S'adapte à toutes les conditions de sol
Poa pratensis	• Résiste au froid et à la sécheresse • S'établit lentement • Très persistante • Utilisé souvent avec Lolium perenne

Tableau 3.1: Principales graminées utilisées pour la revégétation des terrils miniers (Source: Roche Ltée, 1987)

Lotus corniculatus	• Croît sur les substrats acides (pH = 4,5), neutres et légèrement alcalins • Résiste bien aux conditions variables d'humidité • Tolère les rigueurs de l'hiver • Demande peu d'entretien • Offre une performance exceptionnelle pour le contrôle de l'érosion
Coronilla varia	• Croît sur les substrats dont le pH varie de 5,5 à 7,0 • Résiste bien aux maladies, à la sécheresse et au gel • Développe un feuillage et un système radiculaire qui assure une protection adéquate contre l'érosion en retenant l'eau et limitant le ruissellement • Plante utilisée généralement pour la revégétalisation des remblais de routes • Coût des graines relativement élevé
Trifolium pratense	• Croît sur les substrats riches en matière organique et dont le pH est supérieur ou égal à 6 • Possède une grande capacité à fixer l'azote • Possède un système radiculaire bien développé • Plante très exigeante en phosphore • Supporte mal la sécheresse
Trifolium hybridum	• Préfère les substrats humides • Supporte les inondations • Tolère les conditions d'acidité • Bien adapté aux climats froids
Trifolium repens	• Croît sur les substrats silteux et argileux • Préfère les endroits humides
Medicago sativa	• Croît sur les substrats dont le pH varie de 6,5 à 7 • Ne se développe pas sur les sites acides et très alcalins • Possède une grande capacité à fixer l'azote • Préfère les secteurs bien drainés • Supporte mal un manque sévère d'eau
Melilotus alba	• Se développe sur tous les substrats dans la mesure où ils sont bien chaulés • Ne tolère pas les sols acides • Adapté à toutes les conditions climatiques • Fixe moins bien l'azote que Trifolium pratense et Medicago sativa

Tableau 3.2: Principales légumineuses utilisées pour la revégétation des terrils miniers (Source: Roche Ltée, 1987)

moins vulnérables aux facteurs climatiques (Roche Ltée, 1987). Les plantes indigènes les plus résistantes sont présentées au tableau 3.3.

Malgré les attraits de cette méthode, un handicap majeur empêche son utilisation. Selon Roche Ltée (1987), il semble difficile de se procurer les graines des génotypes les plus performants en vue d'une transplantation à l'échelle commerciale. Cet obstacle s'ajoute à ceux cités à la section précédente à propos des plantes agronomiques.

Les coûts associés à la revégétation semblent osciller aux environs de 5,000 $ CAN (1987) / hectare. McCready (1987) parle de 4,000 à 6,000 $ CAN / hectare; Murray et Moffett (1977) les évaluent à 6,200 $ CAN / hectare.

3.2.1.2 Revégétation après recouvrement

Au lieu de déposer directement la couverture végétale sur une assise phytotoxique, on recouvre les résidus d'une couche de matériaux naturels ou synthétiques pour, après coup, implanter la végétation. L'idée de cette méthode est d'instaurer une barrière capillaire ou sèche pour empêcher la contamination du substrat dans lequel les végétaux fixent leurs racines. Effectivement, Gardnier (1981) et Michelutti (1978) ont observé la migration ascendante d'éléments toxiques par capillarité et son impact sur la croissance des plantes.

3.2.1.2.1 **Barrières naturelles et/ou synthétiques**

On répartit les barrières en deux groupes: les barrières naturelles et les barrières synthétiques. Vu que certaines barrières ne peuvent être revégétées, comme par exemple, les résidus inondés, j'en ferai mention dans cette section.

Antérieurement, les barrières naturelles utilisées étaient les suivantes (Gilbert, 1975): épandage de roches ou de terre, scories broyées, mélange de rejets et de paille, mélange d'écorce et de copeaux de bois, mélange de calcaire et de silicate appliqués en surface. A l'heure actuelle, on

Arctagrostis latifolia	• Potentiel élevé pour la revégétalisation des terrils hautement toxiques • Croît sur les sites dont le pH est égal ou supérieur à 3,0 • Réussit à fleurir et à se propager • Peu exigeante en éléments nutritifs
Artemisia tilesii	• Potentiel limité en dépit de son exceptionnelle habilité à s'adapter à toutes les gammes de pH (1,8 à 9,1) • Incapacité à se propager • Ne fleurit pas • Manque de vigueur • Sensible à la présence de fortes teneurs en Cd
Carex bigelowii Hierochloe alpina	• Présentent peu d'intérêt pour la revégétalisation des résidus miniers • Intolérantes aux éléments phytotoxiques • Croissent très mal sur les sites alcalins • Ne survivent pas sur les sites acides • Préfèrent les secteurs humides
Deschampsia cespitosa	• Potentiel élevé • Croît sur les sites dont le pH est égal ou supérieur à 4 avec un maximum de croissance à pH 5 • Réussit à fleurir sur la plupart des sites • Survit dans les secteurs inondés • Intolérante à un manque sévère d'eau • Répond bien à l'ajout de fertilisants
Hordeum jubatum	• Potentiel élevé pour les terrils alcalins et neutres • Ne survit pas sur les substrats dont le pH est inférieur à 7 • Supporte autant les sites humides que secs • Répond bien à l'ajout de fertilisants

Tableau 3.3: Potentiel des plantes indigènes pour la revégétation des résidus miniers (Source: Roche Ltée, 1987)

utilise un matériau grossier (sable, gravier ou roc concassé) possédant une porosité plus grande que celle du matériau sous-jacent. Barth et Martin (1981) proposent la mise en place d'une ou de plusieurs couches de transition pour restreindre le mouvement des particules plus fines au travers des pores de la couche plus grossière.

On utilisera également différentes sortes d'argiles comme de la bentonite (McCready, 1987). Harris et Ritchie (1986) ont employé un mélange argile, sable et gravier pour recouvrir les "stériles" d'une mine d'uranium au nord-est de l'Australie; les résultats furent concluants mais les auteurs craignaient que l'invasion des arbres fissure la couche argileuse par la pénétration des racines, cette dernière permettant l'entrée d'oxygène au travers de la strate d'argile. En climat tempéré, le cycle du gel-dégel cause des fentes et des crevasses au travers de la couche argileuse occasionnant le même type de problème (Bell, 1987).

Une barrière de plus en plus appliquée, sans requérir toutefois de revégétation, est l'inondation des résidus; étant donné que l'air et l'eau sont les réactifs essentiels de l'oxydation des composés sulfureux, en éliminant l'un ou l'autre, on pourra prévenir la génération d'acide. Or, de ces deux réactifs, l'élimination complète de l'eau est pratiquement impossible étant donné l'infime quantité requise par la réaction. Ainsi, pour générer une acidité de 5,000 mg/L (équivalent de $CaCO_3$) par l'oxydation de la pyrite, il faut approximativement 10 L d'air mais seulement 1.6 mL d'eau (Bell, 1987).

Les résultats de l'application de cette méthode varient d'un extrême à l'autre s'il s'agit d'un terril abandonné ou de rejets d'un concentrateur en opération. En effet, pour ce qui est du premier cas, si l'activité bactérienne est élevée, l'inondation augmentera la lixiviation des sulfures métalliques (Pugh et al., 1984). La durée de cette lixiviation sera fonction de la concentration initiale en O_2 dissous, du taux de diffusion de l'oxygène relié à la profondeur d'eau du bassin, du pH et de la capacité tampon des résidus (Taylor et al., 1984).

McCready (1987), même s'il ne spécifie pas si la mine est abandonnée ou en opération, rapporte qu'une étude, réalisée par les consultants Acres Ltd et portant sur des terrils au Manitoba, a

fourni des données préliminaires qui suggèrent que les terrils submergés dans l'eau sont biologiquement et chimiquement inertes. Il mentionne également que le Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie (CANMET) réalise, depuis 18 mois, des études en colonnes à grande échelle dans lesquelles les terrils pyritiques sont sous 5 m d'eau; à date, les rejets semblent inactifs. Concernant le deuxième cas, lors de l'immersion des résidus d'un concentrateur en opération, il appert que les matériaux miniers demeurent stables depuis la mise en place du système (Kalin, 1980).

Comme barrières synthétiques, des géomembranes de polyéthylène, de téflon ou autre matière plastique, d'épaisseurs variables, par exemple de 20 ou 34 mil, furent mises à l'essai (Caruccio et Geidel, 1987) pour obstruer le mouvement capillaire des éléments toxiques solubles ainsi que le mouvement de l'eau et de l'air. Pour empêcher la décomposition de certaines membranes due aux rayons ultraviolets (Caruccio et Geidel, 1987) et permettre ultérieurement une revégétation, une couche de recouvrement s'impose. Or ces opérations, effectuées mécaniquement, risquent de provoquer une déchirure de la membrane (McCready, 1987).

Des barrières à base de bitume (asphalte) (Opitz et al., 1985) furent aussi testées. Malgré leur résistance aux solutions aqueuses et une imperméabilité très acceptable face à la migration des contaminants, leur coût est exorbitant (140 à 420 $ US (1988) / tonne de résidus). Très fragiles aux solutions acides, les barrières à base de béton figurent également sur la liste des nombreux matériaux employés (Ripley et al., 1982).

Le recouvrement est généralement suivi de la mise en place d'une couverture végétale. Globalement, cette procédure est identique à celle décrite antérieurement (section 3.2.1.1). La terre arable (Erickson et al., 1985) et le till (Gardnier, 1981) sont des exemples de matériaux employés.

On devra, selon le site en question, mettre en place un système de drainage afin de détourner les eaux de la nappe phréatique. On constate aisément qu'une élévation du niveau hydrique contaminerait, par son contenu en métaux lourds dissous, le tapis végétal.

Les coûts de cette technique qui utilise des barrières naturelles et/ou synthétiques sont énormes. La gamme varie de 40,000 et 100,000 $ CAN (1987) / hectare. Barth et Martin (1981) évaluent le coût à 63,100 $ US / hectare pour un parc à résidus du Wyoming aux Etats-Unis; certaines études estiment la dépense à 100,000 $ CAN (1990) / hectare (comm. pers. Réjean Fréchette).

3.2.2 **Stabilisation chimique**

La stabilisation chimique implique une réaction chimique avec les rejets miniers dont l'un des objectifs, identique d'ailleurs à celle de la stabilisation physique, est de former une surface solide résistante à l'érosion du vent et de l'eau. Or, certains paramètres tels que la composition non homogène du terril, sa perméabilité, sa vitesse de réaction, son pH et sa concentration en sels à la surface peuvent entraîner certaines complications à cette stabilisation chimique (Gilbert, 1975). Deux types de réactif sont appliqués sur les terrils: les agents bactéricides et les composés inorganiques.

3.2.2.1 Agents bactéricides

L'application de bactéricides est une autre stratégie pour enrayer les eaux de drainage acides. Les surfactants anioniques, les acides organiques et les préservatifs alimentaires sont les plus communs (Onysko et al., 1984).

Des recherches portant sur l'utilisation de surfactants anioniques, dont le sulfate de sodium laurylique (SLS) ($(CH_3(CH_2)_{11}OSO_3Na)$, ont démontré l'inhibition de l'activité bactérienne. En fait, les surfactants anioniques agissent comme bactéricides à des valeurs de pH basses, l'optimum se situant entre 1.9 et 2.2 (Sobek, 1987). Miller et al. (1983) ont obtenu des résultats intéressants L'acidité fit une chute de 95% six mois après l'application. Neuf mois plus tard, on releva un pH de 6.9, soit une hausse de 4.9 et parallèllement, l'acidité tomba de 22,250 à 25 mg/L (équivalant de $CaCO_3$). Des bilans analogues furent chiffrés par Erickson et al.(1985). Trois mois après avoir saturé de SLS les premiers 30 cm d'un terril abandonné, des éléments tels que les sulfates, le magnésium et les ions hydrogène décroissèrent de 60% à 90% et le fer

de 90% à 95%. Néanmoins, après une période de quatre mois, des concentrations d'éléments très similaires à celles antérieures au traitement, furent de nouveau analysées.

La défaillance majeure de cette technique est que le surfactant réagit ou se dissout rapidement avec le milieu et perd graduellement de son efficacité. (Watkin et Watkin, 1983b). Un second point est que le procédé ne demeure applicable en regard de conditions hydrologiques des terrils pertinentes à l'écoulement rapide du bactéricide et à son adsorption par les résidus (Erickson et al., 1985; McCready, 1987; Caruccio et Geidel, 1987).

Pour contrer le lessivage rapide du surfactant anionique, la cie BF Goodrich et le United States Bureau of Mines ont développé des surfactants à très faibles solubilités. La stratégie était de neutraliser l'acidité le temps nécessaire à la revégétation (Kleinmann et al., 1981; Kleinmann et Erickson, 1983). Sobek (1987) appliqua la méthodologie suivante. Deux applications, dont l'une liquide à action rapide et l'autre, sous forme de granulé à réaction lente, furent effectuées sur une portion d'un terril en regard d'une autre qui servit de contrôle. Les résultats, basés sur la valeur moyenne annuelle des mesures effectuées, démontrèrent une réduction dans le lixiviat de 72% de l'acidité (équivalent de $CaCO_3$), de 52% du fer, de 94% de l'aluminium, de 93% du magnésium et de 68% des sulfates. L'année suivante, des pourcentages identiques furent observés sauf pour l'acidité, passant de 72% à 58%. La végétation de la partie du terril traitée, à l'opposé de l'autre, est stable et saine. Cette réussite, à court terme, semble prometteuse même si les eaux de lixiviation se retrouvent toujours à des valeurs acides.

3.2.2.2 Composés inorganiques

Certains composés inorganiques, comme par exemple, les phosphates, les silicates (Watkin et Watkin, 1983a), le chlorure de sodium et les produits alcalins (Ladwig et al., 1985) ont été proposés comme agents inhibiteurs des réactions générant l'acidité. Les composés phosphatés, principalement sous forme d'apatite pulvérisée, complexent le radical de fer libre et empêchent la réaction d'hydrolyse, réduisant ainsi la production d'acide (Flyn, 1969). La meilleure application consiste en un mélange de phosphate avec les rejets miniers lors de la mise en place

de ces derniers (Meek, 1984). Des essais sur le terrain ont démontré divers degrés de succès mais des lacunes subsistent dues à un problème de transfert de masse. En effet, les composés inorganiques complexent certains radicaux de fer libre mais non la totalité du fer en phase solide. Parce que cette technique complexe uniquement le fer, la source d'acidité associée à l'hydrolyse du fer sera effectivement éliminée tandis que l'acidité issue de l'oxydation de sulfures métalliques, e.g. pyrite, continuera à être produite.

Les silicates agissent comme agent neutralisant en recouvrant les particules de pyrite, limitant de cette façon, le besoin en oxygène de la réaction (Bell, 1987). En réalisant des études sur des sols solonetziques (McCready et Krouse, 1982), les auteurs observèrent que Thiobacillus ferrooxidans était difficilement capable de survivre à des concentrations de 4.8 meq de Na^+/100 g de sol. Se basant sur cette observation, ils réalisèrent des expériences en employant des colonnes dans lesquelles ils disposèrent, à la base, des schistes pyritiques suivis d'une couche de sel, le tout recouvert d'un tapis d'argile. L'étude, toujours en cours lors de la présentation des premiers résultats (McCready, 1987), suggère que le NaCl a un effet batériostatique et maintient une certaine imperméabilité de la surface des rejets miniers.

L'usage de composés alcalins tels que la soude caustique (NaOH), la chaux hydratée ($Ca(OH)_2$) et le carbonate de soude (Na_2CO_3) est une approche peu étudiée. En introduisant de la chaux hydratée dans des puits creusés sur des terrils miniers, Ladwig et al. (1985) évaluèrent cette technique; après plusieurs mois, aucune modification n'était visible.

3.2.3 **Stabilisation biologique**

En se basant sur une étude de Oliver (1967) qui mentionnait que les rotifères se nourrissaient de thiobacilles, CANMET et l'Ontario Research Fondation ont étudié l'emploi de zooflagellés et de ciliates comme prédateurs de Thiobacillus ferrooxidans. Les résultats obtenus démontrèrent que les prédateurs devaient avoir une densité cellulaire d'au moins 10^6/mL pour inhiber la bactérie et, qu'au moment où leur appétit était comblé, les prédateurs revenaient à un état latent. Suite à cette latence, la population bacétrienne augmentait à nouveau. Egalement, du fait de leur

dimension plutôt grande (> 25 μ Θ), ils sont incapables de pénétrer à l'intérieur des terrils pour quérir leur proie.

3.3 TECHNIQUES DE NEUTRALISATION DES EAUX DE DRAINAGE ACIDES

Les techniques de stabilisation parviennent, dans certains cas, à implanter une couverture permettant au moins le maintien au sol des particules provenant des rejets miniers. Toutefois, les eaux de lixiviation demeurent toujours problématiques (Moffett et al., 1977; Farmer et Richardson, 1981; Miller et al., 1983) en raison de la production d'acide et de l'entraînement des métaux lourds. Généralement les eaux de mine, i.e. celles issues des nappes aquifères interceptées par l'opération minière et celles provenant des équipements de forage, les eaux de laverie ou de procédé et les eaux de drainage du site minier sont captées et traitées en vue d'être, soit réutilisées, soit rejetées dans le milieu récepteur. Les techniques de neutralisation des eaux de drainage acides sont de deux types: la neutralisation chimique et la neutralisation biologique.

3.3.1 **Neutralisation chimique**

Suite aux normes imposées par les autorités en place touchant les effluents de ce type d'industries, les compagnies minières ont développé une combinaison de procédures qui se résument à: 1- la neutralisation des eaux acides à l'aide d'un composé basique, suivie d'une aération puis d'une précipitation des métaux; 2- la séparation des phases liquide et solide avec l'obtention de boues d'hydroxydes métalliques et d'un surnageant et finalement; 3- la disposition des boues ainsi produites. Cette technique demeure très employée. Selon Gilbert (1975), les avantages de ce procédé sont:

- conservation de l'alcalinité des eaux;

- oxydation plus rapide de l'ion ferreux en solution;

- précipitation des hydroxydes métalliques;

- maintien de la teneur en sulfate à un niveau inférieur à celui prédit par la simple dissolution du sulfate de calcium.

Au nombre des inconvénients, il faut mentionner:

- dureté élevée de l'eau;

- teneur encore trop élevée en sulfates, laquelle demeure à environ 4,000 mg/L;

- difficulté d'abaisser la concentration de fer dissous à un niveau inférieur à 3 mg/L;

- production de boues et problème de disposition.

Parmi les composés chimiques utilisés à cette fin, l'on retrouve: le calcaire ($CaCO_3$), la chaux hydratée ($Ca(OH)_2$), la chaux calcinée (CaO), la dolomite, la dolomite hydratée, la dolomite calcinée, la soude caustique, le carbonate de soude, l'ammoniac anhydre et l'hydroxyde de sodium (NaOH). Cette neutralisation se traduit par une élévation du pH, laquelle diffère selon le composé utilisé et elle entraîne implicitement une précipitation sélective des métaux. La chaux hydratée demeure le composé le plus employé même si les compagnies minières optent de plus en plus pour le calcaire (Miller et al., 1983).

3.3.1.1 Neutralisation à la chaux hydratée

La chaux hydratée s'avère un agent neutralisant des plus efficaces. Elle permet d'obtenir des pH beaucoup plus basiques; sa mise en solution est très rapide et elle précipite la plupart des hydroxydes métalliques (Miller et al., 1983). Par contre, l'action neutralisante de la chaux est retardée par la formation de sulfate de calcium insoluble qui recouvre les particules de chaux et inhibe la neutralisation. Ceci pourrait être évité par l'emploi d'une chaux dolomitique plus

riche en magnésium car le sulfate de magnésium possède l'avantage d'être plus soluble que le sulfate de calcium (Gilbert, 1975). Autre aspect, la chaux doit être utilisée sous forme de lait de chaux, préparé à une température supérieure à 95°C, sous peine de n'obtenir qu'une hydratation incomplète et une réactivité insuffisante. Notons enfin que la chaux engendre des eaux dures, qu'elle produit une grande quantité de boues plutôt réfractaires à la manipulation et à l'assèchement et qu'un contrôle continu doit être exercé lors du traitement pour éviter une dose excessive (Miller et al., 1983).

3.3.1.2 Neutralisation avec le calcaire

Ce composé, peu coûteux, n'a pas à subir de transformation et possède l'avantage qu'il peut être entreposé sans danger. La facilité de contrôle d'un tel système et l'absence d'un surtraitement sont aussi des atouts non négligeables. Le calcaire produit, en volume, trois fois moins de boues que la chaux (Harrison, 1969), boues d'ailleurs beaucoup plus denses et faciles à assécher. Par contre, le temps de réaction est lent (24 à 48 heures) et la réaction est tamponnée par la formation de CO_2 ce qui rend un contrôle du pH plus délicat (Miller et al., 1983). L'aération des bassins utilisés lors de la neutralisation contribue à l'élimination du gaz carbonique.

Cette neutralisation est fonction de la concentration en fer dissous et de son état d'oxydation. Ainsi, pour une eau acide à faible teneur en fer, un lit statique est suffisant même si un lit fluidisé demeure plus performant. Ce dernier permet non seulement de traiter des débits plus élevés mais il favorise également l'abrasion continue de la couche de $CaSO_4$ déposée à la surface du calcaire (Harrison, 1969). Pour des eaux acides riches en ions ferriques, la neutralisation semble moins efficace, à cause de la précipitation sur le calcaire, d'hydroxydes de fer. Le traitement des eaux à concentration élevée en ions ferreux présente de réelles difficultés. Le point majeur est la lenteur de la réaction aux pH acides ou autrement dit, seuls les pH basiques assurent une oxydation rapide des ions ferreux. Implicitement, si le milieu est trop lent à oxyder les ions ferreux en ferriques, ces derniers précipitent sous forme d'hydroxyde et induisent une augmentation de l'acidité de l'eau. Autres inconvénients, la neutralisation des eaux par le calcaire ne permet pas d'obtenir des pH supérieurs à 6.5 (Opitz et al., 1985) et l'hydroxyde

ferreux ($Fe(OH)_2$) ne précipite qu'à des pH supérieurs à 7.

Pour la curiosité du lecteur, d'autres procédés de traitement des eaux de lixiviation des terrils sont à l'étude ou encore ont été réalisés; les principaux sont énumérés (Miller et al., 1983):

- échange ionique;
- osmose inverse;
- oxydation à l'ozone;
- enlèvement des sulfates;
- enlèvement des sulfures de fer;
- enlèvement du fer au permanganate;
- ultrafiltration à basse pression;
- électrodialyse;
- distillation instantanée;
- traitement conjoint avec des eaux usées domestiques.

3.3.2 **Neutralisation biologique**

Cette technique, quoique très récente, demeure l'une des plus prometteuses. Elle utilise divers organismes vivants, du règne végétal ou animal, aptes à contenir ou à modifier les composés et/ou les métaux dissous des eaux acides pour ainsi obtenir un effluent conforme aux normes établies. La technique se répartit en deux: les bassins de décharge artificiels et l'oxydation microbienne du fer ferreux.

3.3.2.1 Bassins de décharge artificiels

Les bassins de décharge artificiels, en anglais "wetlands", sont des marécages aménagés pour recevoir les eaux de drainage acides. La construction de ces bassins vise à neutraliser les eaux de drainage acides par l'emploi de systèmes vivants du règne végétal, lesquels sont aptes à soutirer, retenir ou accumuler les métaux lourds et augmenter le pH sans que leur croissance soit

inhibée.

Certains mécanismes doivent être considérés. Ainsi, le taux d'accumulation est différent selon les espèces et l'accumulation dans l'organisme diffère selon le métal (Dunbabin, 1983); en outre, Tessier et al. (1982), après avoir analysé les concentrations métalliques des diverses parties d'un nénuphar (Nuphar variegatum), concluèrent que la concentration des métaux dans la tige était plus élevée que celle des rhizomes même si, dans la plupart des cas, les métaux s'accumulent dans les rhizomes. La même étude rapporte que seule une fraction de la dose totale des métaux était biodisponible. Des facteurs tels que l'âge, le stade de développement, la concentration du ou des métaux et la composition chimique des sédiments peuvent engendrer une fluctuation des métaux biodisponibles (Dunbabin, 1983).

Hellier (1989), après avoir compilé et analysé les données relatives à 48 bassins de Pennsylvanie (U.S.A.), conclua que: 1^0 les bassins, dont l'affluent présente des moyennes d'acidité nettes inférieures à 200 mg/L de $CaCO_3$ abaissent la concentration de fer en-deça de la norme de 7 mg/L dans l'effluent. Ces bassins réduisent également la concentration de manganèse à moins de 20 mg/L, valeur qui dépasse nettement la norme américaine (4 mg/L); 2^0 les normes de pH et d'alcalinité des effluents des bassins ne semblaient pas, en général, être conformes à la réglementation dans les cas où l'affluent lui-même n'était pas conforme aux normes prescrites.

3.3.2.2 Oxydation microbienne du fer ferreux

Du fait que les eaux de drainage acides ayant une concentration élevée en fer ferreux demeuraient des eaux difficiles à neutraliser à faible coût, certains chercheurs ont utilisé la bactérie responsable de cette acidité pour oxyder l'ion ferreux. Des nombreuses études à ce chapitre, la plupart ont été réalisées par l'entremise de bioréacteurs à deux phases (liquide-solide) tels que, par exemple, les filtres bactériens ou encore les disques biologiques (Siegel et al., 1988).

Olem et Unz (1977) évaluèrent l'oxydation du fer ferreux par l'entremise d'un contacteur biologique rotatif (RBC) avec comme inoculum Thiobacillus ferrooxidans. A un taux de rotation optimum du disque et à des charges hydrauliques de 0.11 et 0.22 $m^3/jr\text{-}m^2$, l'effluent passa de 240 mg/L à 2 et 5 mg/L en Fe^{2+}. Wichlacz et Unz (1981) ont mis à l'épreuve un contacteur biologique rotatif en mode cuvée. L'efficacité s'éleva à plus de 90% pour des eaux dont les concentrations moyennes étaient, à l'entrée, de 107 $\pm$ 9 mg/L et de 507 $\pm$ 31 mg/L de Fe^{2+}. Les taux d'oxydation du fer(II) étaient surtout affectés par leur concentration à l'entrée et, d'une manière moins significative, par leur charge hydraulique.

Nakamura et al. (1986) ont étudié l'oxydation biologique du fer ferreux en utilisant des disques biologiques rotatifs pour décontaminer les eaux de drainage acides d'une mine. Ils concluèrent que: 1- pour un pH compris entre 1 et 2.6 et une température se situant entre 10 et 40^{0}C, le taux d'oxydation du fer ferreux n'était pas affecté par le pH, par la concentration en fer ferreux, par la température et par la vitesse de rotation des disques; 2- pour une augmentation de la vitesse périphérique des disques de 4.7 à 28.2 m/min., la valeur du taux d'oxydation fut multipliée par 4; 3- le nombre de bactéries en suspension dans le liquide était inférieur de 1/50 au nombre de bactéries fixées sur les disques, ce qui impliqua que pratiquement toute l'oxydation du fer ferreux est réalisée par les bactéries fixées.

Karamanev et Nikolov (1988) ont démontré l'influence de la température, du pH, du substrat et les concentrations des sur le taux d'oxydation du fer ferreux en utilisant un biofilm de Thiobacillus ferrooxidans. Les auteurs employèrent un réacteur à biofilm à fluidisation inverse dans lequel l'épaisseur du biofilm demeurait constante à 80 μm. La concentration en oxygène et la diffusion n'affectèrent ni le taux d'oxydation, ni la température (entre 13 et 38^{0}C), ni le pH (entre 1.3 et 2.2), ni la concentration en ions ferriques (jusqu'à 14 g/L) et ni la concentration en ions ferreux (entre 4 et 13 g/L).

CHAPITRE 4

Revue de littérature sur les processus d'extraction biohydrométallurgiques

4.1 AVANT-PROPOS

Depuis environ trente ans, des centaines d'études ont été réalisées sur la lixiviation bactérienne de métaux issus de minéraux bruts de la mine, de concentrés, de stériles ou de rejets miniers. Plusieurs facteurs ont poussé les chercheurs à orienter leurs travaux en biohydrométallurgie. Par rapport à la technologie pyrométallurgique, la biohydrométallurgie ne nécessite pas des gisements à haute teneur en métaux. Cette technologie s'applique autant à des gisements de basse teneur en métaux qu'à des résidus miniers. De plus, puisqu'elle s'opère à des températures ambiantes, la lixiviation bactérienne ne requiert pas une demande énergétique aussi élevée que les processus conventionnels. Les impacts environnementaux de la solubilisation bactérienne sont moins hasardeux que ceux des autres procédés car les émissions sulfureuses sont éliminées et les processus de lixiviation, traités sous forme liquide ou solide, peuvent être contenus (Torma, 1984).

4.2 SOUCHE BACTERIENNE

La biohydrométallurgie étant définie comme la solubilisation de métaux dans un milieu liquide par l'entremise de micro-organismes, ces derniers seront donc le facteur primordial de la réalisation du processus. Le choix de l'organisme dépendra avant tout de ses caractéristiques microbiologiques.

4.2.1 **Thiobacillus ferrooxidans**

Thiobacillus ferrooxidans est, sans nul doute, la bactérie la plus employée en biohydrométallurgie (Bryner et al., 1954; Silverman et Lundgren, 1959; Torma et al., 1970; Tuovinen et Kelly, 1974; Smith et al., 1988; Rossi, 1990). Elle fut isolée pour la première fois par Colmer et Hinkle (1947) et caractérisée quelques années plus tard par Colmer et al. (1950), Temple et Colmer (1951) et Temple et Deschamps (1953). Cette bactérie est virtuellement omniprésente; on la retrouve partout dans la nature où un environnement acide peut être maintenu en présence de minéraux sulfurés.

Elle appartient au genre Thiobacillus et elle est un organisme chimiolithotrophe, i.e. que sa source d'énergie est d'origine chimique et que le donneur d'électrons est minéral. Thiobacillus ferrooxidans tire son énergie de l'oxydation métabolique de composés inorganiques réduits de soufre (sulfures métalliques, tétrathionate, thiosulfate et soufre élémentaire) et de métaux (fer, cuivre) (Landesman et al., 1966a, 1966b; Guay et al., 1976; Lundgren et Silver, 1980; Ingledew, 1982; Tyagi et Couillard, 1989). Cette énergie sert au transport du substrat et des nutriments à l'intérieur de la cellule et des produits à l'extérieur, à son déplacement et à la synthèse du matériel cellulaire (Torma et Panneton, 1973).

Egalement, vu que sa source de carbone est le dioxyde de carbone (Torma et Subramanian, 1974), elle est donc autotrophe. Thiobacillus ferrooxidans est une bactérie mésophile à gram négatif, acidophile, aérobique, non sporulante, se présente seule ou en paires (Colmer et al., 1950) et a une forme de bâtonnet d'un diamètre d'environ 0.5 à 0.6 μm par 1.0 à 2.0 μm de longeur (Torma et Bosecker, 1982). Certaines espèces possèdent un flagelle et/ou un pili, ce qui la rend mobile (DiSpirito et al., 1982). Il peut exister, au sein d'une même espèce, plusieurs variétés. Ainsi, Harrison (1982) dénombra 23 souches de Thiobacillus ferrooxidans.

4.2.2 **Autres bactéries**

L'avancement des connaissances en microbiologie et la découverte de nouveaux microorganismes entrouvrent de nouvelles avenues en biohydrométallurgie. Sans passer en revue tous les organismes utilisés dans ce domaine (Rossi, 1990) il me semble pertinent de mentionner les autres principaux acteurs de la solubilisation bactérienne.

Thiobacillus thiooxidans est une bactérie que l'on cite dans plusieurs articles (Leathen et al., 1953; Bryner et Jameson, 1958; Sutton et Corrick, 1961; Trussell et al., 1964; Groudev, 1986; Tyagi et Couillard, 1989). Elle est aérobique, acidophile, se présente sous forme de bâtonnet de dimension de 0.5 X 1.0 μm et oxyde les composés réduits de soufre mais pas le fer ferreux (Brierley, 1978). Cette bactérie est souvent associée à Thiobacillus ferrooxidans (Bryner et Jameson, 1958).

Brierley et Murr (1973) ont réalisé des expériences avec une bactérie reliée au genre Sulfolobus. Cet organisme est chimiolithotrophe, autotrophe, thermophile et acidophile; physiologiquement, il y a absence de structure d'une paroi cellulaire rigide. Une membrane entoure la cellule, une couche amorphe se situe à l'extérieur de la membrane et la bactérie possède un corps intracellulaire dense d'une composition et de fonction inconnues. Sulfolobus oxyde le soufre, le fer ferreux et les sulfures métalliques (Hutchins et al., 1986). Kargi et Robinson (1982a, 1982b) ont travaillé sur la désulfuration du charbon avec Sulfolobus acidocaldarius, bactérie thermophile (45^0 C et 70^0 C), autotrophe facultative, capable d'oxyder l'ion ferreux et les composés réduits de soufre.

Une bactérie très connue est Leptospirillum ferrooxidans. Comme Thiobacillus ferrooxidans, elle est gram négatif, mésophile, acidophile, obligatoirement chimiolithotrophe et autotrophe et capable d'oxyder le fer ferreux (Hutchins et al., 1986). Néanmoins, les cellules se particularisent morphologiquement, en ce sens qu'elles sont très mobiles et qu'elles se présentent en bâtonnet courbé formant, lorsque les cellules se joignent, des spirales. Thiobacillus acidophilus, isolée par Guay et Silver (1975), est une bactérie apparamment aérobie strict, gram négatif, non sporulante et mobile; elle a la forme de courts bâtonnets, 0.5-0.8 μm X 1.0-1.5 μm, avec des extrémités arrondies. Les cellules sont visibles parfois seules, principalement en paires et rarement en chaînes. L'organisme est autotrophe facultatif du fait qu'en plus d'oxyder le soufre élémentaire, Thiobacillus acidophilus obtient son énergie en utilisant les composés organiques comme le sucrose, le citrate de sodium et l'acide malique.

4.3 MECANISMES DE LA LIXIVIATION BACTERIENNE

Il existe un consensus, dans la littérature, à l'effet que l'extraction des métaux issus de minéraux insolubles s'opère par une série de réactions cycliques impliquant des processus directs et indirects catalysés biologiquement: les métaux sont directement dissous par le métabolisme oxydant des bactéries et/ou indirectement solubilisés par des réactions chimiques de produits métaboliques des microorganismes (Lundgren et Silver, 1980; Lundgren et al., 1986; Hutchins et al., 1986; Smith et al., 1988; Couillard et al., 1991).

4.3.1 **Mécanisme direct**

Par le mécanisme direct, les sulfures métalliques (MeS) sont oxydés en sulfates métalliques selon l'équation générale suivante: (Lundgren et Silver, 1980; Hutchins et al., 1986; Lundgren et al., 1986; Torma, 1986).

$$MeS + 2\ O_2 \xrightarrow{\text{bactéries}} MeSO_4 \qquad (1)$$

ou Me est un métal bivalent. Ainsi, les réactions de l'attaque bactérienne de la pyrite (FeS_2) sont généralement exprimées par (Bosecker et Kürsten, 1978; Lundgren et al., 1986; Torma, 1986):

$$FeS_{2(s)} + 3\frac{1}{2}\ O_{2(aq)} + H_2O \xrightarrow{\text{chimique et/ou bactéries}} FeSO_4 + H_2SO_4 \qquad (2)$$

$$2\ FeSO_4 + \frac{1}{2}\ O_2 + H_2SO_4 \xrightarrow{\text{bactéries}} Fe_2(SO_4)_3 + H_2O \qquad (3)$$

$$FeS_{2(s)} + Fe_2(SO_4)_3 \xrightarrow{\text{chimique}} 3\ FeSO_4 + 2\ S^0 \qquad (4)$$

$$2\ S^0 + 3\ O_2 + 2\ H_2O \xrightarrow{\text{bactéries}} 2\ H_2SO_4 \qquad (5)$$

En milieu naturel non perturbé, donc à un pH neutre, la réaction 2 demeure surtout chimique, la pyrite étant oxydée par l'eau et l'O_2 (Singer et Stumm, 1970); cependant, l'hypothèse voulant qu'un certain pourcentage de cette solubilisation puisse être dû à une activité bactérienne semble de plus en plus confirmée.

En effet, Ralph (1979) avança une explication fort plausible concernant la population bactérienne très hétéroclite touchant l'oxydation des sulfures; en s'attardant sur des caractéristiques physiques et chimiques des composés minéralogiques en relation avec certains paramètres physico-chimiques du milieu dont, surtout le pH, il démontra l'influence de ces caractéristiques sur la succession microbiologique des environnements sulfureux. Par exemple, pour des valeurs de pH inférieures à 4.5, les organismes prolifèrent amplement; à un pH aux environs de 4.5, Métallogenium, une bactérie filamenteuse oxydant le fer, survit. Au-dessus de 5, Gallionella joue un rôle important. De même, Brown et al. (1982) ont trouvé Thiobacillus ferrooxidans dans des ruisseaux subarctiques (pH neutre), affectés par une exploitation minière aurifère. De même, Olson et al. (1979) ont découvert ces microorganismes dans des eaux neutres et alcalines troublées par l'opération d'une mine de charbon. Il existe une variété de microorganismes, tels les autotrophes et les hétérotrophes mésophiles et thermophiles, qui vivent en symbiose avec les opérations commerciales de lixiviation bactérienne (Groudev, 1980).

La réaction 2 produit de l'acide sulfurique, ce qui abaisse le pH du milieu lixiviant aqueux, permettant la solubilisation des sulfates métalliques et, du même coup, la croissance des bactéries. Ces dernières catalysent l'oxydation du sulfate ferreux en sulfate ferrique selon l'équation 3. Puis, la pyrite est oxydée par le $Fe_2(SO_4)_3$, la réaction 4 est purement chimique (Stumm et Morgan, 1981). Le S^0, ainsi libéré, est également oxydé par les bactéries tel que décrit par l'équation 5.

On admet que ce mécanisme implique un attachement de la bactérie au substrat, du moins durant un temps minimum. Diverses études ont prouvé ce comportement. En utilisant un microscope électronique à balayage, plusieurs chercheurs ont visualisé cet attachement de la bactérie sur le substrat (Duncan et Drummond, 1973; Murr et Berry, 1976; Bennett et Tributsch, 1978; Wakao et al., 1984). Aussi, par l'entremise de sulfures non ferreux préparés synthétiquement, certains auteurs ont démontré que l'inoculation de cellules en suspension avec ce substrat permettait la consommation d'O_2 et la solubilisation du métal (Sakaguchi et al., 1976; Torma, 1971).

4.3.2 **Mécanisme indirect**

Le second mécanisme, qualifié d'indirect, implique la présence d'un oxydant puissant, soit le sulfate ferrique, $Fe_2(SO_4)_3$ (Dutrizac et MacDonald, 1974; Torma, 1984; Smith et al., 1988; Couillard and Chartier, 1991; Couillard et Mercier, 1991a), même si la réaction chimique se produit en l'absence d'oxygène et de bactéries (Hutchins et al., 1986). Cette dissolution des sulfures métalliques (MeS) dans un milieu acide contenant du fer ferrique se traduit par l'équation suivante:

$$MeS + 2\,Fe^{3+} \dashrightarrow Me^{2+} + 2\,Fe^{2+} + S^0 \qquad (6)$$

ou encore:

$$MeS + 2\,Fe^{3+} + H_2 + 2\,O2 \dashrightarrow Me^{2+} + 2\,Fe^{2+} + SO_4^{=} + 2\,H^+ \qquad (7)$$

où Fe^{3+} et Fe^{2+} = concentrations totales du fer ferreux et ferrique incluant le fer libre et les espèces complexées.

Me = le métal soluble incluant le métal libre et les espèces complexées.

S^0 = soufre élémentaire.

Le S^0 produit est oxydé en acide sulfurique par les bactéries selon l'équation:

$$2\,S^0 + 3\,O_2 + 2\,H_2O \xrightarrow{\text{bactéries}} 4\,H^+ + 2\,SO_4^{=} \qquad (8)$$

Parallèlement, le fer ferreux est oxydé en fer ferrique par les microorganismes:

$$4\ Fe^{2+} + O_2 + 4\ H^+ \xrightarrow{\text{bactéries}} 4\ Fe^{3+} + 2\ H_2O \qquad (9)$$

De cette façon, le cycle d'oxydoréduction du fer se répète, les ions ferriques issus de l'activité bactérienne (9) oxydant les sulfures métalliques qui se transforment en $FeSO_4$ (7), ce dernier étant réoxydé par les microorganismes. L'attaque oxydante implique deux étapes: 1-une intéraction chimique entre le fer ferrique et le matériel sulfureux; 2- la regénération du fer ferrique par les bactéries.

Le milieu aqueux de lixiviation est une solution diluée d'acide sulfurique et de sulfate ferrique. Les espèces ioniques, les plus communes à ce type de milieu, sont les suivantes: Fe^{2+}, Fe^{3+}, $FeSO^{4+}$ et $Fe(SO_4)^{2-}$ (Torma, 1984).

Il est important de noter qu'en milieu aérobique, soit l'équation 7, deux oxydants possibles sont actifs, l'O_2 et le sulfate ferrique $Fe_2(SO_4)_3$. Singer et Stumm (1970) ont montré que le taux d'oxydation du Fe^{2+} par l'oxygène, dans un milieu abiotique, est fonction du pH. Pour les valeurs de pH inférieures à 3.5, le taux d'oxydation est indépendant du pH tandis que pour des valeurs de pH supérieures à 4.5, le taux était de premier ou de second ordre, selon le milieu ionique. De plus, en l'absence de fer ferrique et en présence d'O_2, aucune oxydation de la pyrite n'était visible même après une semaine. Ces résultats indiquent que l'oxydant majeur de la pyrite, dans un milieu abiotique, est le fer ferrique. A mesure que la concentration en fer ferrique augmente dans le milieu, cet agent oxydant joue un rôle majeur en regard de l'O_2.

4.4 FACTEURS AFFECTANT L'ACTIVITE BACTERIENNE

4.4.1 **Nature électrochimique des processus d'extraction métallique**

Dans la majorité des cas, les procédés de lixiviation bactérienne appliqués aux sulfures

métalliques se réalisent dans des solutions acides de sulfate ferrique ou d'acide sulfurique. Dans ces conditions, la dissolution des sulfures métalliques s'effectue par un processus oxydant ou non oxydant. Selon Lowson (1982), la dissolution oxydante peut se définir comme un processus électrochimique qui implique l'existence d'une ou de plusieurs espèces solubles dont l'état d'oxydation est différente dans les phases solide et liquide. La partie de l'électrochimie traitant de l'étude des charges à l'interface de composés et des conditions menant aux réactions de transfert de charge entre elles, se nomme l'électrodique. Un processus de dissolution se rapportant à l'électrodique présente la relation suivante (Lowson, 1982):

$$\text{solides} \leftrightarrow \text{ions en solution} + \text{électrons dans le solide} \qquad (10)$$

C'est la relation caractéristique des potentiels mixtes associés au phénomène de corrosion et au couplage galvanique. Deux conditions de base doivent être remplies pour la mise en marche du processus: premièrement, que les électrons puissent circuler dans la phase solide avec une faible résistance ohmique, condition qui prévaut lorsque la phase solide est assez conductrice de telle sorte que le potentiel est égal partout, et deuxièmement, que le système solide/liquide se comporte comme un système interne à circuit fermé (sans courant externe) dans lequel le solide assume un potentiel mixte causé par des processus anodiques et cathodiques séparés spatialement (Rossi, 1990).

4.4.2 **Potentiel mixte**

Les minéraux sulfurés possèdent une conductivité électronique variable. Certains se situent dans la gamme des isolants (par exemple la sphalérite, ZnS) tandis que plusieurs autres ont une conductivité similaire aux métaux (par exemple la covellite, CuS). Un certain nombre de sulfures métalliques présentent les caractéristiques des semi-conducteurs qui, dans l'ensemble, amènent à une conductivité non négligeable de l'électron. Les minéraux sulfurés ne sont jamais 100% purs ou, en d'autres termes, ne sont jamais stoechiométriques (Choi et Torma, 1989) ce qui produit une augmentation de la conductivité, engendrée par le déficit ou l'excès d'électrons. On distingue donc deux types de semi-conductivité: un excès de métal ou un déficit de soufre se

traduisant par un défaut de donneur, i.e. la semi-conductivité de type-n par rapport à un excès de soufre ou un déficit de métal caractérisé par un défaut d'accepteur, i.e. la semi-conductivité de type-p (Nesterovich, 1988).

Une caractéristique primaire des sulfures métalliques est leur potentiel mixte (rest potentiel), c'est-à-dire le potentiel mesuré à l'intérieur d'un circuit fermé à l'équilibre. Lorsque plus d'une réaction se produit entre la surface de l'électrode et la solution, il y a présence d'un système à deux phases, à l'intérieur duquel s'équilibrent deux processus concomitents qui déterminent le potentiel du système (Rossi, 1990). On aura donc, pour les minéraux sulfurés en présence d'un système à double phase (ou électrode), ou bien des réactions anodiques et cathodiques créant, à leur surface, le phénomène de corrosion, ou bien un courant électrique entre deux phases solides, formant le couplage galvanique.

4.4.2.1 Phénomème de corrosion

Ce phénomène apparaît lorsqu'un sulfure métallique, MS, entre en contact avec une solution composé d'un oxydant cationique, N^{n+} possédant un potentiel d'équilibre plus positif. L'équation suivante relate le phénomène (Rossi, 1990):

$$MS = M^{m+} + S^0 + me^- \qquad (11)$$

$$N^{n+} + e^- = N^{(n-1)+} \qquad (12)$$

Ainsi, pour l'oxydation de la covellite en présence d'une solution acide de sulfate ferrique, on aura (Rossi, 1990):

$$CuS + 2Fe^{3+} \dashrightarrow Cu^{2+} + S^0 + 2Fe^{2+} \qquad (13)$$

4.4.2.2 Couplage galvanique

Lorsque deux ou plusieurs minéraux sulfurés, adjacents les uns aux autres, sont plongés dans un électrolyte (solution diluée d'acide sulfurique/ sulfate ferrique), il se produit une cellule électrochimique (Murr et Berry, 1976; Berry et al., 1978; Murr et Mehta, 1983; Hutchins et al., 1986). Par exemple, pour le couple $CuFeS_2/FeS_2$, la chalcopyrite ($CuFeS_2$) qui a un potentiel mixte inférieur à celui de la pyrite, devient donc l'anode de la réaction tandis que la pyrite, au potentiel mixte supérieur, se comporte comme une cathode. En d'autres termes, la chalcopyrite se dissout rapidement pendant que la pyrite demeure passive. Ainsi, lorsque que la pyrite et la chalcopyrite sont en contact dans un milieu acide, l'oxygène est réduit sur la surface cathodique de la pyrite qui sert uniquement de site à la réaction suivante (Berry et al., 1978):

$$O_2 + 4\,H^+ + 4\,e^- \longrightarrow 2\,H_2O \qquad (14)$$

La réaction anodique de la surface de la chalcopyrite est exprimée par l'équation:

$$CuFeS_2 \longrightarrow Cu^{2+} + Fe^{2+} + 2\,S^0 + 4\,e^- \qquad (15)$$

La réaction galvanique pour les phases chalcopyrite/pyrite en contact est définie par l'équation globale:

$$CuFeS_2 + O_2 + 4\,H^+ + 4\,e^- \longrightarrow Cu^{2+} + Fe^{2+} + 2\,S^0 + 2\,H_2O \qquad (16)$$

Thiobacillus ferrooxidans accentue la vitesse de la réaction non seulement en oxydant le film de soufre élémentaire qui, autrement, créerait une barrière à la diffusion des sels de fer et de cuivre mais également en oxydant le fer ferreux. De plus, Mehta et Murr (1982) concluèrent que l'activité bactérienne de l'oxydation de la pyrite et le couplage galvanique augmentait le taux de solubilisation; chacun des phénomènes en cause (activité bactérienne et couplage galvanique) influençait, indépendamment de l'autre, le taux de solubilisation.

4.4.3 **Potentiel d'oxydoréduction**

Le potentiel d'oxydoréduction d'une solution est une mesure de la tendance de cette solution à donner (milieu réducteur) ou à s'approprier (milieu oxydant) des électrons. Selon Tuovinen (1972), en présence de Thiobacillus ferrooxidans, le potentiel d'oxydoréduction se maintient rarement en-dessous de 400 mV. Or, le potentiel d'oxydoréduction du système ferreux-ferrique se chiffre à 747 mV à 25^{0}C (Lundgren et Silver, 1980) valeur qui devrait être obtenue lors de l'oxydation du fer ferreux. Torma et al. (1976) ont mesuré des valeurs entre 190 et 550 mV durant l'oxydation de ce composé. Sakaguchi et al. (1976) ont observé des valeurs entre 220 et 515 mV pour l'oxydation microbiologique de la covellite synthétique et de 230 à 510 mV, pour la lixiviation bactérienne de la chalcopyrite synthétique.

Il existe donc une distinction entre les potentiels mixtes des sulfures métalliques et les potentiels d'oxydoréduction des solutions. Si le potentiel d'oxydoréduction de la solution est plus élevé que le potentiel d'électrode, il y aura oxydation de l'électrode.

4.4.4 **pH**

L'influence de ce paramètre (Couillard et al., 1992a; 1992b) important a surtout été étudié dans la gamme de pH de 1 à 5 (Torma, 1977). De nombreux auteurs (Moss et Anderson, 1968; Brierley, 1978; Lundgren et Silver, 1980; Guay et Silver, 1981), ayant passé en revue maintes recherches sur ce sujet, acquiescent que le pH optimum se situe entre 2.1 et 2.5. La limite inférieure du pH est d'environ 1 tandis que la limite supérieure gravite autour de 5.5 (Tuovinen et Kelly, 1972). Cependant, en vue de prévenir une précipitation des composés tels la jarosite, des valeurs de pH beaucoup plus basses que celles considérées comme optimales ont été proposées par certains chercheurs (Tuovinen et Kelly, 1972; Brock et Gustafson, 1976; Lundgren et Silver, 1980). Ces valeurs se trouvent entre 1.3 et 1.6.

4.4.5 **Température**

Quant aux différentes espèces de Thiobacillus ferrooxidans, plusieurs chercheurs (Silverman et Lundgren, 1959; Torma et al., 1970) ont montré que la température optimale pour l'oxydation du fer ferreux se situait entre 28^0 et 32^0C tandis que pour les sulfures de métaux, elle s'élevait à 35^0C (Razzell et Trussel, 1963; Torma et al., 1970; Sakaguchi et al., 1976). Généralement, la solubilisation bactérienne est inhibée entre 55 et 65^0C (Bryner et al., 1967). Les microorganismes peuvent survivre à de très basses températures. Rossi et al. (1986) rapportent qu'une activité bactérienne était présente à des températures atteignant 8^0C alors que Duncan et Bruynesteyn (1971) parlent d'une température encore moins élevée.

Le coefficient de température, défini comme le rapport du taux de la réaction à température donnée sur le taux de la même réaction réalisée à une température inférieure de 10^0C, peut être représenté par l'équation suivante (Tyagi et Couillard, 1989; Rossi, 1990):

$$Q_{10} = \frac{K_{t+10}}{K_t} \qquad (17)$$

Guay et al. (1975) ont employé l'équation subséquente, pour calculer le Q_{10} à des intervalles plus grand ou plus petit que 10^0C, issue de l'équation de van't Hoff's:

$$Q_{10} = \left[\frac{K_2}{K_1}\right]^{10/(T_2 - T_1)} \qquad (18)$$

Les auteurs précédents ont calculé un Q_{10} de 1.8, Torma et al. (1970), un Q_{10} de 2.05 et Sakaguchi et al. (1976), un Q_{10} également près de 2. Autrement dit, le taux de la réaction double à chaque augmentation de 10^0 de la température.

Aussi, selon Rossi (1990), le taux de la réaction et sa dépendance face à la température seraient différents d'un sulfure à l'autre et même entre les nombreux sulfures issus d'un même gisement. Selon le même auteur, deux facteurs compétitifs modifient le processus bactérien: premièrement, le taux de la réaction augmente à mesure que la température s'élève et deuxièmement, l'activité bactérienne diminue avec l'élévation de la température, jusqu'à la limite tolérable par les microorganismes.

4.4.6 **Nutriments et milieu de culture**

De nombreux milieux de culture ont été utilisés depuis trois décades. Les plus employés sont certainement le milieu 9K de Silverman et Lundgren (1959) et celui de Leathen et al. (1951). Le milieu de culture de Beck (1967) est constitué surtout d'éléments traces. Pour Thiobacillus ferrooxidans,, ces différents milieux mettent en évidence la présence d'éléments, sous forme de sels, qui remplissent les exigences suivantes (Silverman et Lundgren, 1959; Rossi, 1990): les phosphates sont essentiels comme constituant des nucléotides et de ses dérivatifs, des phospholipides, d'enzymes et de l'énergie métabolique; les sulfates sont une source de soufre pour la biosynthèse ainsi que pour plusieurs fonctions enzymatiques; du magnésium qui est un élément trace pour l'activité d'enzymes spécifiques; du calcium qui est un régulateur du métabolisme de même qu'un cation cellulaire important; du potassium qui demeure un cofacteur pour certaines enzymes; enfin, du sulfate d'ammonium qui permet la formation de protéines, d'acides nucléiques et de coenzymes.

L'inconvénient majeur du milieu de culture 9K est la précipitation de jarosite et de sulfates, due aux concentrations élevées de K_2HPO_4 et de $(NH_4)_2SO_4$ (Rossi, 1990). Tuovinen et Kelly (1972) acidifièrent leur milieu à un pH de 1.3 pour éviter la formation d'oxyhydroxydes. Un équilibre doit donc être établi entre le besoin de fournir les nutriments nécessaires en vue de l'obtention de taux de solubilisation élevés, en regard du besoin de prévenir la précipitation de composés tels que la jarosite et les hydroxysulfates qui empêchent une meilleure solubilisation (Rossi, 1990).

4.4.7 **Granulométrie et surface spécifique**

Vu que la lixiviation bactérienne est un processus engendré par une série de réactions chimiques se produisant à la surface des minéraux sulfurés, il est normal d'envisager que le taux de solubilisation s'élèvera si, pour un même volume, la surface de contact entre ce milieu (phase liquide et bactéries) et les particules, augmente. Il existe deux manières d'accroître cette surface. Une augmentation de la concentration du substrat (minéral) correspond à une augmentation de la surface totale par unité du volume du milieu lixiviant (rapport entre la masse du substrat et le volume du milieu liquide). De même qu'un accroissement de la surface spécifique (ou la diminution de la dimension des particules, m^2/g) résulte aussi d'une hausse de la surface totale mais cette fois, sans augmentation de la concentration de la masse de particules du substrat.

Plusieurs expériences ont démontré l'influence de ce paramètre. Corrick et Sutton (1965) ont relaté une hausse de 18% de l'extraction du Cu en broyant les particules à un diamètre inférieur à 325 mesh. Torma et al. (1972) ont évalué que le taux de solubilisation d'un concentré de Zn était principalement limité par la surface spécifique du substrat suivi de la concentration du CO_2; des taux de 640 à 1,150 mg/L/hr furent obtenus avec une granulométrie inférieure à 400 mesh. Les résultats de Pugh et al. (1984) ont révélé que le taux de la réaction augmente de 1.5 fois lorsque la surface spécifique double. De même, Ehrlich et Fox (1967) résument plusieurs études qui démontrent que la granulométrie est l'un des facteurs physiques affectant la solubilisation. Torma et Legault (1973) ont illustré, en transformant la densité de pulpe en surface totale par unité de volume (m^2/cm^3), que l'ordre de la vitesse d'oxydation des sulfures métalliques était le suivant: NiS > CoS > ZnS > CdS. Soljanto et al. (1980) ont relaté que les très fines particules retardaient l'oxydation du sulfate ferreux à un pH de 1.5. Globalement, l'ensemble des études confirme que les plus hauts taux de solubilisation sont atteints pour des particules de plus petites dimensions . De plus, il faut considérer le meilleur compromis possible entre les coûts reliés à la finesse du broyage et les profits générés par l'augmentation du taux de solubilisation et de recouvrement.

4.4.8 **Oxygène et dioxyde de carbone**

Ces deux gaz sont considérés comme nutriments essentiels. L'oxygène joue le rôle d'accepteur final d'électron non seulement pour le fer ferreux ou le sulfure mais aussi pour le soufre élémentaire (S^0) et le sulfite (SO_3^{2-}). Le CO_2 demeure la source de carbone. Les procédés biohydrométallurgiques sont des milieux liquides où les microorganismes sont en suspension ou attachés aux particules. Les gaz nécessaires au métabolisme microbien doivent donc être solubilisés. Conséquemment, le passage d'un gaz de la phase gazeuse à la phase liquide est soumis au transfert de masse gaz-liquide.

Pour estimer la quantité d'oxygène nécessaire à la bonne marche du procédé, l'équation simplifiée 1 demeure acceptable (Torma et Legault, 1973; Lundgren et Silver, 1980). Selon cette équation, pour transformer 1 kg de soufre du sulfure en sulfate, 2 kg d'oxygène sont exigés. Ainsi, selon Rossi (1990), en supposant une efficacité complète de lixiviation, les deux kg d'oxygène pourraient être alimentés par $2 \times 10^3 / 7 = 285.714$ m^3 d'une solution saturée en oxygène atmosphérique à 35°C. Myerson (1981) a précisé que, pour un milieu en présence de Thiobacillus ferrooxidans, l'oxygène dissous ne devient pas un facteur limitant si la concentration est supérieure à 1.0 mg dm^{-3}.

Pour le dioxyde de carbone, il semble que la concentration de ce gaz dans l'air ne soit pas tout à fait assez élevée pour permettre un rendement maximum de la réaction. Torma et al. (1972) ont évalué que le pourcentage de volume du CO_2 devait être d'au moins 0.23% afin d'éviter que ce composé ne devienne un substrat limitant. Kargi (1982) a relaté une augmentation de 14% du taux d'enlèvement du soufre inorganique du charbon par l'emploi de cellules en suspension et d'une alimentation externe en dioxyde de carbone et en air avec un réacteur en mode cuvée.

4.4.9 **Coefficient volumétrique de transfert d'oxygène, K_La**

L'efficacité d'un système à optimiser le besoin en oxygène est reliée à la capacité du bioréacteur à maximiser ce transfert de masse gaz-liquide. L'équation, permettant de quantifier l'absorption

de gaz faiblement solubles (comme par exemple l'oxygène) dans des solutions aqueuses en absence de réactions chimiques, est de la forme (Siegel et al., 1988):

$$\frac{dC}{dt} = K_L a\,(C_s - C_t) \qquad (19)$$

où: C_s = concentration d'oxygène dissous à saturation (mg L^{-1})

C_t = concentration d'oxygène dissous au temps t dans le réacteur (mg L^{-1})

$K_L a$ = coefficient volumétrique global de transfert de masse (h^{-1})

K_L = coefficient de transfert de masse (m h^{-1})

a = surface interfaciale gaz-liquide par unité de volume liquide (m^2/m^3)

t = temps (h)

Le produit $K_L a$ est défini comme le coefficient volumétrique global de transfert d'oxygène. Il est dépendant de plusieurs paramètres. Ces paramètres sont le taux de circulation du gaz, la géométrie et la configuration du réacteur, les propriétés de la phase liquide, la coalescence des bulbes et la recirculation du gaz (Siegel et al., 1988). Le coefficient de transfert de masse, K_L, est généralement déterminé d'une manière théorique ou expérimentale; à cause de conditions turbulentes élevées dans le bioréacteur à ascension pneumatique, certains auteurs considèrent que le K_L est indépendant des paramètres hydrodynamiques et de l'énergie de dissipation et est ainsi essentiellement constant (Seipenbusch et Blenke, 1980). La surface interfaciale gaz-liquide par unité de volume liquide "a" est difficile à évaluer.

Cependant, pour estimer la consommation en oxygène inhérente à la phase liquide, laquelle consommation peut provenir de la réaction chimique ou encore des microorganismes ou des deux, un autre paramètre r, défini comme le taux de consommation en oxygène, est ajouté à l'équation qui devient (Rossi, 1990):

$$\frac{dC}{dt} = K_L a\,(C_s - C_l) - r \qquad (20)$$

Torma et al. (1972) mentionnent que certains paramètres tels que la concentration en solides, la vitesse d'agitation et la vélocité du gaz affectent sérieusement le $K_L a$.

4.4.10 **Surfactants et solvants organiques**

La section 1.2.4.3 définissait les types et les rôles des différents surfactants employés par l'industrie minière pour concentrer le ou les métaux recherchés. Cependant, il serait pertinent de savoir si ces composés chimiques agissent sur la croissance bactérienne, soit comme catalyseur ou encore comme inhibiteur. Les études initiales, à ce sujet, semblaient contradictoires. En effet, Duncan et al. (1964) concluaient que divers surfactants enrobaient la surface du minéral permettant un contact plus rapide et une association plus étroite avec la bactérie; ils obtinrent 85% d'extraction du Cu de la chalcopyrite en 24 jrs. Par contre, Ehrlich et Fox (1967) relataient qu'ils n'avaient pu faciliter la solubilisation de sulfures synthétiques de cuivre ou de la covellite en présence de divers surfactants tels que le Tergitol (heptadécylsulfate de sodium), de Tween 20 (polyoxyéthylensorbitanmonolaurate) ou de Triton X-100 (polyoxyéthylenoctylphénol).

Des résultats similaires aux précédents furent présentés par Torma et Itzkovitch (1976); sur les dix-neuf agents de surface actifs testés, tous provoquèrent une limitation de l'activité bactérienne. Les auteurs ont aussi laissé voir que les réactifs organiques pouvaient influencer certains processus nutritifs ou de croissance en s'adsorbant sur l'enveloppe cellulaire ou en changeant l'environnement de croissance. De même, Torma et al. (1976) illustrèrent que l'efficacité de Thiobacillus ferrooxidans était considérablement réduite en présence de surfactants, comme le Tween 20, le Tween 40, le Tween 60 et le Tween 80. De plus, l'activité bactérienne, la surface de tension du milieu et la concentration en oxygène à saturation étaient inversement proportionnelles à la concentration des surfactants étudiés. Dave et Natarajan

(1982), en employant deux substrats, dont l'un, solide, était un sulfure de zinc et l'autre, liquide, du fer ferreux, étudièrent les effets de cinq surfactants. Concernant le zinc, tous les agents de surface actifs affectèrent la solubilité totale du zinc sans pour autant changer à des niveaux majeurs le taux d'extraction. La diminution de la solubilisation du zinc fut de 8% en présence du surfactant. En regard du fer ferreux, aucun des surfactants ne sembla avoir eu un effet inhibiteur sur le taux d'oxydation du fer ferreux; de même, le potentiel d'oxydoréduction demeura stable dans tous les cas. Selon Rossi (1990), la majorité des études démontre un effet inhibiteur des surfactants sur l'activité bactérienne.

4.5 TYPES DE BIOREACTEUR

4.5.1 **Avant-propos**

Plusieurs études ont révélé que, pour toute croissance bactérienne à l'intérieur d'un bioréacteur, les nutriments les plus difficiles à ajouter au système sont ceux à faible solubilité dans la phase liquide (Hatch, 1975; Moresi, 1981; Chisti et Moo-Young, 1987c). En culture aérobie, l'oxygène se retrouve en tête de liste des nutriments à faible solubilité; dans plusieurs champs de recherche (fabrication d'enzymes, de pénicilline, de biomasse, etc), il demeure le facteur limitant (Siegel et al., 1988). En biohydrométallurgie, peu de données sont disponibles pour contredire ou appuyer cette affirmation. Certaines recherches semblent indiquer que le milieu lixiviant n'est plus assujetti à posséder une concentration élevée en oxygène dissous (Myerson, 1981; Couillard et Mercier, 1991).

Le but du bioréacteur sera donc de maximiser le transfert de l'oxygène tout en minimisant les besoins énergétiques pour l'agitation et l'aération, ces dernières étant les fonctions de base du bioréacteur et elles représentent la part prépondérante du coût total de l'installation (Smith et Skidmore, 1989).

Le milieu lixiviant à l'étude comportait trois phases (gaz, liquide et solide). C'est la raison pour laquelle les bioréacteurs, dont le design ne permettait pas la présence d'un milieu à trois phases,

ont été mis de côté. Parmi cette gamme de bioréacteurs, on retrouve les suivants:

- certains réacteurs à biomasse libre comme les réacteurs à lits fluidisés, les réacteurs à biofilm à fluidisation inverse (RBFI);

- les réacteurs à biomasse fixée tels que les réacteurs à filtres biologiques ou bactériens et les réacteurs à disques biologiques ou contacteurs biologiques rotatifs.

Il faut également tenir compte des paramètres suivants: les coûts d'investissement et d'entretien, la simplicité et la vie opérationnelle de l'équipement, la souplesse d'intégration à d'autres procédés et la facilité de modification. Ceux-ci auront une influence économique sur le choix du réacteur.

4.5.2 **Différents types de bioréacteurs applicables au procédé**

4.5.2.1 Les réacteurs agités en continu (CSTR)

Ce type de réacteur est actuellement le plus utilisé dans l'industrie (Sittig, 1982) et également en biohydrométallurgie (Griffin et Luinstra, 1989). L'agitation de ces cuves s'effectue mécaniquement, souvent en surface, ce qui diminue les coûts énergétiques. Cette agitation peut être réalisée à l'aide de lamelles (Moo-Young et Chisti, 1988). Le cisaillement de la biomasse est alors important et parallèlement, le mélange reste faible avec la création de chemins préférentiels pour le gaz et de zones stagnantes. A l'inverse, Hatch (1975) préconise l'addition de palmes pour les avantages suivants:

- l'augmentation du mélange radial donne une meilleure homogénéité de la distribution des vides, à travers la section transversale de la colonne. La fraction des vides diminue localement, ainsi que la coalescence. Le transfert d'oxygène est facilité par le maintien de fortes valeurs de surface spécifique;

- le cisaillement visqueux créé casse les grosses bulles d'air et diminue la distribution de la taille des bulles.

L'aération, quant à elle, peut être assurée par des diffuseurs d'air type pierre poreuse, disposés au bout de tiges de verre. A cause de sa faible inertie face aux changements lors de l'utilisation sans recyclage, ce type de bioréacteur est sensible aux chocs toxiques et hydrauliques (Mercier, 1988). Ces inconvénients sont moins présents lors de l'utilisation avec recyclage.

4.5.2.2 Les colonnes à bulles d'air ou tours d'aération

Ce sont de simples colonnes équipées d'une pulvérisation d'air à la base. Le débit d'air est relié linéairement à la fraction de vide dans la colonne. Lorsque cette fraction atteint la valeur de 0.1, l'espacement des bulles devient suffisamment serré pour accomplir un courant ascendant du liquide avec les bulles qui montent dans la colonne. Vu l'absence d'un mouvement bien défini de la phase liquide à travers la colonne, un genre de recirculation du flux liquide survient, avec une vitesse d'ascension maximale au centre de la colonne et une vitesse de descente maximale près des parois. La phase gazeuse se trouve alors dérivée vers le centre de la colonne où apparaît le phénomène de coalescence. Le diamètre des bulles augmente, ce qui diminue la valeur du coefficient de transfert de l'oxygène (Hatch, 1975).

La géométrie de ce type de réacteur est simple, peu coûteuse et facile à fabriquer. Afin d'éviter l'existence de zones stagnantes où les particules solides décanteraient, les colonnes à fond plat peuvent être remplacées par des colonnes à fond bombé (Moo-Young et Chisti, 1988).

4.5.2.3 Les réacteurs à ascension pneumatique

Les réacteurs à ascension pneumatique sont des réacteurs gaz-liquide ou gaz-liquide-solide qui se caractérisent par un patron de circulation cyclique défini au travers de trois zones distinctes: la section ascendante, la section descendante et le séparateur gaz-liquide (Siegel et Merchuk, 1987). La circulation du liquide est due à la différence de "pseudodensité", i.e. la différence de

pression hydrostatique entre les sections ascendante et descendante du liquide. On distingue trois classes fondamentales de réacteurs à ascension pneumatique: les "airlift" à boucle interne dans lesquels la section ascendante et la section descendante sont séparées par un tube interne concentrique, ceux à boucle externe dans lesquels les sections ascendante et descendante ne partagent pas de parois communes, les parois étant reliés par deux conduites horizontales situées à la base et au sommet du réacteur et, finalement les "split vessel" qui sont caractérisés par une surface plane séparant les sections ascendante et descendante (Siegel et al., 1988).

4.5.2.4 Les colonnes de lixiviation par percolation

Il s'agit de colonnes de dimension variable, avec ou sans aération, dans lesquelles est introduit le substrat solide. On ajoute ensuite l'inoculum mélangé avec le milieu de culture liquide qui percole du sommet à la base de la colonne; le lixiviat est recirculé par pompage.

4.5.3 **Choix d'un bioréacteur approprié**

Suite à l'analyse des différents types de bioréacteur, il semble que le bioréacteur à ascension pneumatique (BAP) demeure le plus performant des réacteurs étudiés pour les raisons suivantes:

- les réacteurs à ascension pneumatique sont considérés parmi les plus performants quant au coefficient global de transfert de masse gaz-liquide (Sittig, 1982; Siegel et Merchuk, 1987; Chisti et Moo-Young, 1987c; Moo-Young et Chisti, 1988);

- la simplicité de leur design et de leur construction, à savoir l'absence de mécanismes mobiles tels que les arbres d'hélices, les hélices, les joints et les roulements à bille ainsi que le faible volume de l'appareil sont des atouts majeurs (Chisti et Moo-Young, 1987a);

- de plus, ces réacteurs présentent une turbulence relativement modérée et uniforme ainsi qu'un cisaillement très faible. Ces aspects sont particulièrement importants pour certaines cultures bactériennes vu que les conditions de circulation dans le réacteur peuvent

influencer la morphologie et le métabolisme cellulaires (Verlaan et Tramper, 1987);

- une réduction de la consommation énergétique pouvant atteindre 50% dans certains cas (Malfait et al., 1981) demeure le facteur économique justifiant son usage croissant;

- des patrons définis d'écoulement, un mélange très efficace permettant la cassure des flocs, une agitation créée par l'aération et une bonne dispersion de la nourriture pour les microorganismes en suspension sont au nombre des caractéristiques de ce bioréacteur (Onken et Weiland, 1980);

- les forces de cisaillement étant plus faibles, l'ampleur de la désorption des cellules à la surface des particules sera moindre et la biomasse sera ainsi moins endommagée (Kargi et Cervoni, 1983);

- on peut facilement atteindre une population bactérienne de l'ordre de 10^9cell/mL (Ebner, 1980).

4.5.4 **Description et fonctionnement du bioréacteur à ascension pneumatique à boucle interne**

Il existe plusieurs modèles de bioréacteurs à ascension pneumatique; le design initial du bioréacteur utilisé fut originellement conçu par ICI Ltd., puis ultérieurement développé par C-I-L Inc., Eco-Technology Division. Les performances à l'échelle laboratoire de ce dernier modèle démontrèrent un taux d'efficacité de 90% en transfert d'oxygène en regard de 4 à 20% pour les autres réacteurs (Tran et Gannon, 1981).

Ce type de bioréacteur (Couillard et al., 1988) est constitué de deux tubes verticaux concentriques, un interne et un externe. Ces tubes sont surmontés d'un réservoir et le tout est en plexiglas. La base du tube extérieur comporte un renforcement convexe sur lequel se centre le tube intérieur. La présence de ces deux tubes coaxiaux confère à ce bioréacteur une circulation

hydraulique toute particulière. Un compresseur alimente un débit d'air spécifique dans la section ascendante, débit qu'une couronne circulaire perforée distribue uniformément le long de la circonférence du tube. Les bulles ainsi créées vont monter le long de la paroi du tube externe, engendrant une différence de densité du milieu entre la section ascendante et descendante, ce qui permettra une circulation du fluide. Ces bulles vont se briser contre la première plaque de contact, trouée de 24 orifices de 2 cm de diamètre. Les bulles plus fines passeront au travers d'une seconde plaque perforée de trous de 6 mm de diamètre, disposés en 4 couronnes de 40 trous. L'écart entre les deux plaques est de 3.5 cm.

Le liquide redescend par le tube central à raison d'une vitesse d'environ 0.5 m/s. Un débit d'air supérieur est injecté dans le tube interne au travers d'un tube de verre dont l'extrémité est constituée d'un diffuseur d'air de type "aquarium", situé à environ 60 cm du niveau supérieur de l'eau. Les bulles, entraînées par le poids de la colonne d'eau, descendent et atteignent le fond convexe du bioréacteur. Leur taille diminue au fur et à mesure qu'il y a dissolution de l'oxygène dans la phase liquide; cette dissolution est pratiquement complète à la base du bioréacteur. Subséquemment, le liquide est aspiré dans la section ascendante du bioréacteur, ce mouvement étant indirectement généré par le débit d'air issu de la couronne circulaire. C'est ainsi que la circulation hydraulique du système à ascension pneumatique est amorçée.

Le débit d'air du tube interne doit être réglé avec une certaine précision. En effet, il existe un seuil hydraulique pour lequel une différence de densité trop élevée créerait un mouvement inverse, d'où une remontée des bulles d'air malgré le poids de l'eau descendante.

4.5.5 **Spécifications requises**

Charles (1985), Chisti et Moo-Young (1987a) et Siegel et al. (1988) ont rédigé des revues de littérature très exhaustives sur ce type de bioréacteur. On y retrouve les principales variables à examiner lors de la construction du réacteur même si, selon Chisti et Moo-Young (1987a), les connaissances actuelles ne permettent pas un design de haute précision. Les paramètres principaux sont: la rétention de gaz (gas hold-up, i.e. la fraction des vides dans le bioréacteur),

la vitesse du liquide, la recirculation du liquide et du gaz, la surface de l'interface gaz-liquide, le coefficient volumétrique de transfert de masse, le mélange du liquide et les coefficients de transfert de chaleur.

Il existe toujours parmi les chercheurs, des contradictions sur l'importance réelle de ces différents paramètres. Par exemple, certains auteurs affirment qu'il existe une relation entre la rétention de gaz et le coefficient volumétrique de transfert de masse (McManamey et John Wase, 1985). D'autres relatent les effets de la géométrie du réacteur et de la recirculation du gaz sur le transfert de masse (Siegel et Merchuk, 1987); Chisti et Moo-Young (1987b) décrivent l'importance de l'hydrodynamique et du transfert d'oxygène touchant le design du bioréacteur et démontrent la corrélation entre le transfert de masse gaz-liquide et le diamètre des bulles. De même, Siegel et al. (1986) exposent l'interdépendance entre le tube interne, la section annulaire et les effets de recirculation du gaz.

Cependant, il existe deux paramètres clés du design (Sittig, 1982; Siegel et al., 1988; Moo-Young et Chisti, 1988):

- le rapport hauteur:diamètre (H:D) du bioréacteur devra être au minimum de 3. Le bioréacteur employé avait un rapport H:D de 14;

- le rapport de la surface de la section ascendante ou annulaire (S_a) sur la surface de la section descendante (S_d) sera unitaire, i.e. égal à 1. Dans notre cas, ce rapport était de 0.7.

Certains aspects du bioréacteur décrits à la section 4.5.4 ne sont pas très standardisés en comparaison des bioréacteurs à ascension pneumatique classiques. Généralement, l'air est injecté à la base du réacteur de telle sorte que la pression requise pour combattre la charge hydrostatique doit être beaucoup plus grande que si l'injection est réalisée à une certaine hauteur, comme c'est le cas pour le bioréacteur actuel. Ainsi, il y a économie d'énergie et de coûts en regard du compresseur et de l'énergie exigés pour réaliser le travail. De plus, la présence du

diffuseur à l'intérieur du tube interne certifie qu'une quantité maximale d'oxygène sera dissoute dans le système et évite la formation de conditions anoxiques (Siegel et al., 1986). De plus, le fond convexe du bioréacteur permet une meilleure circulation hydrodynamique du mélange liquide-solide (Beyer et al., 1986). Peu ou pas de recherche théorique a été réalisée sur les paramètres susmentionnés.

4.6 EXPERIENCES ANTERIEURES DE LIXIVIATION BACTERIENNE A L'AIDE DE BIOREACTEUR A ASCENSION PNEUMATIQUE (BAP)

Dans le domaine de la biohydrométallurgie, plusieurs types de bioréacteurs ont été utilisés. Sans pour autant passer en revue toutes les expériences touchant la lixiviation bactérienne des métaux, une description des essais réalisés avec le type de bioréacteur choisi, soit le BAP, sera exposée.

L'utilisation de réacteurs à ascension pneumatique a débuté vers 1980, quoique certaines études avaient été effectuées durant les années soixante-dix (Wise et al., 1970; Hines et al., 1975; Hatch, 1975; Blenke, 1979). Depuis une décennie, des recherches portant sur l'utilisation de la lixiviation bactérienne jumelée à différents types de bioréacteurs furent réalisées (Tyagi et Couillard, 1989; Couillard et Mercier, 1990).

Kiese et al. (1980) ont construit et testé un BAP à boucle interne fait de verre. Le design du réacteur avait comme spécifications: rapport hauteur/diamètre de 4.55; rapport entre la surface du tube interne et la surface de l'espace annulaire de 0.73 et un volume effectif de 4.0 L. En inoculant deux types de réacteur (CSTR et BAP) avec deux types de levure, ils constatèrent que le rendement de l'une des levures était identique pour les deux réacteurs utilisés tandis que le BAP démontra une plus forte croissance que le CSTR pour l'autre levure. Ils évaluèrent que les temps de circulation et de mélange chutaient fortement avec l'augmentation du taux d'aération pour une vélocité superficielle du gaz d'environ 1 cm/s. Ebner (1980), en utilisant trois types de bioréacteurs, soit un BAP à boucle interne, soit une fiole d'Erlenmeyer à l'état stationnaire et une fiole d'Erlenmeyer agitée, compara la densité bactérienne obtenue. Il appert que cette densité est identique dans les deux types de réacteurs formés par les fioles d'Erlenmeyer. Dans

le BAP, la phase de latence est pratiquement inexistante, la densité cellulaire est similaire aux autres réacteurs. Dans une autre étude, la concentration maximale de cellules de Thiobacillus thiooxidans, obtenue dans divers bioréacteurs (Silverman et Lundgren, 1959; Gormely et Duncan, 1974), était similaire à celle obtenue dans le BAP.

Schäfer (1983) expérimenta une lixiviation bactérienne sur des déchets industriels de différentes sources en vue d'obtenir des données sur la récupération de métaux précieux. Les essais furent réalisés dans des fioles d'Erlenmeyer agitées et dans des BAP de volumes de 4 L et 40 L avec des espèces spécifiques de thiobacilles (Thiobacillus ferrooxidans, Thiobacillus thiooxidans). Les conditions de lixiviation telles que le pH, l'aération, la densité de pulpe, etc. ont été optimisées et ont mené à une extraction de 90% du zinc et à 30% du cuivre provenant d'un résidu de flottation. Le design du réacteur était celui de Kiese et al. (1980). Yunker et Radovich (1985), se basant sur les études de Kinsel et Umbreit (1964) et sur celles de Kovrov et al. (1978) et de Denisov et al. (1980) réalisèrent le design d'un bioréacteur électrolytique en vue d'accroître la population bactérienne. Les études préliminaires démontrèrent que les conditions optimales pour la culture de Thiobacillus ferrooxidans se situaient à un pH de 1.6 et à une température de 29^{0}C. L'application d'un courant continu permet de réduire le fer ferrique en ferreux tandis que la bactérie oxyde l'ion ferreux en ion ferrique. Sans chiffrer les conclusions émises, les auteurs affirment que le nombre de cellules, les coefficients de rendement cellulaire et les taux de production protéique augmentent. Chiffres à l'appui, les mêmes auteurs (Yunker et Radovich, 1986) démontrèrent que l'utilisation d'un bioréacteur électrolytique hausse la concentration en protéines de 3.5 fois, le taux de production protéique de 6.5 fois, le coefficient de rendement de 8 fois et le taux d'oxydation du fer ferreux de 1.5 fois.

Marchand (1986) étudia la solubilisation de concentrés d'arsénopyrite avec Thiobacillus ferrooxidans. Ayant quantifié les paramètres majeurs comme le pH, le potentiel d'oxydoréduction (POR), l'oxygène dissous, la température et les pourcentages de solubilisation dans une fiole d'Erlenmeyer agitée, il effectua d'autres essais en mode continu à différentes échelles (2.5 L à 500 L) dans un CSTR. Il obtint comme résultats, 70% de solubilisation de l'arsenic et 14% du fer. L'auteur conclua que les conditions de lixiviation bactérienne sont peu

sensibles aux variations d'échelle. Atkins et al. (1986) réalisèrent des expériences avec trois bioréacteurs différents, soit une fiole d'Erlenmeyer agitée, une colonne de percolation et deux BAP à boucle interne de 5 L de volume. Trois substrats différents furent utilisés: de la pyrite, de la sphalérite et de la chalcopyrite. Suite aux résultats obtenus, il semble que les pourcentages de solubilisation des métaux soient plus reliés aux substrats eux-mêmes qu'aux différents bioréacteurs. Ainsi, la pyrite, provenant d'Espagne, fut plus solubilisée au travers de la colonne de percolation que dans les autres types de bioréacteur tandis que, la sphalérite, originant d'Irlande, fut plus soluble avec le BAP en regard des autres bioréacteurs. Les auteurs ne font mention d'aucune spécification du bioréacteur. Puhakka et Tuovinen (1986) utilisèrent quatre techniques expérimentales différentes pour déterminer la lixiviation microbiologique de minéraux sulfurés. La fiole d'Erlenmeyer agitée a requis la plus courte période de contact pour une solubilisation complète des métaux (100% du nickel et du zinc) tandis que les BAP et les réacteurs à colonne aérée ont requis une période de contact plus longue sans pour autant produire une solubilisation complète des deux métaux; les pourcentages de solubilisation atteints furent de 91% pour le zinc et de 84% pour le nickel. Le système de percolation s'est avéré le moins effectif parmi l'ensemble des techniques. Pour cette étude, les dimensions du BAP n'ont pas été spécifiées.

Beyer et al (1986) employèrent un BAP en mode cuvée pour la désulfuration du charbon. En modifiant le design du BAP à boucle interne, les auteurs parvinrent à atteindre une densité de pulpe de 50% et une concentration cellulaire de 5 X 10^5 cellules/mL. Sous des conditions optimales, 95% de la pyrite fut oxydée en huit jours avec une densité de pulpe de 20%. Les spécifications se rapportant au bioréacteur sont celles décrites par Kiese et al. (1980) avec les modifications suivantes: ajout d'un fond convexe à la base du BAP, changement du système d'aération et remaniement de la géométrie du réacteur. Beyer et al. (1987) réalisèrent une désulfuration microbiologique d'un charbon bitumineux à l'aide d'un BAP en mode cuvée; 90% du soufre pyritique fut oxydé avec des densités de pulpe entre 2 et 30% durant une période de 12 à 28 jours. Les paramètres d'opération du réacteur étaient identiques à ceux de Kiese et al. (1980).

Helle et Onken (1987) utilisèrent des concentrés de pyrite de même qu'une culture mixte (Thiobacillus ferrooxidans, Thiobacillus thiooxidans et Leptospirillum sp.) avec un BAP à boucle interne en mode continu; les temps de séjour furent de 45 et 100 heures. 82% du fer, 42% du cuivre et 100% du zinc furent solubilisés lors de ces travaux. Les caractéristiques du réacteur étaient identiques à ceux de Kiese et al. (1980) avec un volume utile de 4.5 L. Khinvasara et Agate (1987) comparèrent la lixiviation bactérienne d'un concentré de chalcopyrite ($CuFeS_2$) obtenue entre un BAP à boucle interne en mode cuvée et une fiole d'Erlenmeyer agitée en utilisant Thiobacillus ferrooxidans. Le bioréacteur employé avait les spécifications hydrodynamiques mentionnées par Kiese et al. (1980) sauf que le rapport hauteur:diamètre était de 1.66. Le volume du réacteur était de 4 L avec un volume utile de 3 L. Les conclusions furent que 88.64% du Cu fut mis en solution avec le BAP en soixante jours, en comparaison de 70.24% avec la fiole d'Erlenmeyer agitée pour une période identique.

Norris et Barr (1987) effectuèrent des expériences avec de la pyrite par l'entremise d'un BAP à boucle interne et d'un CSTR; l'inoculum employé était des souches de Thiobacillus ferrooxidans et de Sulfolobus. En augmentant la densité de pulpe jusqu'à 10%, ils constatèrent, avec un CSTR et avec Sulfolobus, une inhibition se traduisant par une phase de latence, tandis qu'avec le BAP, la phase de latence disparaissait. De même, en enlevant le tube interne du BAP, ils concluèrent à une diminution de la croissance bactérienne et de l'oxydation du minerai due à la distribution hétérogène du minéral, le concentré se trouvant à la base du BAP. Dans le BAP, le taux de solubilisation du fer obtenu était cinq fois celui du CSTR avec Thiobacillus ferrooxidans à 30°C et six fois avec l'utilisation de Sulfolobus à 70°C. Le taux maximum atteint, à 70°C, fut de 200 mg/L/h à 5% de densité de pulpe (g/mL) avec le BAP. Les auteurs ne signalent aucune dimension du bioréacteur à ascension pneumatique.

Acevedo et al. (1987) firent une étude comparative d'un CSTR et d'un BAP (10 L chacun), en mode cuvée, avec Thiobacillus ferrooxidans et un concentré de chalcopyrite. Il appert, selon les auteurs, que le CSTR était supérieur au BAP en termes de quantité de cuivre solubilisé par unité d'énergie utilisée et du pourcentage maximum d'extraction par unité d'énergie. En effet, 14 g/L de cuivre furent mis en solution en 500 heures avec le CSTR en regard de 7.8 g/L en 450 heures

avec le BAP. Peu de données sont disponibles concernant les dimensions du réacteur. Ils mentionnent toutefois que le volume total était de 10 L, que l'air était injecté au bas de la section annulaire et que le rapport hauteur:diamètre de 0.8. Le Roux et Wakerley (1987) évaluèrent la lixiviation bactérienne de la chalcopyrite en inoculant Sulfolobus et Thiobacillus ferrooxidans dans un CSTR d'un volume de 0.7 L et dans deux BAP de volumes de 0.8 et de 10 L, les deux types de réacteurs en modes cuvée et continu. Ils obtinrent des résultats intéressants, à savoir que 97.9% du cuivre passa de la phase solide à la phase liquide avec le BAP de 10 L en mode continu avec un temps de séjour de 14 jours. Le rapport hauteur/diamètre était de 5.7 tandis que le rapport S_d:S_a était de 0.14.

Kawatra et al. (1989) démontrèrent, en comparant les résultats obtenus dans une fiole d'Erlenmeyer agitée et un BAP, que non seulement Thiobacillus ferrooxidans mais également d'autres microorganismes (Pseudomonas fluorescens, Lactobacillus acidophilus, Staphylococcus epidermis) sont aptes à abaisser la flottation de la pyrite contenue dans du charbon. De plus, l'utilisation d'un BAP augmenta le degré et le taux de solubilisation de la pyrite avec un contenu sulfureux final de 2.05% en regard de 2.50% pour la fiole d'Erlenmeyer agitée. Smith et Skidmore (1989) étudièrent les effets de la densité de pulpe et de la température sur le transfert d'oxygène et la rétention du gaz dans un BAP conçu pour la désulfuration du charbon. Il appert que le coefficient volumétrique de transfert de masse est optimisé à une densité de pulpe de 5% et moins et que ce coefficient augmente de 392% lorsque la température passe de 30°C à 70°C. Egalement, la rétention du gaz décroît pour toutes les concentrations en solide mais s'élève avec la température. Adam et al. (1989), tout en décrivant les plus récentes applications commerciales relatives à l'extraction de l'or issu de gisements sulfureux à l'aide de bioréacteurs, réalisèrent des essais dans un CSTR en mode semi-continu avec un temps de séjour de 80 heures. Une extraction de 95% de l'or et de l'argent fut atteinte en regard de 10% pour l'or et 40% pour l'argent par la cyanuration. De même que Marchand (1986), ils concluèrent que les variations d'échelle n'affectaient pas les caractéristiques majeures du procédé.

CHAPITRE 5

Phase expérimentale

5. PHASE EXPERIMENTALE

5.1 OBJECTIFS

Le présent travail a pour but d'évaluer l'efficacité d'un bioréacteur à ascension pneumatique (BAP) par rapport à la solubilisation bactérienne de métaux provenant de résidus miniers de la compagnie Minéraux Noranda Inc., division Chadbourne (Rouy-Noranda), résidus issus de gisements de sulfures massifs (mine Horne). La réalisation de ce travail comportera donc les objectifs suivants:

1- Estimer la capacité d'utilisation et de fonctionnement de ce type de réacteur en regard de deux systèmes de culture (cuvée et continu), de différentes densités de pulpe et de divers temps de séjour avec comme substrat des résidus miniers.

2- Evaluer la récupération de la balance des métaux non piégés lors du processus de concentration en:

- quantifiant les taux d'extraction (mg/L/jr) des principaux métaux: Cu, Zn, Fe, Co et Ni;
- comptabilisant les pourcentages d'extraction des mêmes métaux;
- comparant les pourcentages de solubilisation obtenus pour les deux systèmes de culture en fonction du temps;

3- Analyser l'influence de paramètres primordiaux, tels que le pH, le potentiel d'oxydoréduction (POR) et la saturation en O_2 sur la solubilisation des métaux.

4- Minimiser les valeurs des conditions optimales des expériences au laboratoire en vue de se rapporcher de celles des conditions existantes à une échelle industrielle.

5.2 DESIGN EXPERIMENTAL

Deux systèmes de culture, le premier opéré en mode cuvée et le second en mode continu, furent choisis pour l'étude de la solubilisation bactérienne des résidus miniers. Les essais avec le procédé en mode cuvée permettait d'estimer différentes densités de pulpe (DP) (rapport masse de résidus miniers (poids sec) /volume du liquide, soit g/mL X 100) (Torma et Legault, 1973) et d'exposer une gamme potentielle de divers temps de séjour t_s pour les essais en mode continu par l'évaluation du temps de stabilité du système. Les essais avec le procédé en mode continu cherchait à définir le temps de séjour optimal et préfigurait une simulation du mode d'opération à l'échelle industrielle. En réalité, les essais en mode continu sont plutôt des essais en mode semi-continu puisque le système est alimenté à toutes les heures.

Sur les sept essais réalisés, trois furent en mode cuvée et quatre en mode continu. Parmi les essais en mode cuvée, deux, dont l'un en milieu stérile agissant comme contrôle, avaient une DP de 20% et le troisième de 10%. Entre l'essai en mode cuvée à 10% de DP et celui à 20% de DP, le bioréacteur fut vidé puis rempli à nouveau, contrairement à la transition de l'essai en mode cuvée à 20% de DP à ceux en mode continu. Tous les essais en mode continu furent effectués à une DP de 20% et, de ce nombre, l'un servit de contrôle, comme pour les essais en mode cuvée. Le bactéricide employé pour les essais stériles fut le thymol, à raison de 1 g/L dissous dans 2% de méthanol (Khinvasara et Agate, 1987).

Trois temps de séjour (3, 5 et 7 jours) furent étudiés lors des essais en mode continu, le dernier temps de séjour correspondant également à celui de l'essai stérile. Entre chaque essai en mode continu, le bioréacteur ne fut pas vidé, le débit étant modifié selon le t_s déterminé selon la chronologie suivante: le premier essai correspond au t_s de 5 jrs, le second de 7 jrs et le dernier de 3 jrs. De plus, le comportement du système fut étudié à un seul niveau de température, soit 20^0C. En fait, cette température était directement reliée à celle de l'air du compresseur car, lors d'essais préliminaires, le laps de temps nécessaire pour que la température de l'air du compresseur règle celle du liquide du bioréacteur était minime (moins de 18 heures) et que cette température demeurait constante.

5.3 MATERIEL

5.3.1 **Souche bactérienne**

Cette culture mixte de Thiobacillus ferrooxidans et/ou Thiobacillus thiooxidans possédait des caractéristiques pertinentes au projet en cours. Initialement indigène à des résidus miniers de la région de Val-d'Or, elle fut cultivée et acclimatée durant deux ans et demie avec comme substrats, une variété de résidus miniers. Cette culture mixte fut adaptée à la croissance sur les résidus miniers en question par un minimum de quatre transferts sur une période de 21 jours. Le pourcentage de l'inoculum utilisé était de 10% (v/v).

5.3.2 **Milieu de culture**

Le milieu de culture employé fut celui de Silverman et Lundgren (1959), soit le milieu 9K sans ajout de fer ferreux. La solution 9K contenait par litre 3.0 g de $(NH_4)_2SO_4$, 0.1 g de KCl, 0.5 g de KH_2PO_4, 0.5 g de $MgSO_4$ anhydre et 0.0125 g de $Ca(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$. Le pH du milieu a été ajusté à 3.0 par l'addition d'acide sulfurique concentré. Ce milieu était conservé à 4^0C.

5.3.3 **Résidus miniers**

5.3.3.1 Origine

Les résidus miniers ont été gracieusement fournis par la compagnie Minéraux Noranda Inc., division Chadbourne (Rouyn-Noranda) et proviennent de la mine Horne. Plus précisément, les résidus, en grande majorité sulfureux, originent de l'un des trois circuits distincts du concentrateur de la mine, appelé circuit de sulfures massifs. Même si le circuit est opéré à pH basique (8.5 - 10), il y a un second système de chaulage mis en opération avant le rejet final des résidus, qui sont déposés sous la surface de l'eau dans le parc à résidus Pelletier. Les résidus utilisés pour les expériences n'ont été soumis qu'au premier système de chaulage. Selon les chiffres de la compagnie Noranda, la granulométrie se situait entre 75 et 85% -200 mesh.

Du côté géologique, ils sont issus d'un gisement volcanogène de sulfures massifs. Ces derniers représentent le sommet d'un cycle volcanique composé de membres successifs, issus de coulées andésitiques, de coulées rhyolitiques et de tuffs. Le minerai se compose surtout de pyrite et de pyrrhotite ainsi que 2.2% de Cu, 0.17 on/ton d'or et de 0.4 on/ton d'argent. En fait, les résidus sont natifs d'une petite portion du gisement appelé 55A et d'un tonnage dilué estimé aux environs de 180,000 tonnes. Après réévaluation, cette zone fut considérée comme économique selon les standards actuels.

5.3.3.2 Composition minéralogique et chimique

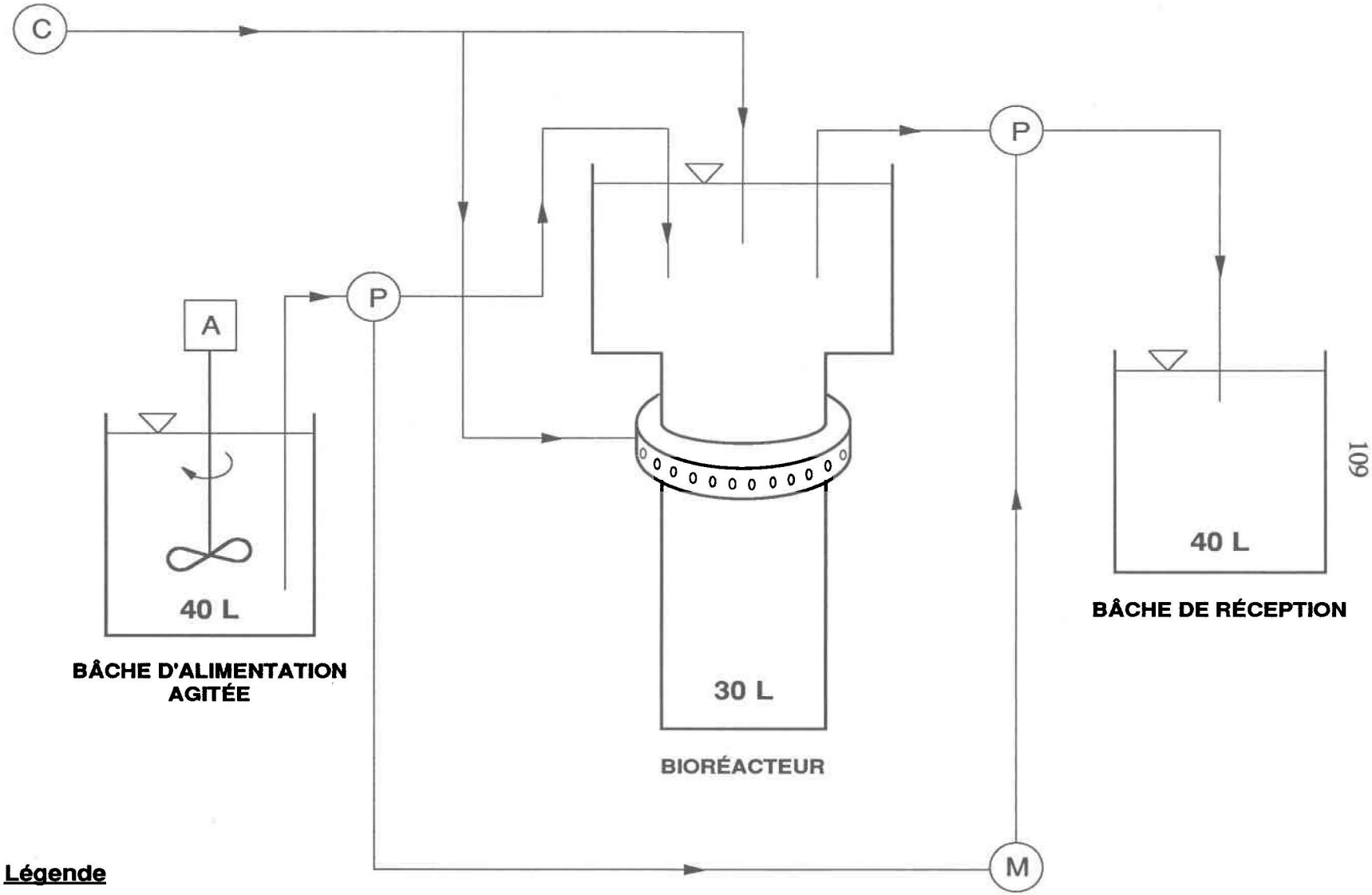
Une première analyse de la composition minéralogique des résidus miniers fut réalisée par diffractométrie aux rayons X. Elle révéla les phases suivantes: comme phase unique majeure, soit supérieure à 50%, de la pyrite, comme phases secondaires, soit supérieure à 25%, de la pyrrhotite, du quartz et de la chlorite. A la première analyse, s'ajouta une seconde analyse minéralogique dont les résultats furent: SiO_2, 9%; pyrite (FeS_2), 39.7%; pyrrhotite, ($Fe_{1-x}S$), 44.5%; les autres composantes chimiques majeures comprenaient: MgO, 0.86%; CaO, 0.56%; K_2O, 0.11%; S, 39.7% et les métaux lourds étant: Ag, 9 mg/kg; Cu, 0.38%; Fe, 41.9%; Au, 5.4 g/t; Co, 260 mg/kg; Ni, 120 mg/kg et Zn, 0.21%.

5.3.4 **Description du montage et des appareils**

La figure 5.1 présente le schéma du montage expérimental utilisé pour la solubilisation biologique des métaux lourds dans les résidus miniers.

Environ 250 dm^3 de résidus miniers de sulfures massifs, contenus dans deux barils métalliques, furent reçus au laboratoire de l'INRS-Eau, le 8 novembre 1988. Pour des raisons de transport et de manutention, les rejets miniers avaient déjà subi une séparation solide-liquide; ils furent conservés dans ces mêmes barils à la température de la pièce. La surface des résidus miniers fut recouverte d'une couche d'eau d'environ 10 cm en vue de prévenir une oxydation atmosphérique.

Figure 5.1: **Schéma du montage expérimental utilisé pour la solubilisation biologique des métaux lourds dans les résidus miniers**



Légende

C = Compresseur à air
P = Pompe masterflex
M = Microprocesseur Chrontrol
A = Agitateur

JH 47321-1082

5.3.4.1 Séchage et broyage

Selon les besoins quantitatifs de chaque essai, les rejets miniers étaient séchés, durant 48 heures, dans un four de marque PRECISION SCIENTIFIC, Thelco, modèle 28, à 35^{0}C pour éviter de brûler certains sulfures (e.g. pyrrhotite). Ce séchage permettait une pesée juste du résidu pour l'obtention d'une valeur précise de la densité de pulpe.

Le séchage provoquant un durcissement, les résidus furent broyés à l'aide de deux types de broyeur; le premier, un broyeur à mâchoires, de marque STURTEVANT modèle 2 X 6 BHER, utilisé pour écraser les blocs et le second, un broyeur à disques, de marque STURTEVANT modèle 0 BISLI, pour obtenir une poudre beaucoup plus fine.

5.3.4.2 Granulométrie

Dans le but de vérifier si l'étape précédente avait entraîné une modification de la granulométrie existante, des tests furent réalisés pour connaître cette nouvelle granulométrie. Les tamis employés étaient de marque C.E. TYLER et ENDECOTTS tandis que l'agitateur de tamis était également de marque ENDECOTTS, modèle E.F.L. 1 MK11.

5.3.4.3 Bioréacteur en mode cuvée

Le bioréacteur employé en mode cuvée a été décrit à la section 4.5.4 et est illustré à la figure 5.2. Le bioréacteur utilisé à l'INRS-Eau fut construit par la compagnie Fanny inc. Il s'agissait d'un bioréacteur à ascension pneumatique d'un volume de 30 litres. La température fut constamment maintenue entre 20^0 et 22^{0}C; l'aération en volume d'air par volume de réacteur par minute (VVM) était fixée à 0.80 v/v/m, ce qui correspond à un taux d'aération de 24.0 L d'air/min. Ce taux est ajustée à l'aide d'un débitmètre à air de marque CILMONT. La conduite d'air de type TYGON avait un diamètre de 1 cm. Une importante perte d'eau par évaporation (entre 400 et 600 mL/jr) était compensée par l'ajout, dans le bioréacteur, d'une solution de milieu 9K (sans fer ferreux) pour les essais inoculés et d'eau distillée pour les essais stériles. Ces

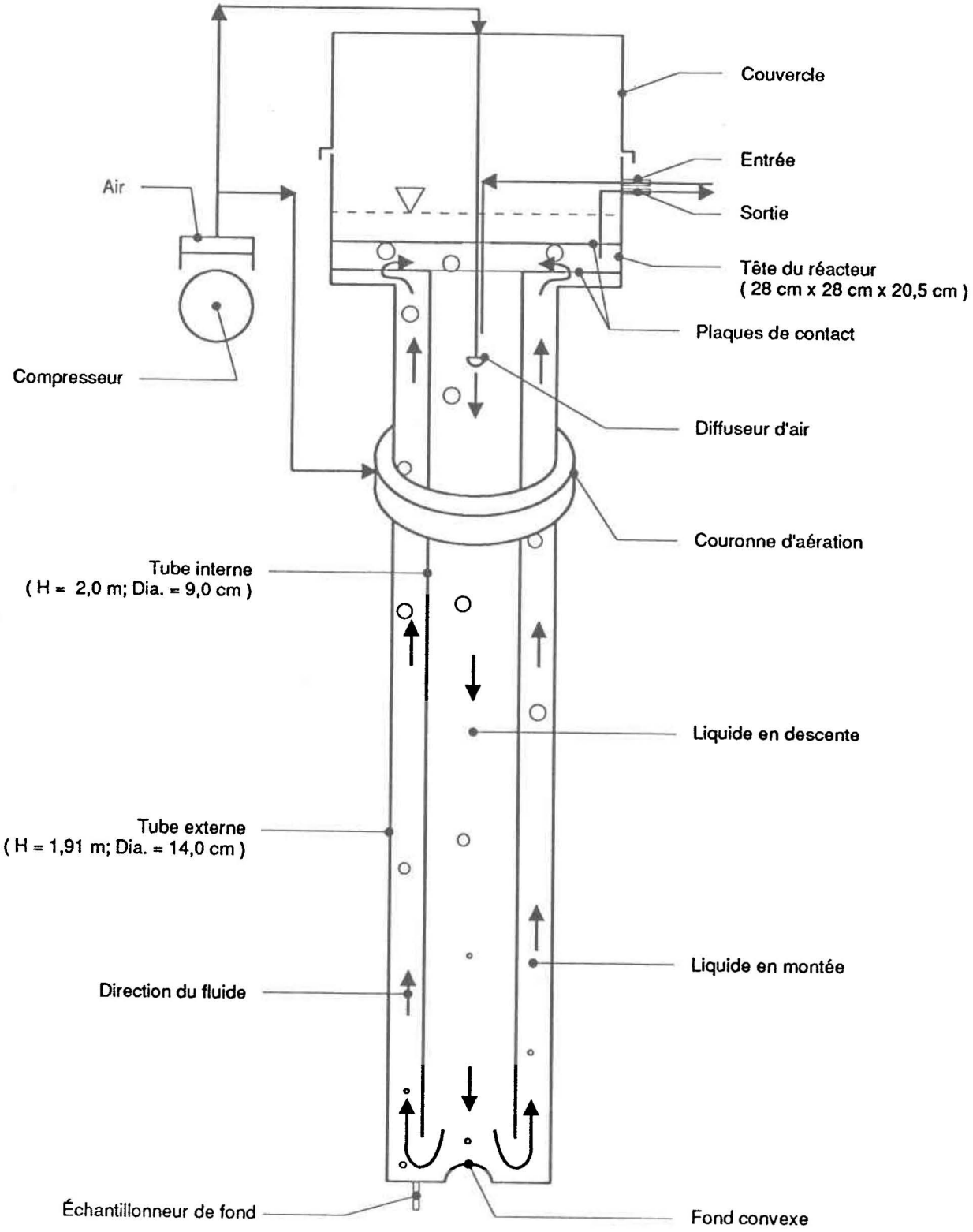


Figure 5.2: **BIORÉACTEUR À ASCENSION PNEUMATIQUE**

solutions étaient préalablement acidifiées au pH du réacteur par apport d'acide sulfurique concentré 9N (réactif analytique, spécifications A.C.S.).

La préparation de chaque essai en mode cuvée était réalisée de la façon suivante. Le bioréacteur était rempli successivement de 27 litres d'eau distillée (pH 4), des quantités nécessaires de résidus miniers et du milieu 9K (sans fer ferreux). Une mesure du pH était effectuée et, au besoin, ajustée à un pH initial aux environs de 2.5 par ajout d'acide sulfurique concentré 9N (réactif analytique, spécifications A.C.S.). Le niveau était ensuite complété à 30 litres par addition de l'inoculum.

5.3.4.4 Alimentation et retrait du substrat du bioréacteur en mode continu

Le mélange solide-liquide de résidus miniers et d'eau distillée était ajouté à tous les jours dans la bâche d'alimentation. Cette dernière, en polycarbonate, avait un volume utile de 40 litres. Etait incorporée à cette bâche, une tige d'agitateur en acier inoxydable montée sur un agitateur de marque CAFRAMO, modèle RZR 50, dont la vitesse d'agitation fut fixée à 1300 rpm. La bâche de réception était le réservoir du substrat traité et possédait les mêmes caractéristiques que la bâche d'alimentation.

5.3.4.5 Bioréacteur en mode continu

Il s'agit du même réacteur que celui utilisé en mode cuvée (voir description à la section 4.5.4) avec l'ajout des réservoirs décrits à la section précédente. La circulation du substrat était la suivante: le retrait du substrat traité était pompé en premier lieu suivi de l'alimentation du substrat frais. A toutes les heures et dépendant du volume requis selon les différents temps de séjour, l'alimentation et le retrait du substrat étaient régularisés, à l'aide de conduites de 0.7 cm de diamètre de type TYGON, par l'utilisation de pompes péristaltiques MASTERFLEX combinées à un microprocesseur CHRONTROL, à 4 circuits, programmé en conséquence. Deux fois par jour, pour assurer un contrôle adéquat du temps de séjour, le débit des pompes était

vérifié et modifié au besoin.

5.4 METHODES

5.4.1 **Protocole expérimentale**

5.4.1.2 Echantillonnage

Lors des essais en mode cuvée, des mesures quotidiennes de pH, de POR, de concentration en O_2 dissous et de température étaient compilées, tandis que pour les essais en mode continu, les mesures de pH et de POR furent effectuées à toutes les 12 heures. A ces mesures, s'ajoutait une vérification visuelle du débitmètre d'air, de la circulation du liquide dans le bioréacteur ainsi qu'un examen des microorganismes au microscope optique de marque WILD HEERBRUGG, modèle M20-70563, pour certifier une activité bactérienne.

Un volume de 25 mL de résidus, prélevé journellement dans la partie supérieure du bioréacteur, fut rapidement déposé dans une centrifugeuse SORVALL SUPERSPEED RC2-B, à température de la pièce, pendant 12 min à 12000 rpm (G = 17369). Le surnageant fut transféré dans des cuvettes de plastique de 26 mL et acidifié par l'apport de 0.2 mL de HNO_3 concentré (réactif analytique, spécifications A.C.S.). L'étape subséquente consistait en l'entreposage du surnageant et de la partie solide restante à 4^0C jusqu'à l'analyse des métaux.

5.4.2 **Techniques d'analyse**

5.4.2.1 Granulométrie

Les tests de granulométrie sur les résidus miniers furent réalisés selon les recommandations de la ISO (International Standards Organization). La méthode est celle de Tyler Incorporated (1982) et consiste en une analyse combinée, humide et sèche, du matériel. Le séchage, lors du passage de la phase humide à la phase sèche, fut exécuté de la façon suivante: le matériel fut congelé

à -40°C pendant 24 heures, puis déposé dans un lyophilysateur VIRTIS, modèle 10-100 durant une journée.

5.4.2.2 pH et potentiel d'oxydoréduction (POR)

Les mesures de pH furent effectuées par le truchement d'un pH mètre de marque RADIO COPENHAGEN, modèle 26, muni d'une électrode de verre combiné. L'appareil fut étalonné quotidiennement à pH 1 et 4 avec une précision des mesures de ± 0.02 unité de pH. Quant aux mesures du POR, elles furent quantifiées à l'aide d'un pH mètre FISHER ACCUMET, modèle 805 MP, pourvu d'une électrode combinée platine et Ag/KCl. La solution étalon pour calibrer l'appareil est la solution de référence Zobell (Le Barander et Niedisto, 1978). On obtient cette solution en mélangeant 0.003 M de ferricyanide de potassium, $K_3Fe(CN)_6$ avec 0.003 M de ferrocyanure de potassium $K_4Fe(CN)_6 \cdot 3H_2O$ et 0.1 M de KCl.

5.4.2.3 Concentration en oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous fut compilée par l'intermédiaire d'un oxymètre YELLOW SPRINGS INSTRUMENT, modèle 54. L'appareil était étalonné dans l'eau saturée en oxygène dissous à 20°C. Sous les conditions expérimentales, la concentration en oxygène dissous se chiffrait à 9.3 mg/L et était identique à la valeur de saturation de la pression atmosphérique normale.

5.4.2.4 Métaux lourds

Le cuivre, le nickel, le fer total, le zinc et le cobalt furent analysés, en duplicata, à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme, modèle AA-575, de la compagnie VARIAN. Une mesure de la solution standard était effectuée à tous les cinq échantillons. Etant donné la concentration élevée de certains métaux lourds obtenue lors de la solubilisation bactérienne, plusieurs dilutions furent requises pour situer la majorité des concentrations des échantillons sur la courbe d'étalonnage de l'appareil de mesure. Ces nombreuses dilutions engendrèrent une

marge d'erreur due à plusieurs facteurs tels que la précision des pipettes, la manutention, etc; elles risquaient donc de fausser la validité des analyses. C'est pourquoi une seconde série d'analyses, en duplicata également, sur les mêmes métaux (à l'exception du nickel) fut réalisée à l'aide d'un spectromètre d'émission au plasma induit, modèle 9000, de la compagnie JARRELL-ASH, métaux extraits par la solution Mehlich III, en vue de comparer les deux séries d'analyses. L'annexe 9 présente la comparaison des courbes obtenues entre ces deux types d'analyse.

Les métaux lourds des résidus miniers furent extraits avec de l'acide nitrique (HNO_3 conc., 70%), de l'acide perchlorique ($HClO_4$ conc., 72%) et de l'acide hydrofluoridrique (HF, 48%) selon les directives de l'APHA (1985). Ils furent ensuite analysés, en duplicata, au spectromètre d'émission au plasma induit.

Les étalons pour la préparation des solutions standards provenaient de la compagnie BDH (British Drug House). Quant à la matrice ou agent diluant pour ces solutions standards, sa composition chimique posait un certain problème. Théoriquement, elle doit être autant que possible, identique au milieu dans lequel étaient plongés les métaux dissous. Il était difficile de reproduire exactement le milieu du bioréacteur . Conséquemment, l'auteur testa trois matrices différentes en vue de quantifier les marges de concentrations obtenues par l'emploi de chacune d'elles. La première se composait uniquement d'acide nitrique (HNO_3, 0.5% v/v) avec comme solvant de base de l'eau déminéralisée, la seconde, de l'acide nitrique (0.5% v/v) avec comme solvant de base du milieu 9K sans sulfate ferreux (voir section 5.3.2) et la troisième, de l'acide nitrique (0.8% v/v) et de l'acide sulfurique (0.25% v/v), ces deux acides ayant comme solvant de base le milieu 9K sans l'ajout de $FeSO_4$. Les résultats montrèrent peu de différence sur l'ensemble des métaux, si bien que la matrice employée fut la première pour tous les métaux à l'exception du cobalt, pour lequel, les échantillons étaient dilués avec la troisième matrice.

La présence ou non d'interférences due à la forte concentration d'un ou de plusieurs métaux, devait également être considérée. Selon la littérature, un seul métal pouvait fausser la concentration d'un autre, il s'agissait du fer en regard du cobalt. Effectivement, après avoir

analysé les métaux en employant cinq dilutions (1/5, 1/10, 1/100, 1/1000 et 1/5000) dans les trois matrices différentes et suite aux calculs impliqués, les concentrations métalliques demeuraient constantes à l'exception du cobalt. La concentration du cobalt, par rapport à l'échantillon non dilué, augmentait pour les dilutions 1/5, 1/10 et 1/100 et se stabilisait à celles de 1/1000 et 1/5000. Il était évident que la quantité massive de fer dissous ou de sulfate ferreux interférait sur le cobalt.

Le pourcentage de solubilisation fut calculé de la façon suivante:

- en cuvée: % de solubilisation = [(B-C)/A]•100

où A: concentration (mg/L) en métal dans le résidu au début de l'expérience, d'après l'analyse sur le produit solide.

B: concentration (mg/L) en métal dans le surnageant après la centrifugation, suite à l'analyse au spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme.

C: valeur de B au jour 0 de l'essai.

- en continu: % de solubilisation = (B/A)•100

où A et B sont les mêmes paramètres que ceux définis en mode cuvée.

Le taux d'extraction (mg/L/jr) fut calculé pour les essais en continu de la manière suivante:

Tx = Bm/D

où Bm: valeur moyenne de toutes les valeurs de B du dernier cycle du temps de séjour.

D: durée d'un cycle (jour).

5.4.2.5 Coefficient volumétrique du transfert d'oxygène (K_La)

Ce paramètre a été déterminé selon la méthode d'état non stable d'aération (Ramalho, 1983). La dépendance du K_La en regard de plusieurs paramètres du bioréacteur a déjà été mentionné à la section 4.4.9. La détermination de ce paramètre, par une mesure directe, évalue la

performance du bioréacteur pour solubiliser l'oxygène. Deux procédures furent mises à l'essai. La première consistait à désoxygéner le milieu liquide par l'addition d'un composé désoxydant, comme le sulfite de sodium (Na_2SO_3), accompagné de chlorure de cobalt ($CoCl_2$) comme catalyseur. Après avoir rempli le bioréacteur d'eau claire et ajouté les composés, l'aération fut démarrée et l'oxygène dissous quantifié en fonction du temps. Cette façon de procéder fut rejetée car les résultats obtenus démontraient de grandes variations. La seconde procédure fut la suivante: le milieu liquide était désoxygéné en purgant la solution avec de l'azote gazeux, pendant cinq minutes, pour permettre à l'électrode de l'oxymètre d'atteindre à l'état stable une valeur de zéro. L'azote gazeux fut remplacé par de l'air et l'essai s'arrêta une minute après que la saturation en oxygène dissous fut atteinte. Des mesures d'oxygène dissous (C) furent quantifées à toutes les 25 secondes; la stabilité une fois atteinte, correspond à la concentration à saturation (C_s).

Le graphique de C versus le temps permet de visualiser le temps nécessaire au système à atteindre une stabilité. En modifiant l'équation mathématique 19 (voir section 4.4.9), on obtient:

$$\frac{dC}{C_s - C} = K_L a dt \qquad (21)$$

L'intégration de l'équation 21 donne:

$$\ln (C_s - C) = - K_L a t + \text{constante d'intégration} \qquad (22)$$

De l'équation 22, un graphique de (C_s - C) sur une échelle semi-logarithmique versus le temps donne une ligne droite dont la pente est égale à $-K_La$ où C_s est la concentration d'oxygène à saturation, soit 8.15 mg O_2/L à 26.5^0 C.

5.5 RESULTATS BRUTS

5.5.1 **Evolution des paramètres mesurés, des pourcentages de solubilisation et des taux d'extraction pour les essais en modes cuvée et continu**

L'annexe 1 expose les résultats bruts pour l'essai en mode cuvée à 10% de DP tandis que l'annexe 2 présente ceux de l'essai en mode cuvée à 20% de DP. L'annexe 3 relate les résultats bruts aux temps de séjour de 3, 5 jrs et 7 jrs; l'annexe 4 présente les mesures d'oxygène dissous et les graphiques ayant permis la détermination de K_La. Les annexes 5 et 6 reproduisent les graphiques des métaux en fonction du temps et les annexes 7 et 8, ces mêmes métaux en fonction du pH et du POR. Enfin, l'annexe 9 présente quelques courbes des métaux issues des résultats obtenues par les deux types d'analyse.

5.5.2 **Mesure du coefficient volumétrique de transfert d'oxygène (K_La)**

L'annexe 4 contient les résultats bruts ainsi que les graphiques ayant permis la détermination du K_La. Le K_La fut évalué à 0.4783/min dans un milieu abiotique, donc il ne tient pas compte de la consommation en oxygène des bactéries.

CHAPITRE 6

Analyse et discussion des résultats

6. ANALYSE ET DISCUSSION DES RESULTATS

6.1 PERIODES DE STABILITE DES ESSAIS EN MODE CUVEE ET CONTINU

Tel que mentionné à la section 5.2, l'un des objectifs des essais en mode cuvée était d'évaluer l'intervalle de temps nécessaire à l'obtention d'une stabilité quantitative des paramètres, soit le pH et le POR, en vue d'estimer différents t_s pour les essais en mode continu. Subséquemment au choix des t_s, une certaine rigueur scientifique exige l'attente d'au moins trois fois le t_s pour atteindre un régime permanent (Couillard et Mercier, 1990; 1991b) avant de considérer les paramètres mesurés en vue d'une analyse plus poussée. Diverses contraintes, d'ordre technique et administrative, n'ont pas permis le respect du maintien de cette exigence et, le lecteur le constatera par lui-même, il aurait été très pertinent de rencontrer cette exigence pour certains t_s. Le tableau 6.1 expose les mesures des paramètres et résultats de solubilisation et d'extraction des métaux. La quantification des moyennes du % de solubilisation et d'extraction des métaux, du pH, du % de saturation en O.D. et du POR a été réalisée à partir des valeurs de la dernière période du t_s concerné, soit celle considérée en régime permanent

6.2 INFLUENCE DU TEMPS SUR LES PROFILS DES PARAMETRES MESURES ET SUR LA SOLUBILISATION DES METAUX POUR LES ESSAIS EN MODE CUVEE

6.2.1 **Relation du pH en fonction du temps**

La figure 6.1 présente les profils du pH des essais en mode cuvée en fonction du temps: pour l'essai à 10% de DP, l'on constate que les valeurs du pH augmentent légèrement entre le jr 0 et le jr 11, passant de 2.25 à 2.6. Puis, il y a une baisse plus prononcée entre le jr 12 et le jr 20, de 2.59 à 1.86, laquelle demeure minime entre le jr 21 et le jr 40, soit de 1.86 à 1.79. En fait, on peut considérer que le système est stable à partir du jr 21. Pour l'essai à 20% de DP, le pH chute radicalement du deuxième au seizième jour, soit de 3.04 à 1.36, pour ensuite se maintenir aux environs de 1.25. La stabilité du système débute vers le dix-septième jour. Quant à l'essai stérile, il atteint une stabilité dès le deuxième jour pour demeurer constant jusqu'à la

En cuvée:

Durée de l'exp.	Densité de pulpe	Valeur max. du % de solubilisation					Variations		
		Zn	Cu	Fe	Co	Ni	POR (mV)	pH	O.D.%
40 jrs	10%	74,93	22,5	27,17	43,12	10	383-604	1,79-2,59	90-100
27 jrs	20%	72,93	19	24,85	32,12	8,7	367-582	1,17-3,04	73-92

En continu:

Densité de pulpe: 20%

t_s	% de solubilisation					Taux d'extraction (mg/L/jr)					moyenne *		
	Zn	Cu	Fe	Co	Ni	Zn	Cu	Fe	Co	Ni	POR (mV)	pH	O.D.%
3 jrs	33,5	18,7	7,3	7,9	33,8	40,0	45,7	2040	1,38	2,7	406	2,65	93
5 jrs	62,1	27,7	28,0	22,3	31	62,8	42,2	4800	2,32	1,5	541	2,03	38
7 jrs	79,7	48,4	55,9	46,2	37	76,6	51,9	6670	4,00	1,27	550	1,69	66

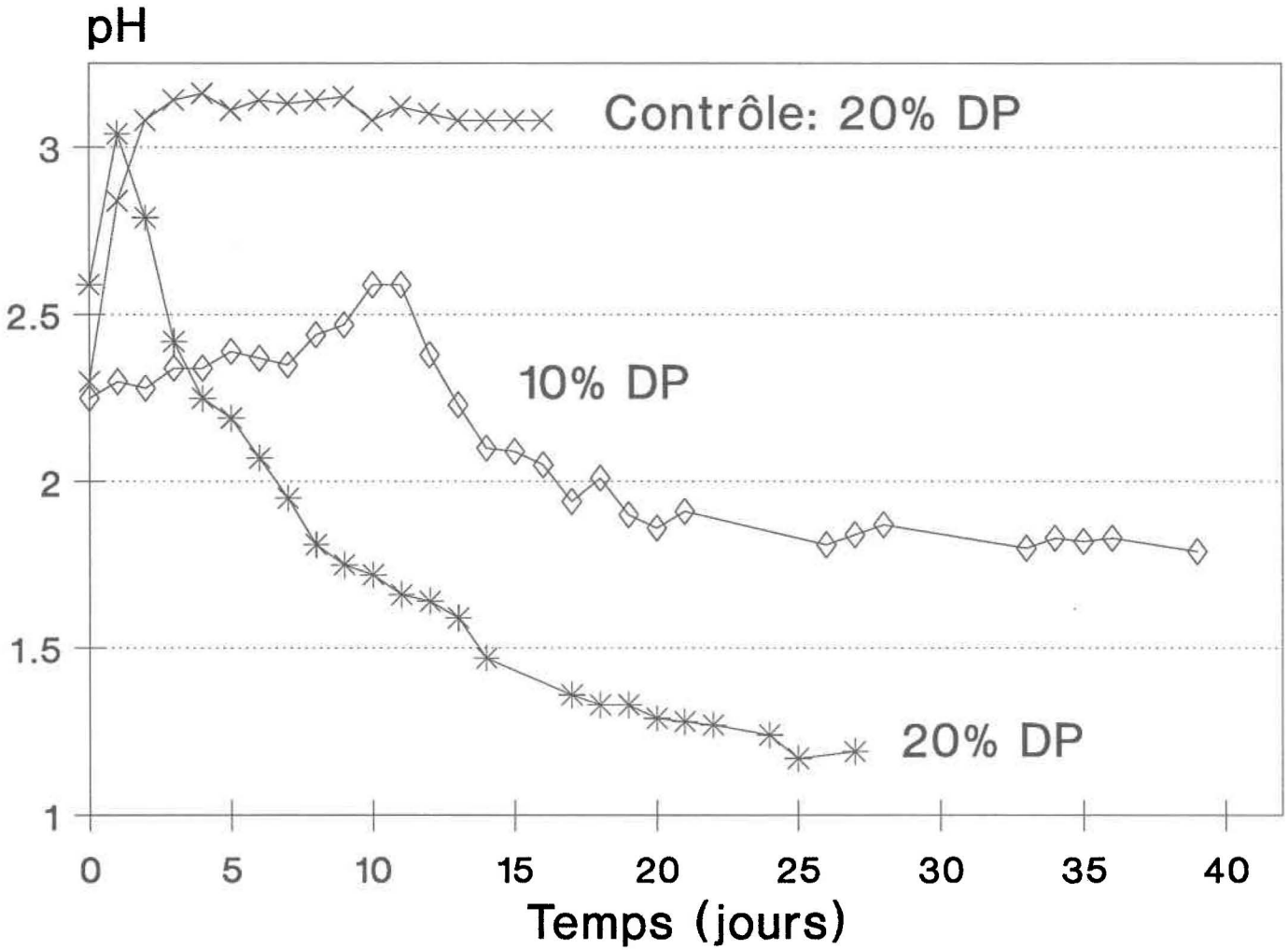
* Moyenne calculée pour un t_s de 3 jrs = 9 mesures
t_s de 5 jrs = 15 mesures
t_s de 7 jrs = 21 mesures

Conditions de culture:

pH initial: 2,5
Température: 20°C
Granulométrie: 60% - 400 mesh (38 um)
20% 400 et 150 mesh (38 et 106 um)
20% 150 et 28 mesh (106 et 600 um)
Substrat: Résidus miniers
Taux d'aération: 0,80 v/v/min.
Inoculum: 10% (v/v) culture mixte
Thiobacillus ferrooxidans
Thiobacillus thiooxidans

Tableau 6.1: Variation des paramètres et résultats de solubilisation et d'extraction des métaux.

Figure 6.1 : Essais en mode cuvée
pH en fonction du temps



DP = Densité de pulpe

fin, avec un pH de 3.1. Les valeurs du pH sont donc légèrement plus basses lors de l'essai à 20% de DP en regard de celui à 10% de DP.

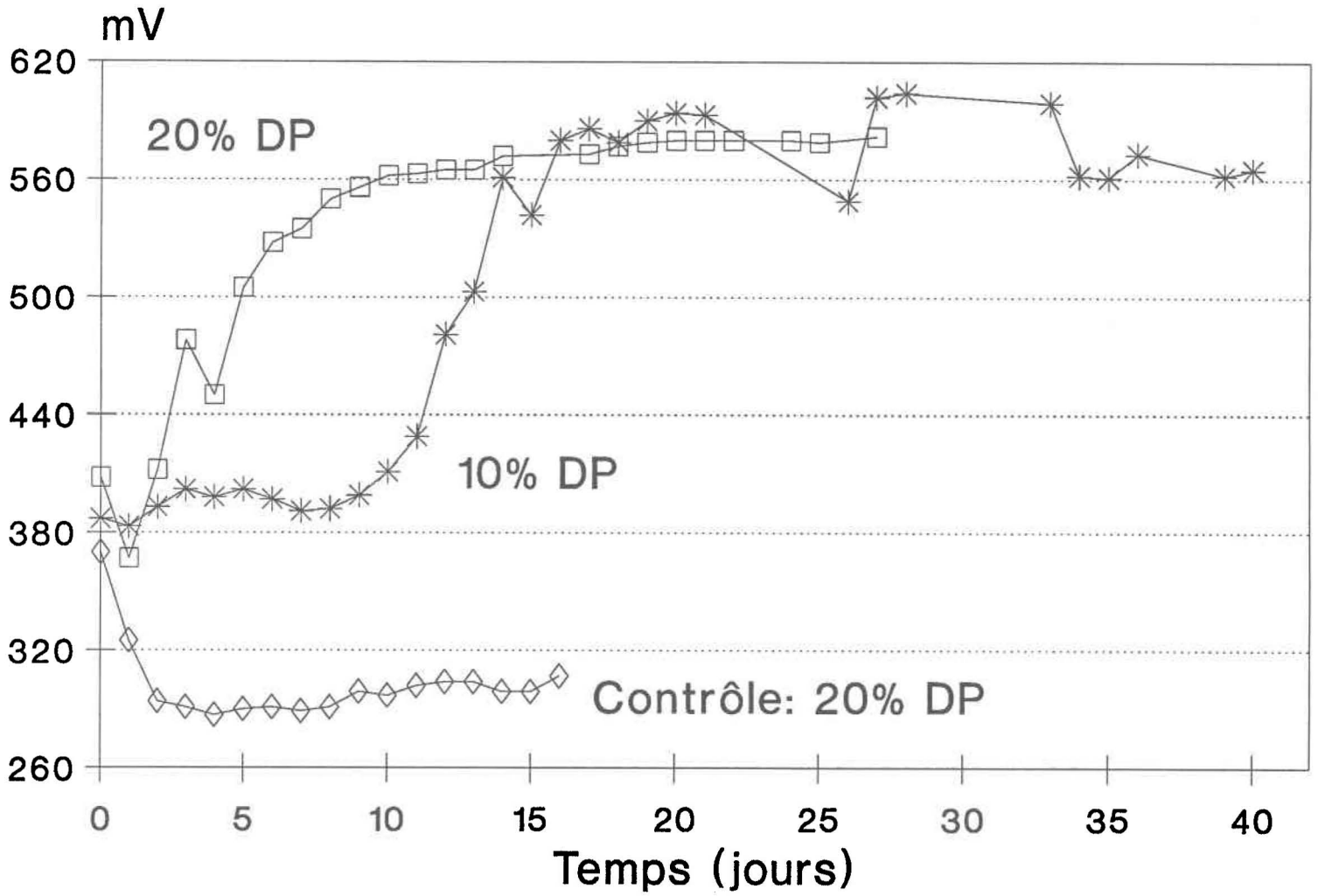
6.2.2 **Relation du POR en fonction du temps**

La figure 6.2 exhibe les profils du POR pour les essais en mode cuvée en fonction du temps. Les valeurs du POR pour l'essai à 10% de DP se maintiennent durant les neuf premiers jours entre 387 et 399 mV pour ensuite grimper rapidement à 580 mV en l'espace de sept jours. Les jours subséquents laissent voir une variation des valeurs de 50 mV, i.e. que le POR, du quatorzième au quarantième jour, varie entre 549 et 604 mV. Le système s'est révélé stable à partir du seizième jour. La courbe de l'essai à 20% de DP demeure assez convaincante en terme de stabilité, du moins à partir du dixième jour. Effectivement, suite à un accroissement graduel de 408 à 562 mV du jr 0 au jr 10, les valeurs sont passablement stables entre le jr 9 et le jr 27, variant entre 562 et 582 mV. Les mesures du POR de l'essai contrôle, lesquelles sont pratiquement constantes dès le deuxième jour, impliquent également une continuité du régime; en effet, les valeurs du POR varient à peine, soient de 294 à 307 mV. Comparativement aux valeurs de pH, les valeurs mesurées du POR sont pratiquement les mêmes entre les deux essais, soit ceux à 10 et 20% de DP.

6.2.3 **Relation de l'oxygène dissous en fonction du temps**

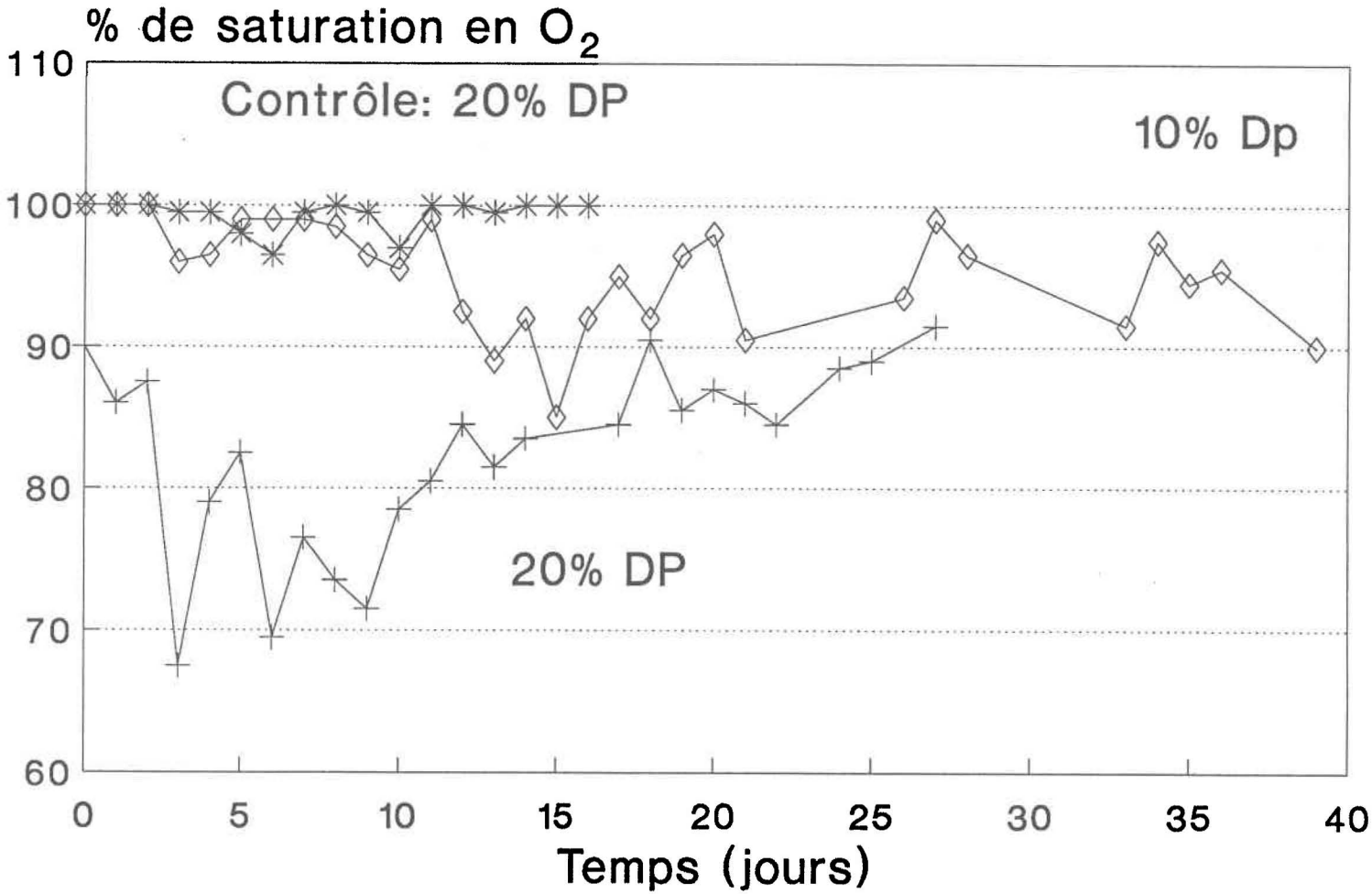
Avant d'analyser les courbes du pourcentage de saturation en oxygène dissous (O.D.) en fonction du temps, il faut préciser que les valeurs utilisées pour construire les profils sont les moyennes des valeurs obtenues du haut et du bas du réacteur et ce, autant pour les essais en mode cuvée que continu. La figure 6.3 expose les courbes du pourcentage de saturation en oxygène dissous des essais en mode cuvée en fonction du temps. Les valeurs de ce paramètre, pour l'essai à 10% de DP, se situent dans l'ensemble entre 90 et 100% de saturation en oxygène dissous, à l'exception de deux valeurs aux jours 13 et 15, soit 89 et 85%. Pour l'essai à 20% de DP, les mesures démontrent une séquence de variation, du jr 0 au jr 10, diminuant de 90 à 72% de saturation; ultérieurement, les valeurs augmentent pour atteindre à la toute fin, 90% de saturation

Figure 6.2: Essais en mode cuvée
POR en fonction du temps



DP = Densité de pulpe

Figure 6.3: Essais en mode cuvée
% de saturation en oxygène dissous en
fonction du temps



DP: Densité de pulpe

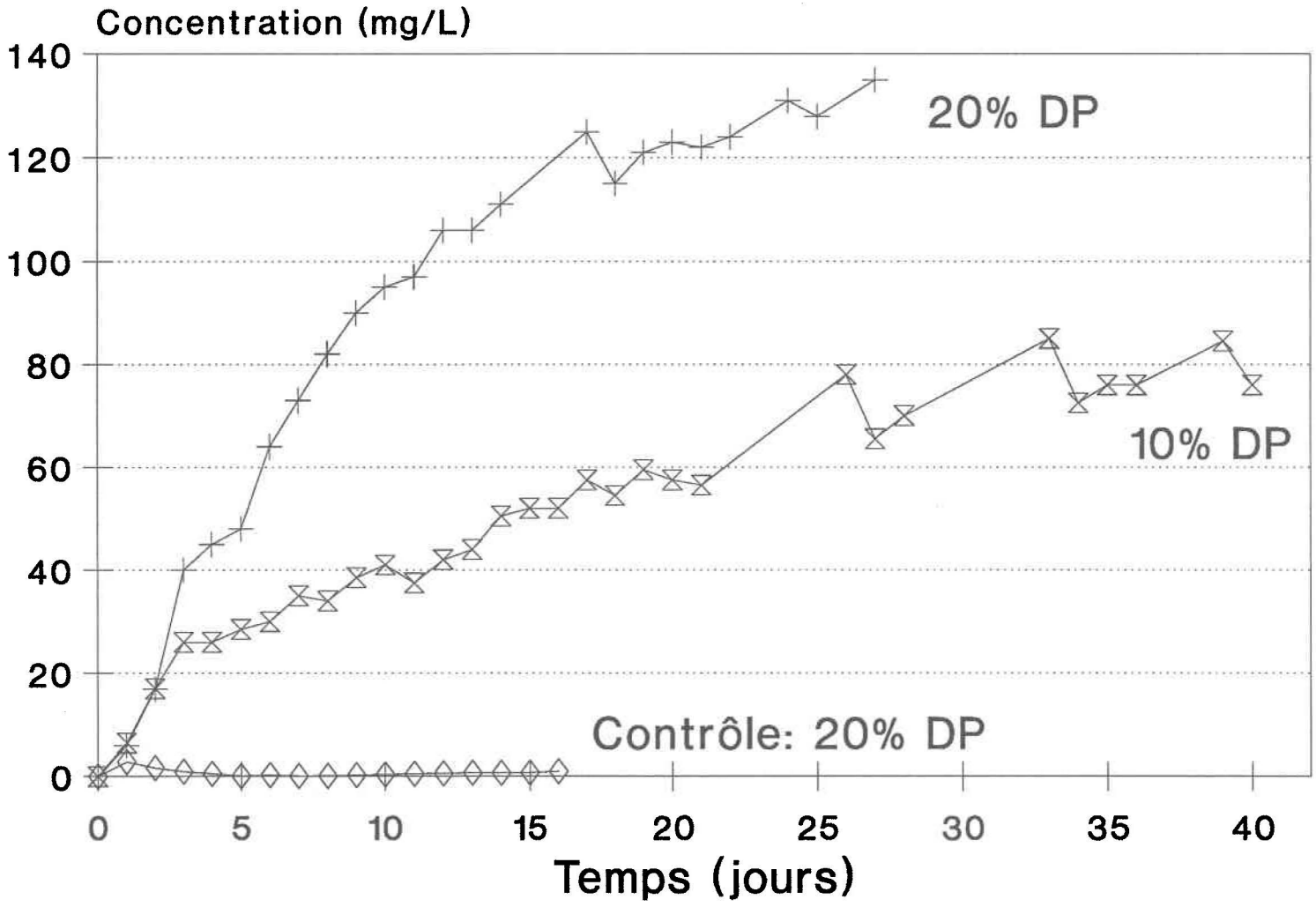
en oxygène dissous. Autrement dit, il semble que la consommation en O.D. fut plus élevée durant les onze premiers que durant les jours subséquents, ces derniers illustrant une minime hausse de la consommation en oxygène dissous jusqu'à la fin de l'essai. Le profil de l'essai contrôle présente une stabilité remarquable avec des valeurs variant entre 97 et 100%. Ainsi, les valeurs mesurées pour les deux essais en mode cuvée indiquent que l'O.D.
ne fut pas un facteur limitant pour la croissance bactérienne. Ceci corrobore l'étude de Couillard et Mercier (1991a) qui relate une faible consommation en oxygène dissous de Thiobacillus ferrooxidans.

6.2.4 **Relation des concentrations en métaux en fonction du temps**

La figure 6.4 expose les profils de la concentration du Cu en fonction du temps pour les essais en mode cuvée; on retrouvera en annexe 5 les courbes des autres métaux (Fe, Zn, Co et Ni). Les courbes du Fe, Co et Zn sont très similaires pour les deux DP en regard de celles du Cu et du Ni. En effet, on observe, surtout pour les courbes du Fe et du Co et dans une moindre mesure pour celle du Zn, que les concentrations augmentent lentement du jr 0 au jr 12 pour l'essai à 10% de DP et du jr 0 au jr 5 pour l'essai à 20% de DP. Puis, ces concentrations s'élèvent rapidement du jr 13 au jr 22 pour l'essai à 10% de DP et du jr 6 au jr 15 pour l'essai à 20% de DP. Les pentes de cette portion des courbes sont beaucoup plus fortes que celles de la portion initiale de la courbe. Enfin, du jr 15 au jr 40 pour l'essai à 10% de DP et du jr 15 au jr 27 pour l'essai à 20% de DP, les concentrations se stabilisent. Quant aux courbes du Cu et du Ni pour les deux essais, même si l'on retrouve la présence des deux dernières périodes précédemment décrites pour le Fe, le Co et le Zn, on constate l'absence de cette période initiale i.e. cette région de la courbe où les concentrations augmentent très lentement. La courbe du Ni pour l'essai à 20% de DP laisse également voir qu'à partir du jr 9 les concentrations demeurent constantes comparativement aux autres courbes dont les concentrations sont plus stables à partir du jr 15. Aussi, si on superposait toutes ces courbes, l'on remarquerait un profil très similaire.

Certaines études ont établi une relation entre le profil des concentrations métalliques à celui de l'une ou plusieurs phases d'une croissance bactérienne (Choi et Torma, 1989); il semble que,

Figure 6.4: Essais en mode cuvée
[Cu] en fonction du temps



DP: Densité de pulpe

pour les patrons des concentrations en métaux issus des essais à 10% de DP, la relation entre les concentrations des métaux et le temps s'apparente à celle d'une croissance bactérienne. Par exemple, pour le Fe et le Co, on pourrait interpréter comme une phase de latence, cette région de la courbe entre le jr 0 et le jr 12 suivie, du jr 13 au jr 24, d'une phase de croissance exponentielle et enfin d'une phase stationnaire du jr 25 jusqu'à la fin de l'essai. Les profils du Cu, du Zn et du Ni semblent illustrer l'absence de cette phase de latence; la phase de croissance exponentielle débute dès le jr 0, laquelle dure du jr 0 au jr 20 pour le Cu et le Zn comparativement du jr 0 au jr 10 pour le Ni, laquelle phase est suivie de la phase stationnaire pour les trois métaux. Même évidence pour l'essai à 20% de DP, sauf que les phases de latence pour le Fe et le Co sont moins longues, soient du jr 0 au jr 6 en regard du jr 0 au jr 12 pour l'essai à 10% de DP. Subséquemment, les phases de croissance exponentielle pour ces deux métaux se produisent plus rapidement, soit du jr 7 au jr 15 suivies de la phase stationnaire, visible du jr 15 au jr 27. De même pour les courbes du Cu et du Zn, la phase de croissance exponentielle est plus courte que celle de l'essai à 10% de DP, étant réparti entre le jr 0 et le jr 15; cette phase pour la courbe du Ni est identique à celle de l'essai à 10% de DP.

Les concentrations métalliques de tous les métaux dans le réacteur doublent, à part celle du Co, lors du passage d'une DP de 10 à 20% mais en 13 jrs de moins pour l'essai à 20%. En effet, les pourcentages de solubilisation des métaux sont identiques pour les deux essais. Les courbes des essais stériles permettent de conclure que, pour le Zn, le Fe, le Cu et le Co, l'influence de la solubilisation bactérienne est majeure en regard de la solubilisation chimique. Effectivement, cette solubilisation chimique représente 12% pour le Co, 5% pour le Fe, 3% pour le Zn et 2% pour le Cu. Par contre, la solubilisation chimique du Ni est de 52%, et représente donc la moitié de la solubilisation totale pour l'essai à 20% de DP. Cette constatation semble soutenir les conclusions énoncées par Dutrizac et MacDonald (1974), à l'effet que la solubilisation du Ni, issu de la pentlandite $(Ni,Fe)_9S_8$, semblait similaire avec ou sans bactéries.

Globalement, l'analyse de cette section fait ressortir les points suivants. Il est possible de maintenir, par l'entremise de ce type de bioréacteur et à une température de 20^0C, une croissance bactérienne avec des DP de 10 et 20%. Pour le pH, le POR et l'O.D., il existe une

différence majeure des valeurs mesurées entre l'essai stérile et les essais inoculés. Ceci démontre l'influence de la culture bactérienne. Le fait que l'on retrouve des valeurs identiques du POR pour les deux essais inoculés en mode cuvée laisse supposer que ce paramètre semble indépendant de la densité de pulpe; par contre, les valeurs de pH plus basses pour l'essai à 20% de DP par rapport à celles de l'essai à 10% de DP semblent établir une certaine relation entre ce paramètre et la DP. L'augmentation de la concentration du substrat (densité de pulpe) sont des hypothèses valables pour expliquer une hausse de l'activité bactérienne, laquelle a engendré une concentration plus élevée en ions hydrogène pour l'essai à 20% de DP. Cependant, il devient moins apparent de définir des hypothèses pertinentes afin de décrire quelles sont les facteurs qui ont permis l'obtention de valeurs similaires du POR pour les essais aux deux DP.

Les valeurs du pH mesurées pour l'essai à 20% de DP se comparent à celles de Helle et Onken (1987); des valeurs de pH inférieures à 1.6 sont généralement requises pour maintenir le fer ferrique en solution (Brock et Gustafson, 1976), ce qui empêche la formation de sulfates ferriques basiques tels que la jarosite (Lundgren et Silver, 1980; Tuovinen, 1986). Les valeurs du POR sont comparables à celles obtenues par Adam et al. (1989), de même que celles de Marchand (1986).

Il appert que le système, pour l'essai à 20%, démontre une stabilité entre le dixième pour le POR et le dix-septième jour pour le pH et les métaux. Une approche empirique basée sur la division par quatre de l'intervalle de temps nécessaire à l'obtention d'un système stable fut utilisée pour l'évaluation de t_s adéquats. Cette approche est issue d'expériences réalisées sur des boues municipales (Mercier, 1988). En fait, trois t_s furent envisagés, le plus court soit le t_s de 3 jrs équivalant à la période de stabilité la plus courte, le t_s de 5 jrs se rapportant à la plus longue période de stabilité. Le t_s de 7 jrs fut tout de même retenu advenant une sous-estimation des périodes de stabilité des essais en mode cuvée.

6.3 INFLUENCE DU TEMPS SUR LES PROFILS DES PARAMETRES MESURES ET SUR LA SOLUBILISATION DES METAUX POUR LES ESSAIS EN MODE CONTINU

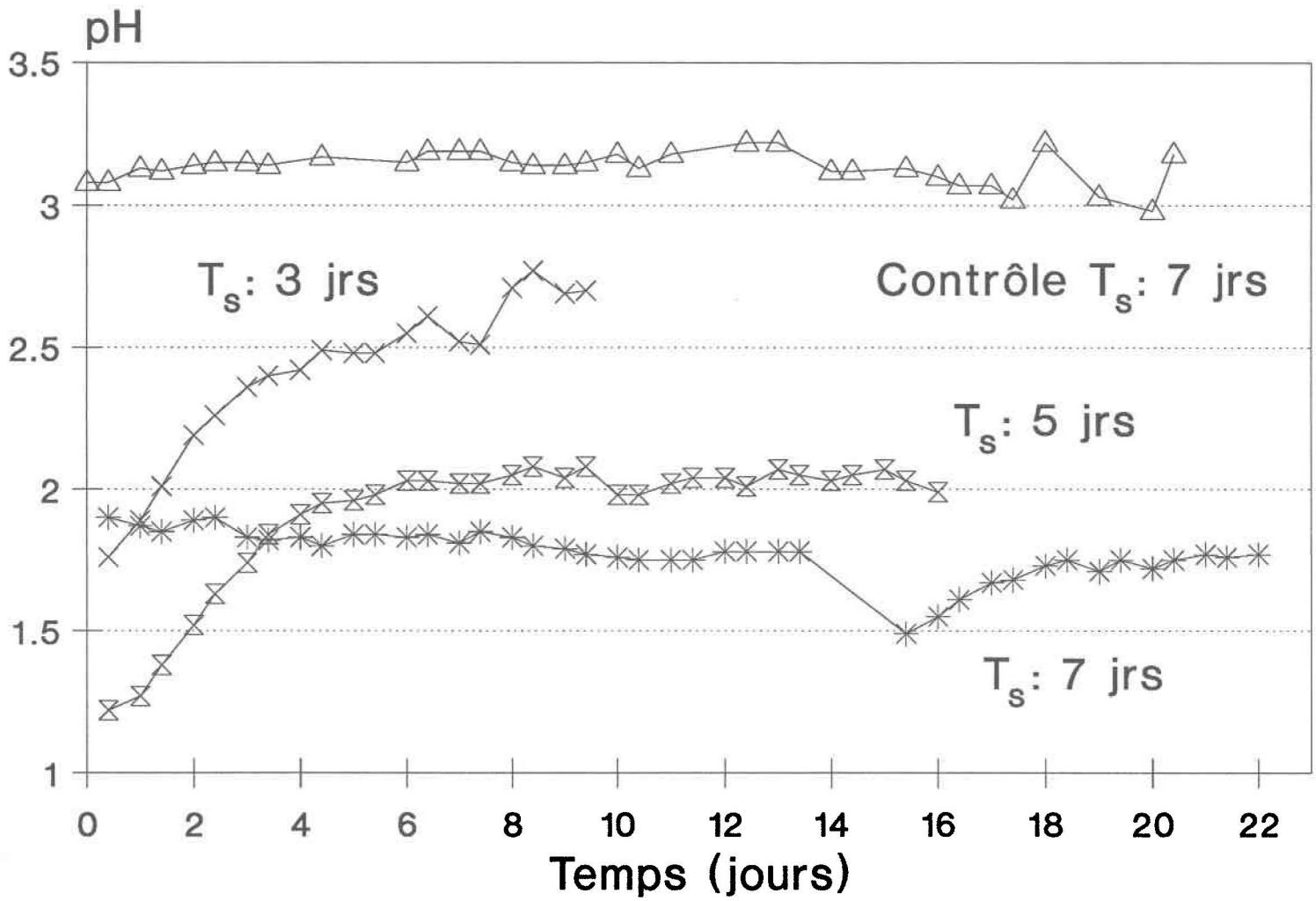
6.3.1 **Relation du pH en fonction du temps**

La figure 6.5 expose les courbes du pH obtenues lors des essais en mode continu en fonction du temps. Le profil du pH correspondant au t_s de 7 jrs laisse voir une régularité du système; en effet, les valeurs gravitent entre 1.6 et 1.9, à part une légère fluctuation aux jours 14 et 15. En fait, cette fluctuation est due à l'évaporation de la phase liquide du bioréacteur, donc à une hausse de la concentration des composés du milieu. Cette évaporation n'a pu être compensée par l'ajout quotidien d'eau étant donné l'absence de technicien durant cette période. Des valeurs identiques de pH pour un t_s de 7 jrs furent également mesurées par Marchand (1986) lors d'essais en mode continu avec un CSTR. Les valeurs du pH de l'essai stérile, se situant entre 3.08 et 3.19, sont en moyenne d'une unité plus élevée que celles de l'essai inoculé et illustrent la stabilité du système. La courbe du pH pour le t_s de 5 jrs croît jusqu'au quatrième jour, pour ultérieurement se maintenir à des valeurs aux environs de 2. La constance des valeurs du pH à partir du quatrième jour justifie l'affirmation que le système est pratiquement stable. Quant aux valeurs de pH correspondant au t_s de 3 jrs, elles s'élèvent graduellement de 1.76 à 2.7 démontrant, par le fait même, que le régime n'a pas encore atteint un équilibre. Si cet essai avec un t_s de 3 jrs avait été prolongé, les résultats auraient pu établir des conclusions intéressantes; ainsi, il aurait été possible de discerner un lessivage de la biomasse en regard d'une densité cellulaire plus faible que celle exposée lors du t_s de 5 jrs. Il demeure que l'allure de la courbe tend vers une diminution évidente de la biomasse bactérienne.

6.3.2 **Relation du POR en fonction du temps**

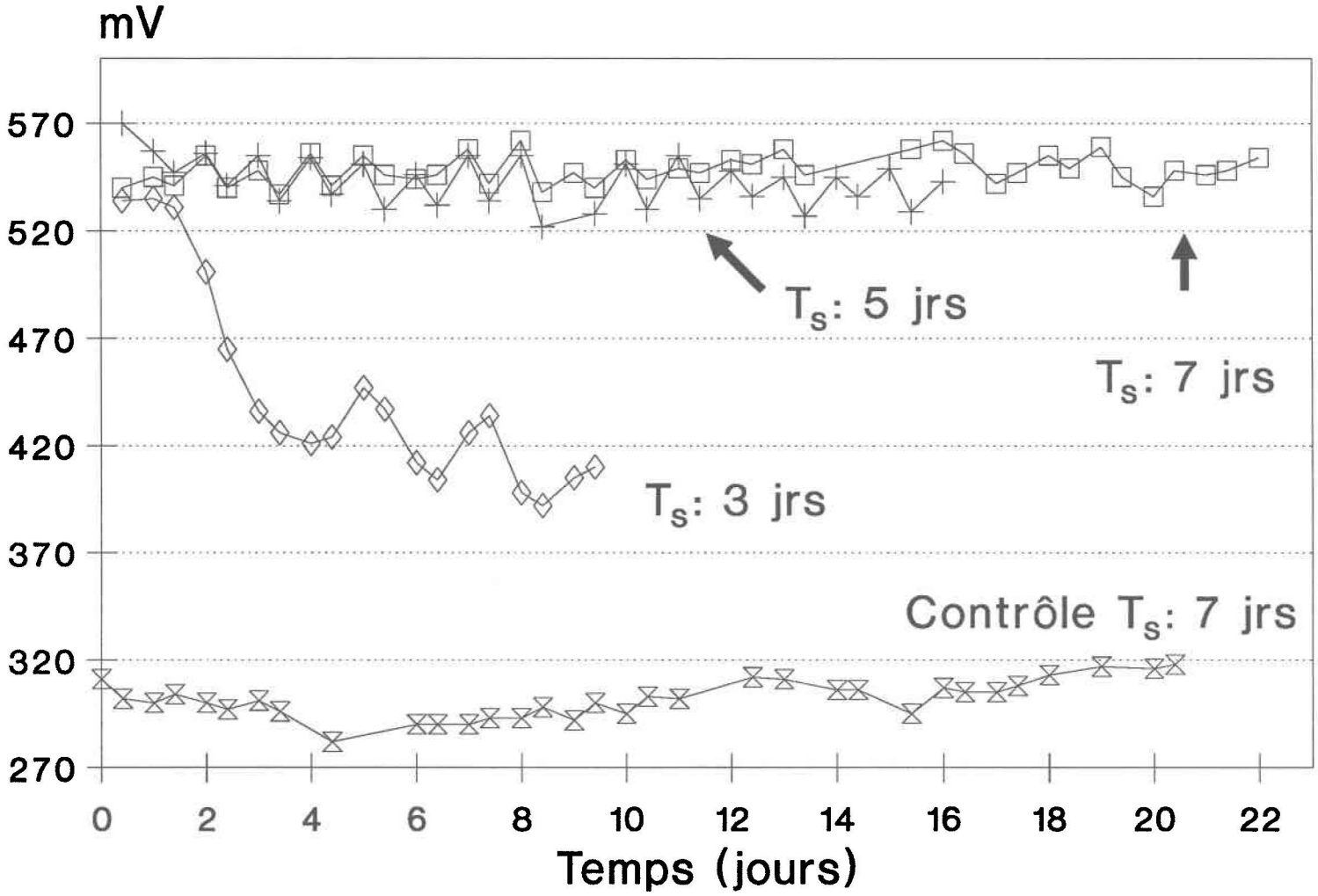
Concernant la figure 6.6, elle présente les patrons du POR pour les essais en mode continu en fonction du temps. Comme pour les deux essais en mode cuvée, peu d'écart sépare les valeurs obtenues avec le t_s de 5 jrs par rapport à celles obtenues pour un t_s de 7 jrs; de fait, les valeurs pour les deux t_s gravitent entre 520 et 570 mV, même si les valeurs du t_s de 7 jrs (circa de 550

Figure 6.5: Essais en mode continu
pH en fonction du temps



T_s = temps de séjour

Figure 6.6: Essais en mode continu
POR en fonction du temps



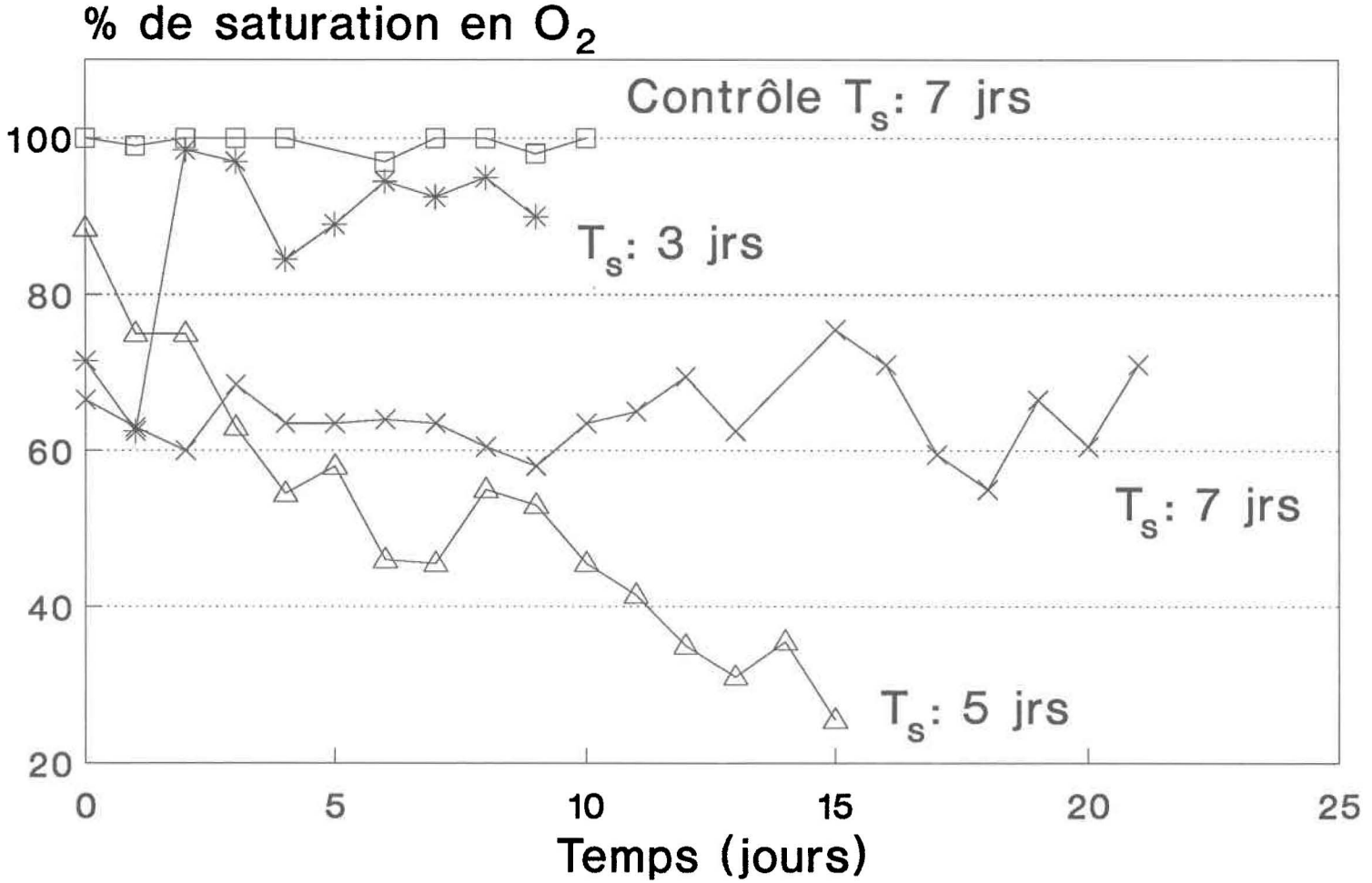
T_s = temps de séjour

mV) sont à peine supérieures à celles du t_s de 5 jrs (circa de 541 mV). A nouveau, ces valeurs sont similaires à celles quantifiées par d'autres chercheurs (Tuovinen, 1972). La régularité du système demeure bien visible. L'on peut également visualiser un va-et-vient des valeurs du POR qui demeurent tout de même entre 520 et 570 mV. L'auteur constata que les mesures du POR effectuées le matin étaient toujours supérieures d'environ 20 mV à celles du soir. Une des hypothèses envisageables pour expliquer ce phénomène semble être l'effet de la lumière sur l'activité bactérienne. En effet, durant la période nocturne, les lumières du laboratoire étaient éteintes contrairement à la période diurne. A ce propos, Le Roux et Marshall (1977) mentionnent que la lumière, indépendamment de la source d'énergie utilisée, a un effet inhibiteur sur plusieurs espèces bactériennes. Les mesures du t_s de l'essai stérile sont visiblement très stagnantes, soit entre 311 et 290 mV; elles correspondent également à celles que l'on retrouve en milieu abiotique (Rossi, 1990). Similairement aux valeurs du pH, les valeurs du POR pour l'essai à un t_s de 3 jrs chutent rapidement, débutant à 534 mV pour descendre jusqu'à 392 mV; le système semble toujours en condition instable pour ce t_s.

6.3.3 **Relation de l'oxygène dissous en fonction du temps**

Les patrons des courbes de l'O.D. pour les essais en mode continu en fonction du temps sont exposés à la figure 6.7. Le % de saturation en O.D. pour l'essai à un t_s de 7 jrs fluctue entre 58 et 70%; la courbe fait voir une certaine régularité jusqu'au douzième jour, puis démontre quelques variations jusqu'à la fin de l'essai. Le profil de l'essai stérile à un t_s de 7 jrs est remarquable par sa presque totale régularité; effectivement, les valeurs se maintiennent entre 97 et 100% de saturation d'O.D. . Les mesures de l'O.D. pour l'essai à un t_s de 5 jrs mettent en évidence une baisse graduelle du pourcentage en oxygène dissous tout en démontrant que, pour ce paramètre, on ne peut admettre une continuité, donc un équilibre de la population bactérienne. En effet, le % débute avec une valeur de 89% pour descendre jusqu'à 26%. Ceci implique une augmentation évidente de la population bactérienne. A nouveau, il aurait été intéressant de poursuivre l'essai pour en visualiser le comportement. La courbe correspondant au t_s de 3 jrs atteint rapidement les valeurs maximales; en effet, dès le deuxième jour, ces dernières parviennent à 98% de saturation. Malgré une légère baisse au jr 4, les valeurs oscillent aux

Figure 6.7: Essais en mode continu
% de saturation en oxygène dissous en fonction du temps



T_s: Temps de séjour

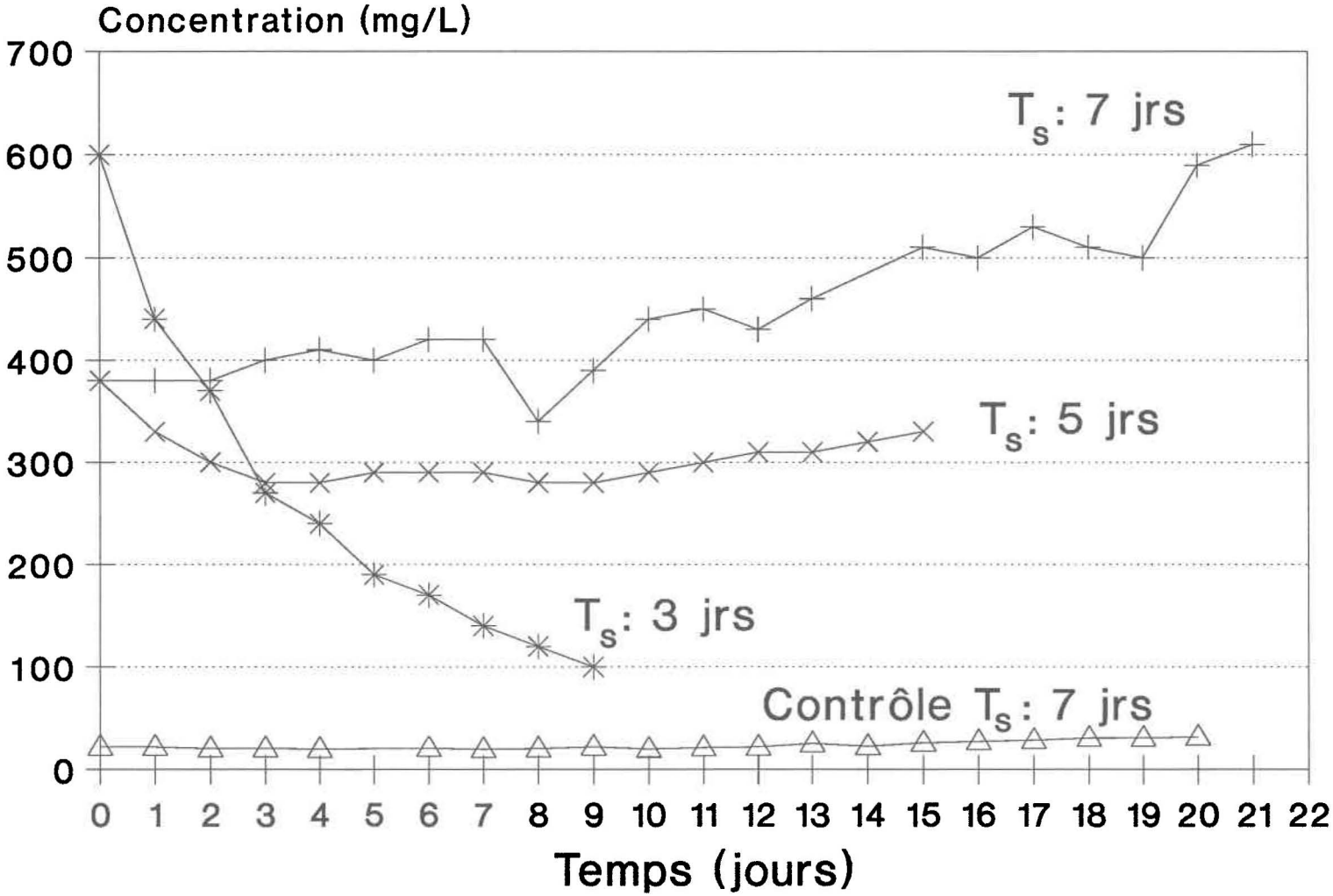
environs de 90%. Cette courbe met en évidence une baisse significative de la population bactérienne sans pour autant démontrer, de manière absolue, un lessivage de la biomasse.

6.3.4 **Relation des concentrations en métaux en fonction du temps**

On observe à la figure 6.8 les profils de Zn en fonction du temps pour les essais en mode continu. L'annexe 6 présente les graphiques des autres métaux. Même constatation que pour les essais en mode cuvée, l'allure des courbes du Zn se décalque assez bien sur celles des autres métaux. Pour tous les métaux, à l'exclusion du Ni qui expose une pente moins accentuée que celles des autres éléments, les courbes obtenues avec un t_s de 7 jrs exposent une continuelle hausse des concentrations démontrant que, si l'essai avait duré plus longtemps, des concentrations métalliques légèrement plus élevées auraient pu être atteintes. Les profils des métaux correspondant au t_s de 5 jrs ont atteint une stabibité assez remarquable; l'on remarque que les concentrations métalliques sont pratiquement inchangées entre le début et la fin de l'essai, sauf pour le Co dont la concentration est légèrement inférieure à la fin. Quant aux profils des métaux pour l'essai à un t_s de 3 jrs, ils demeurent inéluctablement en régime instable; en effet, les concentrations du Fe, du Co, du Cu et du Zn décroissent abruptement pour se situer tout près de celles de l'essai stérile, sans pour autant illustrer une quelconque stabilité. Ici encore, la courbe du Ni fait exception à la tendance générale. La concentration, au lieu de chuter rapidement comme c'est le cas pour celles des autres métaux, demeure stationnaire et se juxtapose pratiquement sur celle de l'essai avec le t_s de 7 jrs. Le fait, que les concentrations du Ni pour les trois t_s se retrouvent pratiquement à des valeurs identiques, laisse supposer que ce métal semble peu influencé par les variations du pH (de 1.69 à 2.77) et du POR (de 554 à 410 mV). Etant donné que pour chaque t_s correspond une densité cellulaire, ceci sous-entend que la solubilisation bactérienne agit plus faiblement sur la solubilisation du Ni. Cependant, les microorganismes doivent certainement avoir une influence sur le Ni puisqu'il existe une différence au niveau des concentrations entre l'essai inoculé et l'essai stérile.

De nouveau, si la durée de cet essai avait été poursuivi, les courbes des métaux auraient pu dévoiler des conclusions intéressantes; en fait, les mêmes que celles des essais en mode cuvée,

Figure 6.8: Essais en mode continu
[Zn] en fonction du temps



T_s: Temps de séjour

à savoir si réellement ce t_s amenait à un lessivage total ou partiel de la biomasse. Les patrons des métaux de l'essai stérile illustrent la part négligeable de la solubilisation chimique en regard de la solubilisation bactérienne, à l'exclusion du Ni; la solubilisation chimique du Co et du Zn ne correspond qu'à 6% de la solubilisation totale, le Fe à 3% et le Cu à 2% . Comme pour l'essai en mode cuvée, la solubilisation chimique du Ni atteint un pourcentage important, soit 68%; on constate donc l'importance majeure de la solubilisation chimique du Ni en regard de celle des autres métaux.

L'intégration de l'ensemble des paramètres de cette section pour en dégager à une analyse in extenso met en évidence les aspects suivants. Les essais en mode continu correspondent en réalité à un système chemostat en ce sens que des conditions chimiques constantes sont maintenues en contrôlant le débit d'entrée et de sortie du système. Autrement dit, le taux de croissance de la culture est en équilibre avec le rythme de déperdition des cellules par le trop plein. Si le débit d'entrée est modifié (à la hausse ou à la baisse), la densité cellulaire sera modifiée pour une période de transition, mais un nouvel équilibre (steady state) sera établi en peu de temps et la densité cellulaire redeviendra constante, mais à un niveau différent de celui prévalent avant la modification du débit. C'est donc dire que le taux de croissance de la population s'ajuste en fonction du débit d'addition du milieu frais pour maintenir l'équilibre avec le rythme de déperdition des cellules par le trop plein (Ingraham et al., 1983). Mathématiquement, on peut décrire ce qui se passe en chemostat par les paramètres suivants (Ingraham et al., 1983; Couillard, 1990):
Soit:

V: le volume de la culture.

f: le débit (flow rate) mesuré en unités de volume de la culture par heure.

t_s: le temps de séjour ou le temps moyen qu'une cellule passe dans le milieu de culture.

$$t_s = V/f \qquad (21)$$

L'inverse du t_s est le taux de dilution D.

$$D = 1/t_s = f/V \tag{22}$$

A l'équilibre (steady state), le nombre de cellules N ou la masse cellulaire X qui est perdue par le trop plein est égale au nombre de cellules ou la masse cellulaire produite par la croissance.

Le taux de production de cellules (dX) par la croissance peut être décrit par l'équation (Couillard, 1990):

$$dX/dt = KX \tag{23}$$

ou K = constante de croissance ou constante du taux de croissance spécifique.

et le taux de perte cellulaire par l'équation:

$$dX/dt = (f/V) \bullet (X) = DX \tag{24}$$

et l'équation 24 devient:

$$KX = DX \tag{25}$$

ou:

$$K = D = f/V \tag{26}$$

L'équation 26 ne fait que réaffirmer que le taux de croissance d'une culture en chemostat est déterminé par le débit et le volume de la culture. C'est exactement ce qui s'est produit pour les essais avec les t_s de 5 et 7 jrs; les deux essais sont visiblement stables avec chacun leur propre taux de croissance. Ainsi, puisque le système est en conditions stables pour les essais en mode

continu à des t_s de 5 et 7 jrs, il est possible d'affirmer, qu'avec ce type de bioréacteur, à une DP de 20% et à une température de 20°C, des temps de génération (intervalle de temps entre deux divisions) de la culture de 5 et 7 jrs ont été réalisés. Par contre, l'auteur ne peut conclure catégoriquement qu'un temps de génération de 3 jrs est réalisable puisque les paramètres mesurés n'ont démontré en aucun cas une quelconque stabilité. Au contraire, les profils des courbes révèlaient une forte tendance à un futur lessivage de la biomasse, sans pour autant la confirmer. En ce sens, les mesures du % de saturation en O.D. de l'essai à un t_s de 3 jrs sont très révélatrices et permettent, pratiquement, de justifier la confirmation d'un lessivage bactérien. Ceci laisse supposer qu'un temps de génération de 4 jrs demeure envisageable. Selon les valeurs du % de saturation en O.D. des trois essais en mode continu, il semble que la population bactérienne maximale fut atteinte lors de l'essai à un t_s de 5 jrs. Avec seulement 26% de saturation en O.D. à la fin de cet essai et puisque les substrats et autres nutriments du milieu de culture 9K étaient toujours en concentration élevée, il semble pertinent de s'interroger sur l'hypothèse selon laquelle l'oxygène dissous pourrait être le nutriment limitant advenant la réalisation d'un essai à un t_s de 4 jrs. L'on se rappelle que la chronologie des essais, présentée à la section 5.2, montrait que lors de la transition de l'essai à 20% de DP à celui en mode continu avec un t_s de 5 jrs, le pH passait de 1.19 à 1.98 en 4.4 jrs pour se maintenir ultérieurement aux environs de 2, et que le passage d'un t_s de 5 à 7 jrs entraînait une baisse du pH de 2 à 1.8 en 4.4 jrs, cette dernière valeur de pH demeurant constante aux alentours de 1.77. Ceci illustre que le système prend environ 4.4 jrs à s'ajuster en regard du nouveau débit et, simultanément, semble indiquer qu'un t_s de 4 jrs serait le t_s optimum pour obtenir une population bactérienne élevée.

Selon Torma et Panneton (1973), le maximum de l'utilisation du substrat est obtenu à des taux faibles de dilution tandis que le maximum de la croissance et de la consommation du substrat sera atteint à des taux élevés de dilution (Tyagi et Couillard, 1989). Ceci est corroboré par la concentration des métaux pour l'essai à un t_s de 7 jrs qui est le double de celle pour l'essai à un t_s de 5 jrs, exception faite du Ni, et par les faibles valeurs du % en O.D. obtenues lors de l'essai à un t_s de 5 jrs attestant une croissance bactérienne maximale.

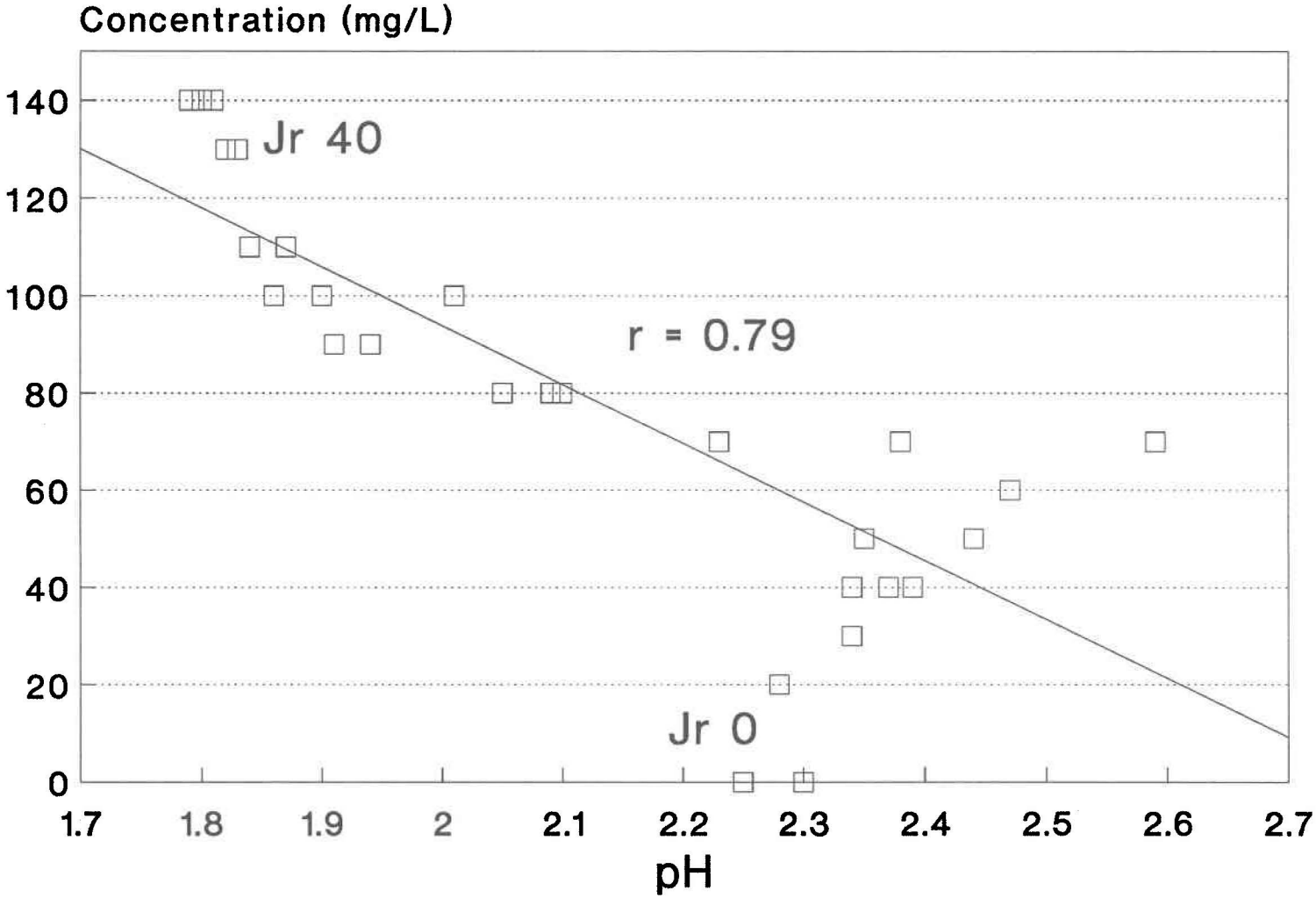
Ces résultats illustrent l'écart évident des valeurs chiffrées entre l'essai stérile et les essais inoculés impliquant l'effet majeur de l'activité bactérienne sur les paramètres physico-chimiques et la solubilisation des métaux par rapport à un milieu abiotique. Les plus basses valeurs du pH ont été obtenues durant l'essai avec un t_s de 7 jrs; les valeurs du POR pour les essais avec des t_s de 5 et 7 jrs sont pratiquement identiques, la moyenne des valeurs de l'essai à un t_s de 7 jrs étant de 550 mV en regard de 541 mV pour l'essai à un t_s de 5 jrs; ceci semble illustrer que le POR devient indépendant du t_s pour des valeurs plus élevées que 5 jrs.

6.4 INFLUENCE DU pH ET DU POR SUR LA CONCENTRATION DES METAUX

6.4.1 **Relation des concentrations en métaux en fonction du pH**

Les concentrations du Zn dans le réacteur en fonction du pH, pour l'essai à 10% de DP, sont présentées à la figure 6.9; on retrouvera en annexe 7, les figures du Cu, du Fe, du Ni et du Co pour les deux essais en mode cuvée et continu. Pour cet essai en mode cuvée à 10% de DP, un modèle analogue se dégage des profils du Zn, du Cu, du Fe et du Co en regard de celui du Ni; la concentration des métaux est inversement proportionnelle au pH. A l'aide d'une régression linéaire, on obtient un coefficient de corrélation (r) de 0.58 pour le Ni (annexe 7b) en regard de 0.79 pour le Zn (fig. 6.9), de 0.8 pour le Cu (annexe 7a), de 0.89 pour le Fe (annexe 7c) et de 0.92 pour le Co (annexe 7d). Ces résultats sous-entendent que le pH influence beaucoup plus la solubilisation du Zn, du Cu, du Fe et du Co que celle du Ni. Pour l'essai à 20% de DP, même phénomène observé sinon plus amplifié, les courbes sont pratiquement juxtaposables les unes sur les autres à l'exception, à nouveau, de celle du Ni. Comme pour l'essai à 10% de DP, la concentration des métaux est inversement proportionnelle au pH. Cependant, la relation semble beaucoup plus linéaire que pour l'essai à 10% de DP. En effet, les coefficients de relation sont beaucoup plus significatifs; pour le Ni, on obtient un (r) de 0.86 (annexe 7i), pour le Co de 0.92 (annexe 7f), pour le Fe de 0.94 (annexe 7g), pour le Zn de 0.95 (annexe 7e) et pour le Cu de 0.96 (annexe 7h). Ainsi, pour l'essai à 20% de DP, la relation du pH en fonction des métaux demeure plus évidente que pour l'essai à 10% de DP. Le Ni est à nouveau le métal dont la relation avec le pH est moins probante que les autres métaux.

Figure 6.9: Essai en mode cuvée
[Zn] en fonction du pH



Densité de pulpe: 10%

Les patrons des concentrations métalliques en fonction du pH pour l'essai en mode continu à un t_s de 3 jrs démontrent une même similitude. Avec un (r) de 0.85 pour le Ni (annexe 7n), de 0.96 pour le Fe (annexe 7m) et le Co (annexe 7l), de 0.97 pour le Zn (annexe 7j) et de 0.98 pour le Cu (annexe 7k), ces résultats indiquent une très forte relation entre le pH et la solubilisation des métaux. Une fois de plus, la relation entre le pH et la solubilisation du Ni demeure la plus faible. La concentration des métaux est inversement proportionnelle au pH. Quantitativement, cet essai atteste qu'un t_s de 3 jrs est inapte à être considéré comme un t_s optimal. Effectivement, la concentration du Cu baisse de 70%, celle du Fe de 90%, celle du Co de 86% et celle du Zn de 84%; seul la concentration du Ni ne subit pas une décroissance aussi marquée avec seulement 10%.

Les courbes correspondant au t_s de 5 jrs sont, par contre, beaucoup plus aléatoires. Tandis que celles du Fe, du Cu et du Zn possèdent une affinité commune, les courbes du Ni et du Co sont différentes non seulement des précédentes mais également entre elles. Ainsi, pour une élévation d'une unité de pH, la concentration du Co diminue de 28%, celle du Zn de 13% et celle du Ni de 3%. Par contre, la concentration du Fe est sensiblement stable (une baisse minime de 0.8%) tandis que la concentration du Cu augmente de 8%. Ces profils du Fe et du Cu sous-entendent qu'une hausse du pH n'entraîne pas nécessairement une baisse de la concentration du métal et impliquent qu'un ou plusieurs autres paramètres sont en cause pour justifier l'augmentation du Cu et la stabilité du Fe. Une hypothèse envisageable serait peut-être une sélection de la part des microorganismes pour tel sulfure métallique. Ainsi donc, le t_s de 5 jrs demeure plus efficace que celui de 3 jrs, concernant la solubilisation du Fe et le Cu, mais non optimal puisqu'il engendre une baisse de la concentration du Zn et du Ni et une stagnation du Co.

Un lien évident demeure autant pour les essais en mode cuvée que continu; les concentrations des métaux augmentent à mesure que baisse le pH, à l'exception du Cu pour un t_s de 5 jrs. A propos de l'essai avec un t_s de 7 jrs, l'auteur n'a pas jugé pertinent de les analyser du fait que les profils des courbes ne démontraient aucune relation significative entre le pH et les concentrations des métaux; les patrons des métaux présentaient un ensemble de points situés dans une région spécifique du graphique. Ceci est compréhensible du fait que les variations du pH

et des concentrations métalliques étaient minimes tout au long de l'essai.

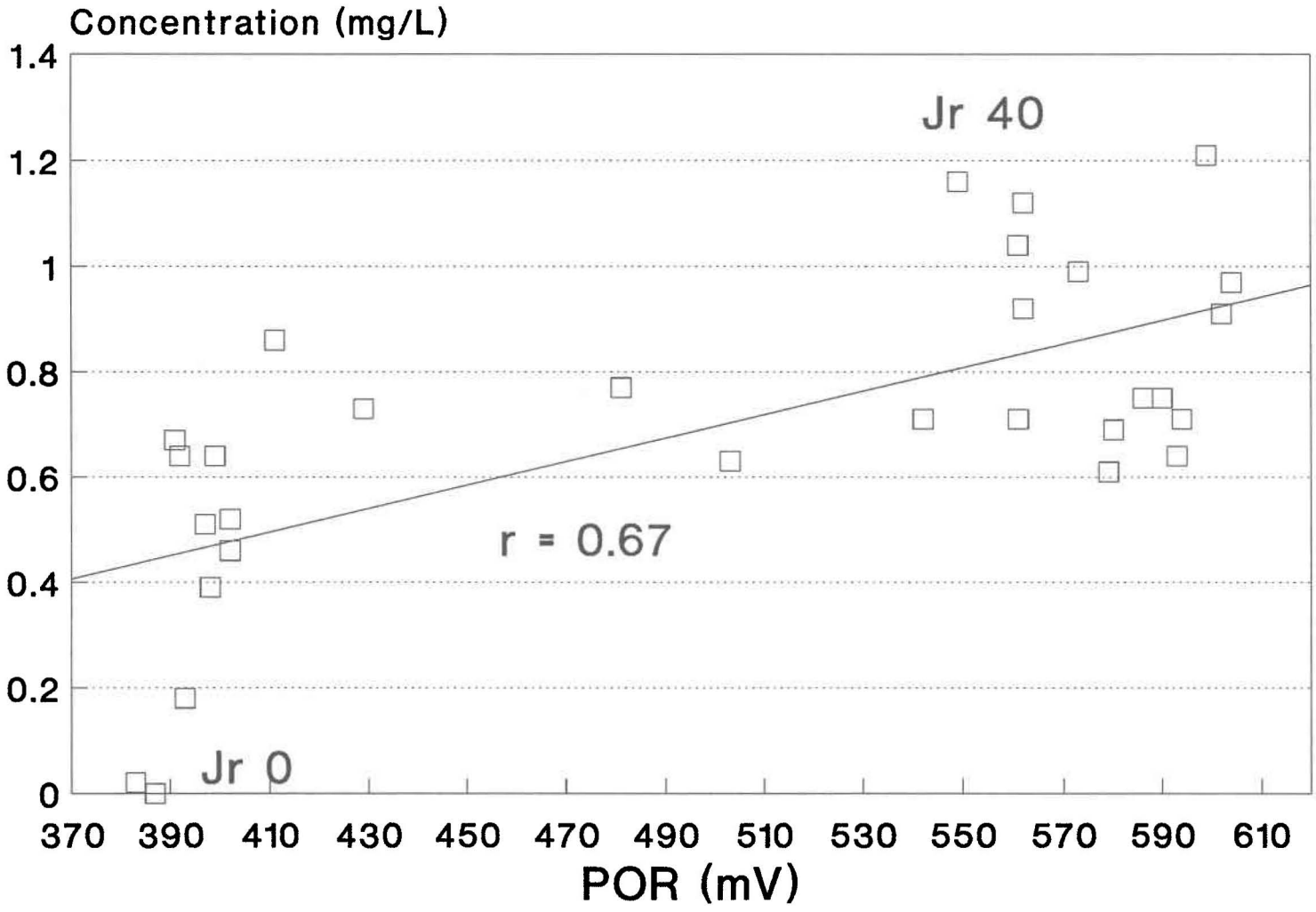
6.4.2 **Relation des concentrations en métaux en fonction du POR**

L'annexe 8 expose les graphiques, pour les essais en mode cuvée et continu, des concentrations métalliques dans le réacteur en fonction du POR. La figure 6.10 représente les valeurs du Ni en fonction du POR pour l'essai à 10% de DP. Comme pour le pH, la corrélation entre les concentrations du Ni et le POR demeure la moins élevée parmi l'ensemble des métaux. Ainsi, on obtient un (r) de 0.67 pour le Ni (fig. 6.10), de 0.82 pour le Fe (annexe 8b), de 0.84 pour le Cu (annexe 8a), le Zn (annexe 8d) et le Co (annexe 8c).

Une certaine relation peut être obtenue entre les courbes de l'essai en mode cuvée à 20% de DP. En examinant la relation entre les concentrations métalliques et le POR, on calcule un (r) de 0.8 pour le Co (annexe 8g), 0.85 pour le Fe (annexe 8f), de 0.9 pour le Zn (annexe 8e), de 0.91 pour le Ni (annexe 8i) et de 0.95 pour le Cu (annexe 8h). Contrairement aux autres essais, la relation du Ni avec le POR demeure élevée tandis que celle du Fe et du Co est moins forte. En fait, les profils du Fe, du Co et du Zn laissent apparaître une forme beaucoup plus exponentielle que linéaire. Si effectivement pour le Zn, le Fe et le Co, la relation était exponentielle, ceci impliquerait que les concentrations de ces trois métaux, pour un intervalle de temps spécifique, demeureraient relativement constantes pour une large gamme du POR. Par la suite, ces concentrations augmenteraient en regard d'une minime variation du POR.

Pour les essais en mode continu , seuls les profils de l'essai correspondant au t_s de 3 jrs ont été retenues car, d'une façon identique aux profils des concentrations métalliques en fonction du pH pour l'essai d'un t_s de 7 jrs, la relation demeurait non spécifique entre le POR et les concentrations des métaux pour les essais avec des t_s de 5 et 7 jrs. Les profils de l'essai avec un t_s de 3 jrs présentent une orientation illustrant une certaine dépendance entre les deux paramètres. Les coefficients de corrélation de 0.93 pour le Cu (annexe 8m), le Co (annexe 8l) et le Zn (annexe 8j), de 0.91 pour le Fe (annexe 8k) et de 0.84 pour le Ni (annexe 8n) illustrent l'influence du POR sur la solubilisation des métaux pour ce t_s. Le comportement du Ni est

Figure 6.10: Essai en mode cuvée
[Ni] en fonction du POR



Densité de pulpe: 10%

identique pour cet essai à celui des autres essais discutés antérieurement. L'effet du POR sur ce métal est moindre que sur les autres métaux.

6.5 EFFICACITE DU TRAITEMENT

6.5.1 **Influence du t_s**

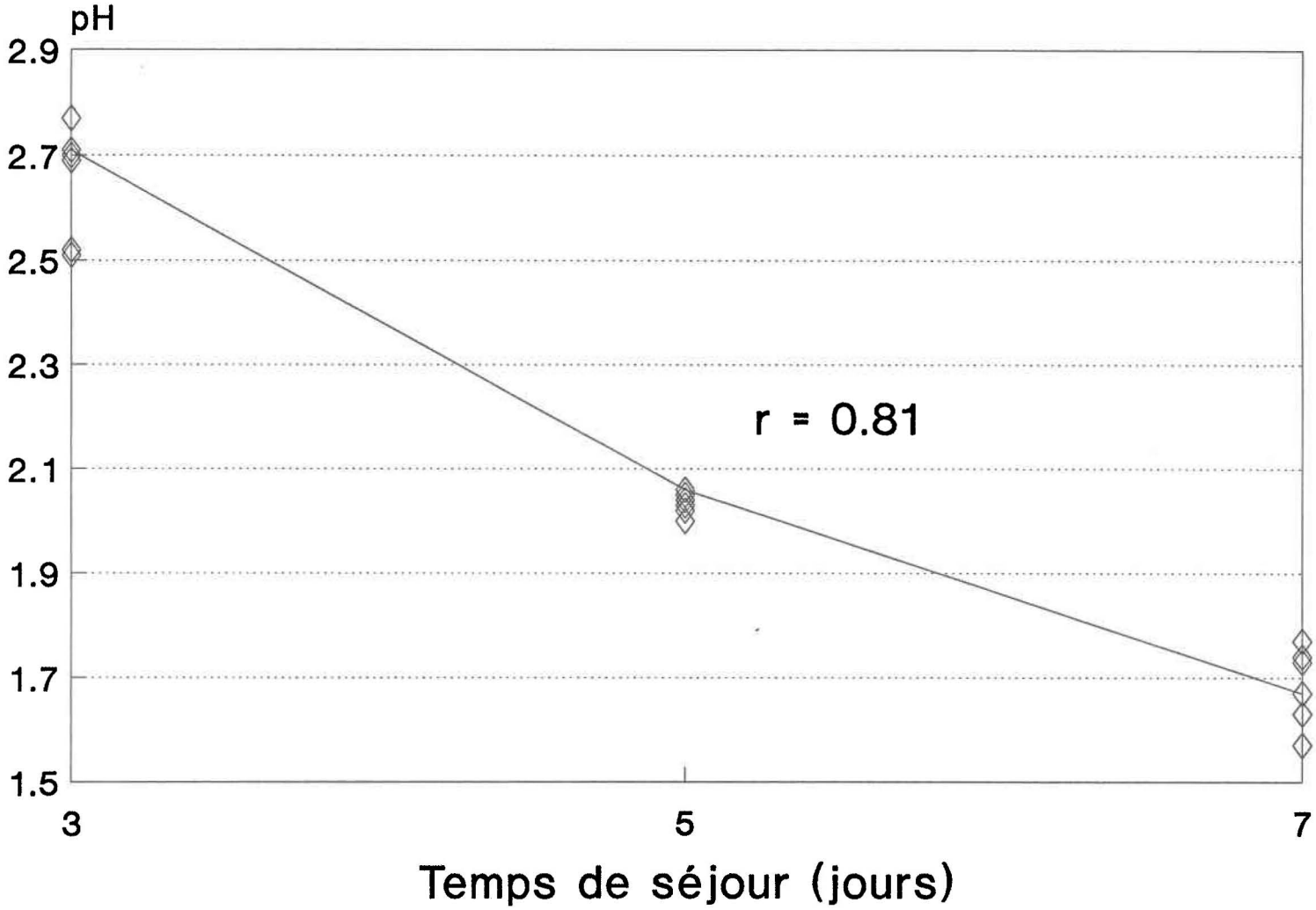
6.5.1.1 Relation du pH en fonction du t_s

La figure 6.11 correspond aux valeurs du pH en fonction du t_s. En utilisant les valeurs du pH issues de la dernière période du t_s pour chaque essai en continu, on obtient, à l'aide d'une régression linéaire, un coefficient de corrélation (r) de 0.81. Ceci explique 65% de la variation totale. Il semble donc que le pH est inversement proportionnel au t_s. Le t_s de 3 jrs est le moins efficace avec des valeurs de pH plus élevées que celles obtenues aux autres t_s. Le t_s de 7 jrs demeure le plus performant pour abaisser et maintenir le pH à une valeur de 1.7.

6.5.1.2 Relation du POR en fonction du t_s

La figure 6.12 montre le profil du POR en fonction du t_s. Loin d'être linéaire, elle serait même plus de type exponentielle, cette courbe permet tout de même de mettre en relief certaines constatations. Peu de différence sépare les valeurs du POR entre les t_s de 5 et de 7 jrs; autrement dit, à partir d'un t_s de 5 jrs, le POR est pratiquement indépendant du t_s et il ne semble pas être une des variables maîtresses pour expliquer la hausse des concentrations métalliques entre les t_s de 5 et de 7 jrs. De plus, cet écart très faible des valeurs du POR entre le t_s de 5 jrs et celui de 7 jrs ne permait pas de conclure lequel des t_s est le plus efficace. Conséquemment, un ou plusieurs autres paramètres ont une incidence plus forte que le POR sur la solubilisation des métaux. Le t_s de 3 jrs peut être rejeté comme t_s optimum du fait que les valeurs du POR obtenues sont beaucoup moins élevées que celles pour les t_s de 5 et 7 jrs.

Figure 6.11: Essais en continu
pH en fonction du temps de séjour



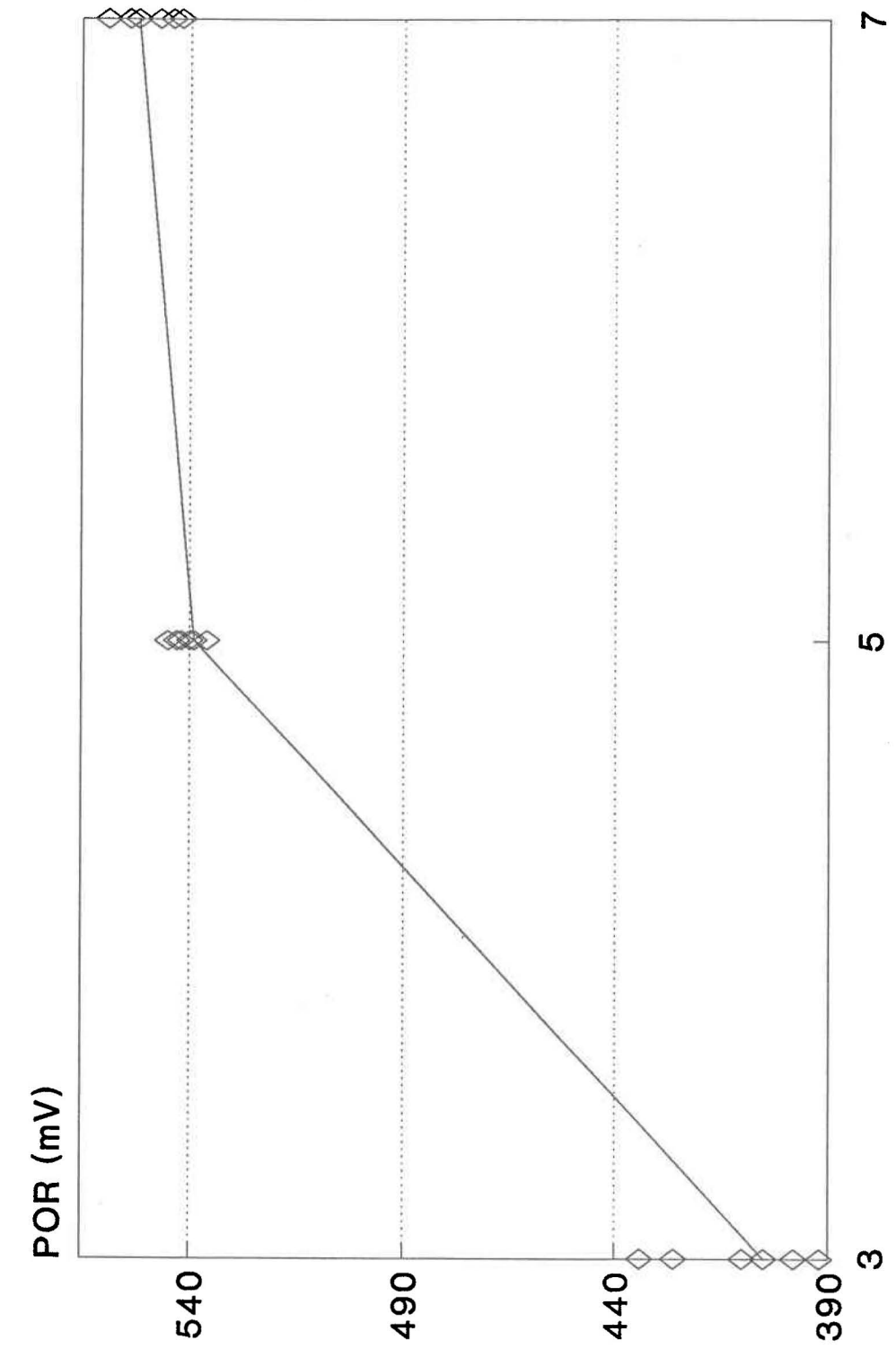


Figure 6.12: Essai en mode continu
POR en fonction du temps de séjour

6.5.1.3 Relation de l'O.D. en fonction du t_s

La figure 6.13 présente la variation du % de saturation en O.D. dans le réacteur en fonction du t_s. Il est acquis qu'une baisse du % de saturation en O.D. implique une plus grande activité bactérienne même si une partie de cet oxygène sert à l'oxydation du soufre élémentaire et du sulfite. L'essai à un t_s de 3 jrs est, à nouveau, le moins performant avec une consommation en O.D. d'à peine 6 à 7%. L'essai à un t_s de 5 jrs démontre, au contraire, une plus grande utilisation de l'O.D.; environ 62% de l'O.D. est consommé en regard de 35% pour l'essai à un t_s de 7 jrs. Ainsi, un t_s de 5 jrs est celui engendrant une population bactérienne optimale.

6.5.2 **Pourcentage de solubilisation**

On retrouve à la figure 6.14 les profils des % de solubilisation des métaux analysés pour l'essai en mode cuvée à 10% de DP. Pour cet essai, 75% du Zn, 43% du Co, 27% du Fe, 22.5% du Cu et 10% du Ni furent solubilisés en quarante jours. Ces pourcentages de solubilisation ont été calculés quotidiennement. En fait, le % de solubilisation permet d'établir, sans égard à la concentration, un ordre de solubilité des métaux. L'étude de Torma et Sakaguchi (1978) semble établir que le taux d'oxydation des sulfures en présence de Thiobacillus ferrooxidans est relié au produit de solubilité des sulfures correspondants. Autrement dit, l'ordre de solubilité est: FeS > NiS > CoS > ZnS > CdS > CuS > Cu_2S. L'ordre correspondant à l'essai réalisé est: Zn > Co > Fe > Cu > Ni; ces résultats ne correspondent pas aux conclusions de l'étude susmentionnée. En fait, cet ordre se compare beaucoup plus à la série électrochimique des minéraux sulfurés (Yakhontova, 1985), laquelle relate l'ordre suivant: CoS > ZnS > $CuFeS_2$ > (Fe,Ni)S > FeS_2. Les courbes des % de solubilisation du Zn, du Fe, du Cu et du Ni présentent une certaine stabilité à partir du vingt-troisième jour en comparaison de celle du Co qui présente une croissance faible mais continue.

La figure 6.15 expose les patrons des % de solubilisation des métaux pour l'essai en mode cuvée à 20% de DP. Il y a une certaine régularité des courbes de pourcentage à partir du seizième jour. En effet, à partir de cette date jusqu'au vingt-septième jour, le % du Zn varie entre 68 et

Figure 6.13: Essais en mode continu
% de saturation en oxygène dissous en
fonction du temps de séjour

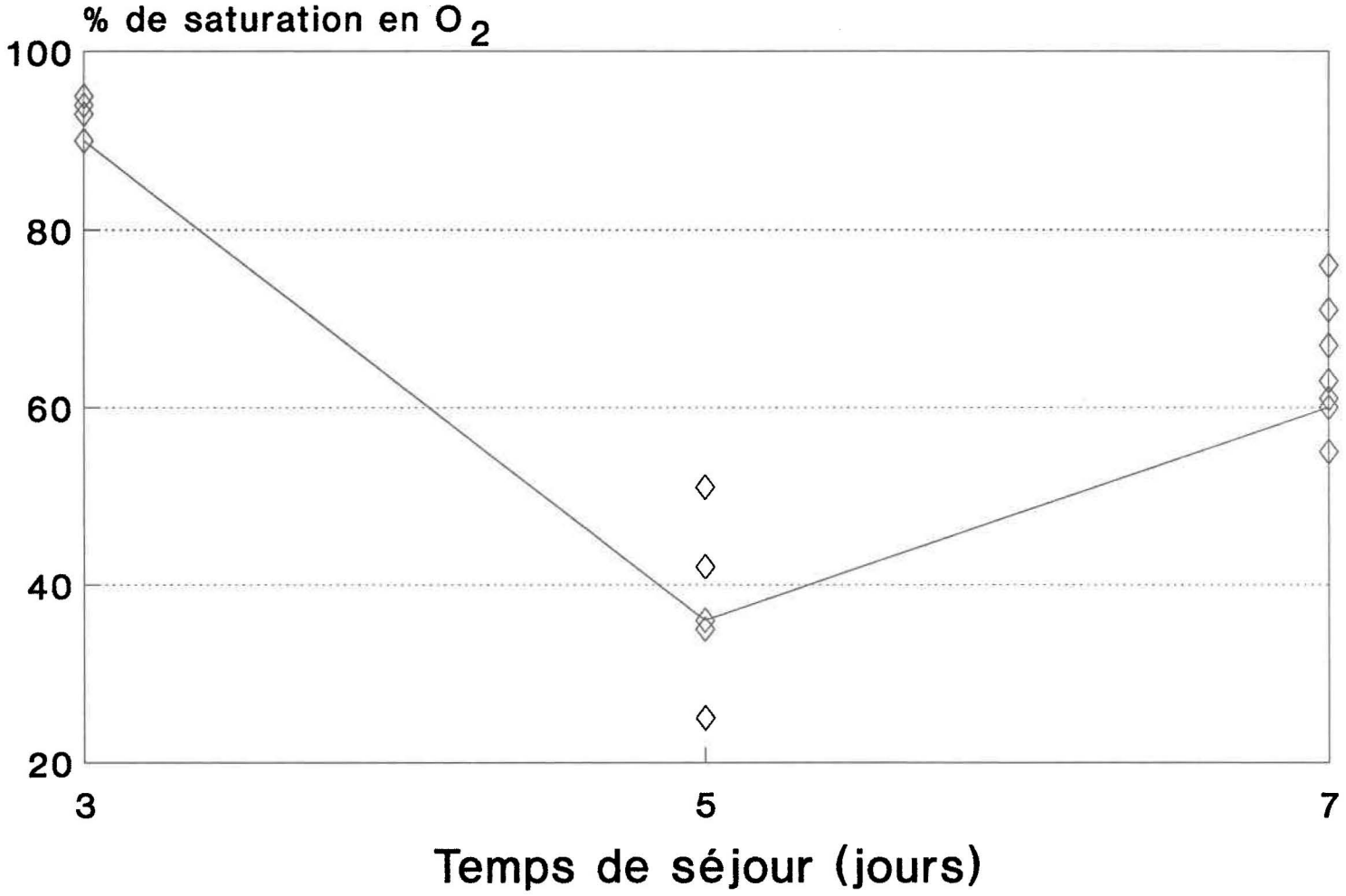
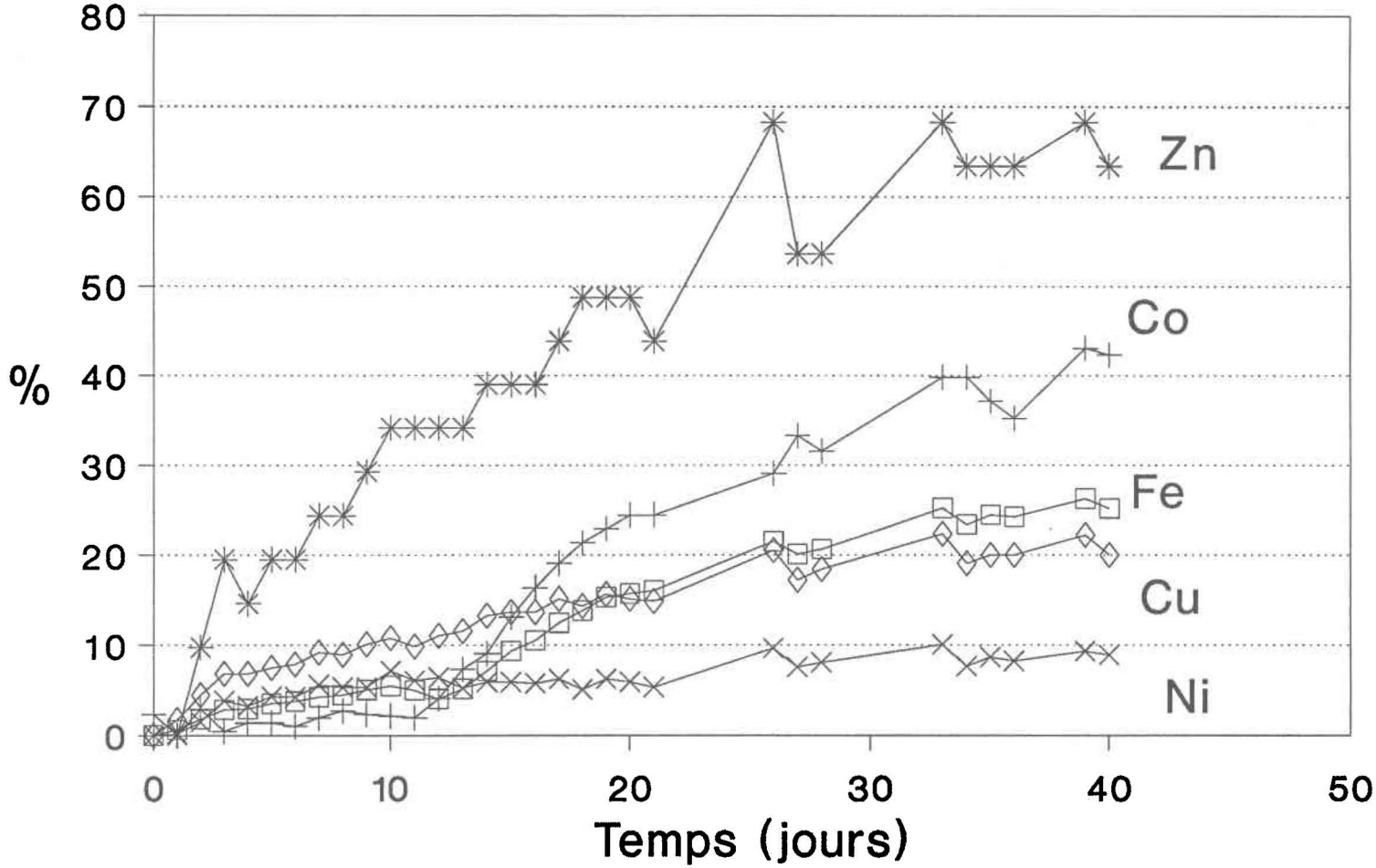
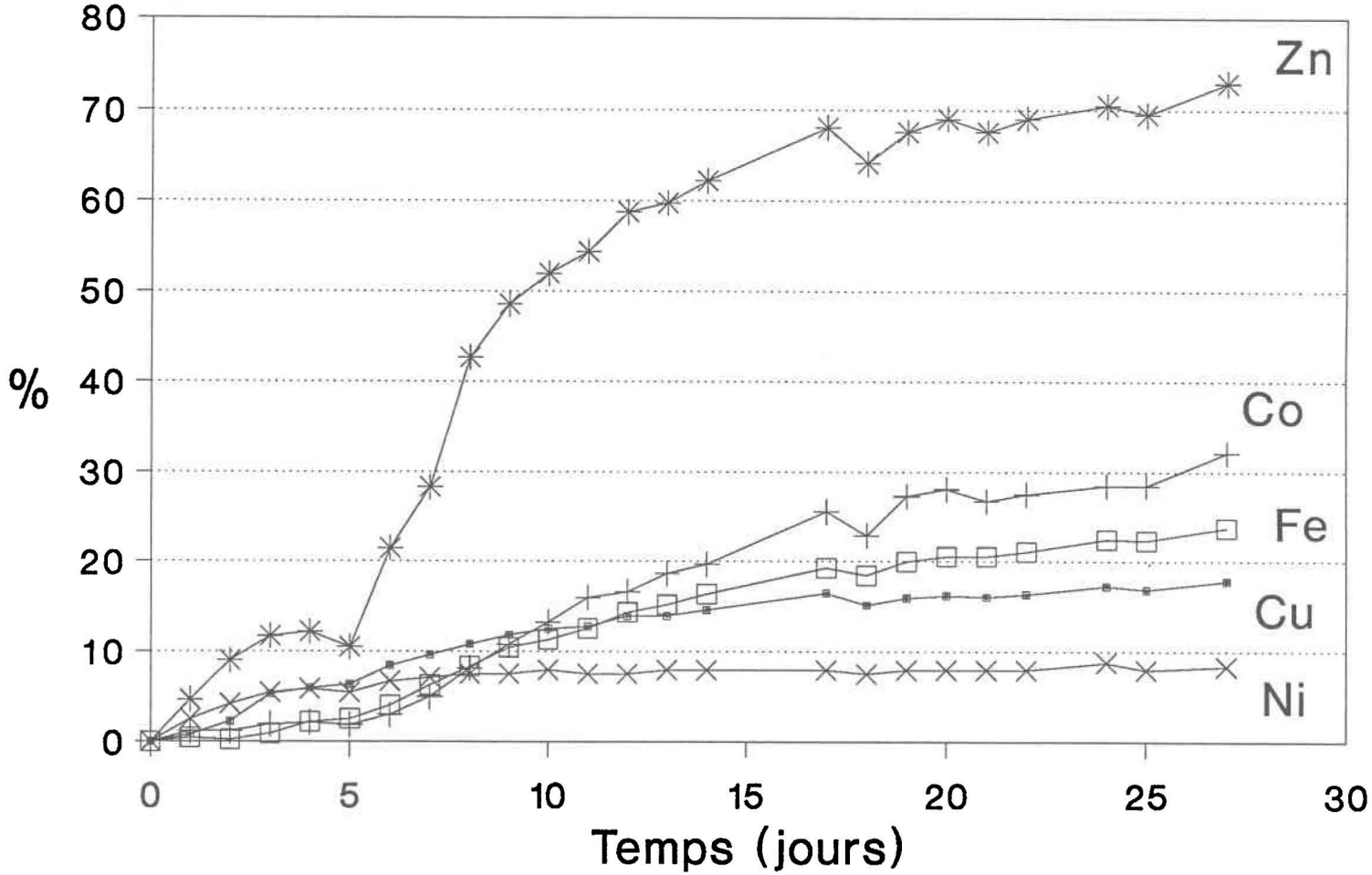


Figure 6.14: Essais en mode cuvée
% de solubilisation en fonction du temps



Densité de pulpe: 10%

Figure 6.15: Essais en mode cuvée
% de solubilisation en fonction du temps



Densité de pulpe: 20%

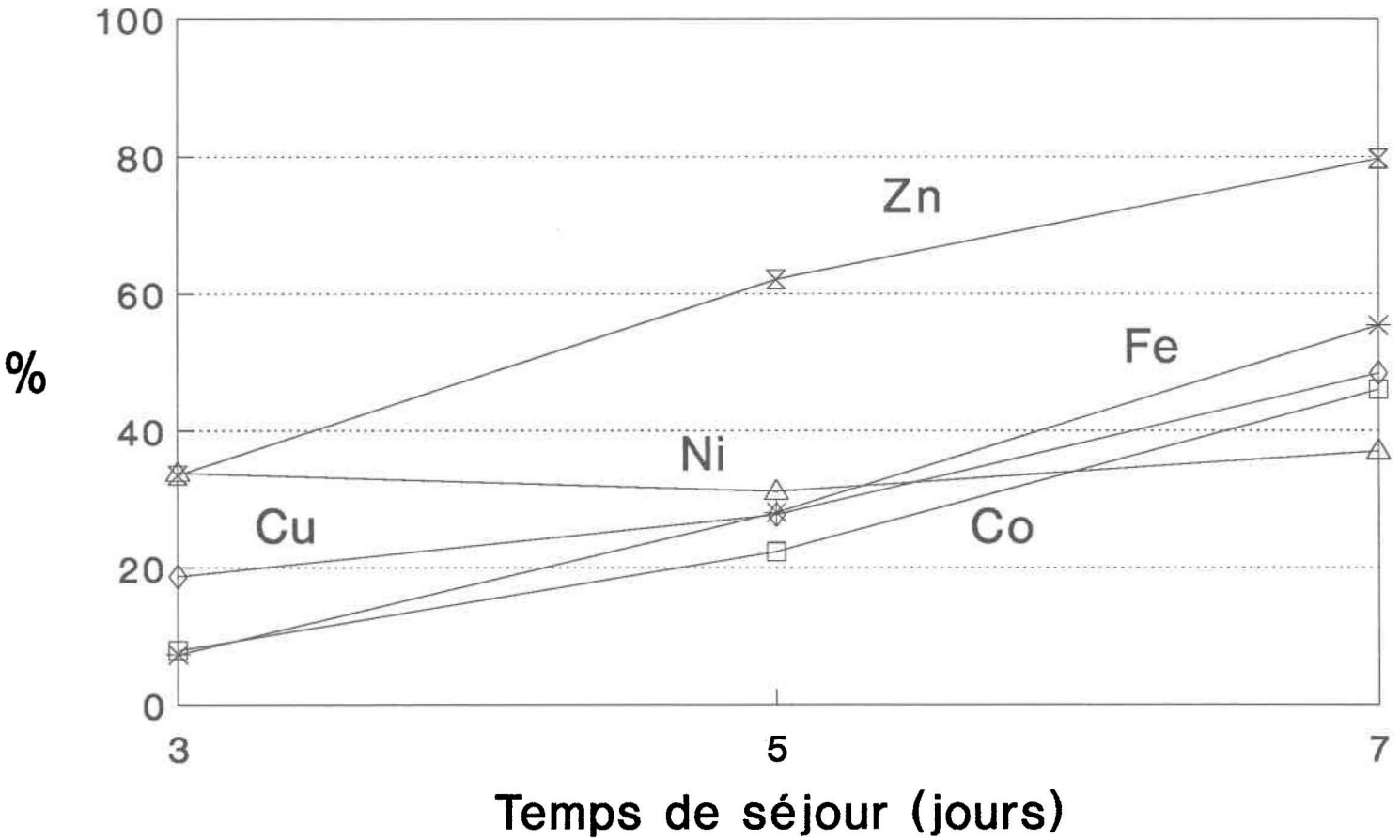
73%, le Co, entre 25 et 32%, le Fe, entre 19 et 23%, le Cu, entre 15 et 17% et le Ni, entre 7.5 et 8.5%. Par son profil en regard de celui des autres métaux, la courbe du Zn est la plus apte à représenter celle d'une croissance bactérienne. Même si la phase de latence, i.e. la portion de 0 à 5 jrs, ne demeure pas significativement représentative, les phases de croissance exponientielle (5 à 16 jrs) et de stabilité (17 à 27 jrs) elles, le sont. Même si les pourcentages de solubilisation maximale à la fin des deux essais en mode cuvée à 10 et 20% de DP diffèrent, l'ordre de solubilité des métaux est identique à l'essai précédent, à savoir 73% pour le Zn, 32% pour le Co, 25% pour le Fe, 19% pour le Cu et 9% pour le Ni. Ici encore, l'ordre de solubilité diffère des relations suggérées par Torma et Sakaguchi (1978) tandis qu'elle corrobore l'ordre de la série électrochimique de Yakhontova (1985).

La figure 6.16 nous fait voir les patrons des % de solubilisation pour les essais en mode continu en fonction du t_s. Première constatation, le % de solubilisation de tous les métaux est optimum pour le t_s de 7 jrs en regard des autres t_s; ceci corrobore le fait qu'à un faible taux de dilution correspond une utilisation maximale du substrat (Torma et Panneton, 1973). Avec 80% pour le Zn, 56% pour le Fe, 48% pour le Cu, 46% pour le Co et 37% pour le Ni, ce t_s demeure le plus performant par rapport aux deux autres t_s.

Deuxième évidence, le % de solubilisation des métaux analysés croît, à l'exception du Ni notamment, à mesure qu'augmente le t_s, à l'exception du Ni lors du passage du t_s de 3 à 5 jrs. Effectivement, pour le Zn, les % de solubilisation passent de 33 à 62, puis à 80% pour des t_s de 3, 5 et 7 jrs; pour le Cu, de 19 à 28 et à 49% pour le même ordre des t_s, pour le Fe, de 7 à 28 et à 56%, pour le Co, de 8 à 22 et à 46% et pour le Ni, de 34 à 31 et à 37%. Le profil du Ni, avec une variation d'à peine 3%, laisse voir que la solubilisation de ce métal est indépendante du t_s. Pour les autres métaux, la relation entre le % de solubilisation et le t_s est nettement plus significative.

En regardant de plus près la proportion des métaux solubilisés entre les différents t_s, il en ressort les points suivants. A part le Ni, l'augmentation du % de solubilisation est plus marquée entre le passage du t_s de 3 à 5 jrs que celui de 5 à 7 jrs. Ainsi, le % de solubilisation du Zn pour le

Figure 6.16: Essais en mode continu
% de solubilisation en fonction du temps
de séjour



t_s de 5 jrs est de 2 fois celui du t_s de 3 jrs, celui du Cu de 1.5 fois, celui du Fe de 4 fois et celui du Co de 3 fois. A comparer au passage du t_s de 5 à 7 jrs où, pour le t_s de 7 jrs, le % de solubilisation du Zn est de 1.25 fois celui du t_s de 5 jrs, de 1.7 fois pour le Cu, de 2 fois pour le Fe et le Co et de 1.2 fois pour le Ni. Autrement dit, pour le Zn, le Fe et le Co, la hausse des % de solubilisation est plus élevée entre les t_s de 3 et de 5 jrs quelle ne l'est entre les t_s de 5 et de 7 jrs.

Les ordres de solubilité des métaux pour les essais en mode continu sont, pour un t_s de 3 jrs: Zn et Ni > Cu > Fe, Co. Pour un t_s de 5 jrs, il est: Zn > Ni > Cu, Fe > Co. Enfin, pour un t_s de 7 jrs, il est: Zn > Fe > Cu et Co > Ni. A nouveau, ces ordres ne correspondent pas à celle exposée par Torma et Sakaguchi (1978). Elles sont également un peu semblables à la série de Yakhontova (1985), soit CoS > ZnS > $CuFeS_2$ > (Fe,Ni)S > FeS_2. En comparant ces ordres, non seulement pour les essais en mode continu mais aussi pour les deux essais en mode cuvée (en fait, l'ordre est le même, soit Zn > Co > Fe > Cu > Ni), il appert que le Zn, malgré son faible produit de solubilité, est le métal le plus dissous parmi l'ensemble. Le Ni, étant au dernier rang pour les essais en mode cuvée, demeure au même rang pour l'essai avec un t_s de 7 jrs; puis, au t_s de 5 jrs, il se retourve deuxième pour terminer au premier rang lors de l'essai avec un t_s de 3 jrs. Ces résultats de même que ceux des essais stériles semblent démontrer que le Ni se solubilise plus facilement en milieu abiotique qu'en milieu biotique ou encore que le sulfure de Ni ne demeure pas un substrat potentiel pour les microorganismes. Effectivement, vu que l'essai avec un t_s de 3 jrs correspondait à une très faible activité bactérienne, le Ni est le plus solubilisé; de même, en milieu stérile pour les deux types d'essais, le % total de solubilisation du Ni représente 50% et plus. Enfin, puisqu'à chaque t_s correspond une densité cellulaire différente, l'égard minime entre les concentrations du Ni pour les trois t_s implique une plus faible influence des microorganismes sur le sulfure de Ni en regard des autres sulfures. Selon l'auteur, trop de facteurs sont en jeu pour expliquer le comportement des différents métaux par l'influence unique de tel ou tel facteur. Par exemple, quel est le rôle joué par la concentration des ions ferriques, par le rapport du Fe^{3+}/Fe^{2+}? Quelle est l'influence réelle du milieu bactérien par rapport au milieu chimique? Quel est l'effet des potentiels mixtes des minéraux sulfurés versus les potentiels redox de la solution?

6.5.3 **Taux d'extraction**

La figure 6.17 expose les taux d'extraction en fonction du t_s. Ces taux représentent la moyenne du dernier cycle du t_s. Les taux les plus élevés pour le Zn, le Cu, le Fe et le Co furent obtenus à un t_s de 7 jrs, avec 6.67 g/L/jr pour le Fe, 76.6 mg/L/jr pour le Zn, 52 mg/L/jr pour le Cu et 4 mg/L/jr pour le Co, tandis que pour le Ni. Son taux maximum fut réalisé à un t_s de 3 jrs avec 2.7 mg/L/jr. Les taux de tous les métaux, à l'exception du Ni augmentent à mesure que s'élève le t_s. Cependant, en comparaison des trois t_s, les variations des taux du Cu et du Ni sont minimes; en fait, ils demeurent moins influencés par le t_s en regard des taux d'extraction obtenus avec le Zn, le Co et le Fe.

Etant donné que la température de tous les essais (modes cuvée et continu) fut maintenue à 20°C, il semble donc possible qu'en doublant la température, la vitesse de solubilisation soit également doublée. En effet, Guay et al. (1975), Sakaguchi et al. (1976) et Tyagi et Couillard (1989) estimèrent le coefficient de température, Q_{10} aux environs de 2.

6.6 COEFFICIENTS BIOCINETIQUES

Pour arriver à bien quantifier les principaux paramètres cinétiques en chemostat, deux équations fondamentales sont nécessaires.

Soient 1^0 (Torma et Panneton, 1973):

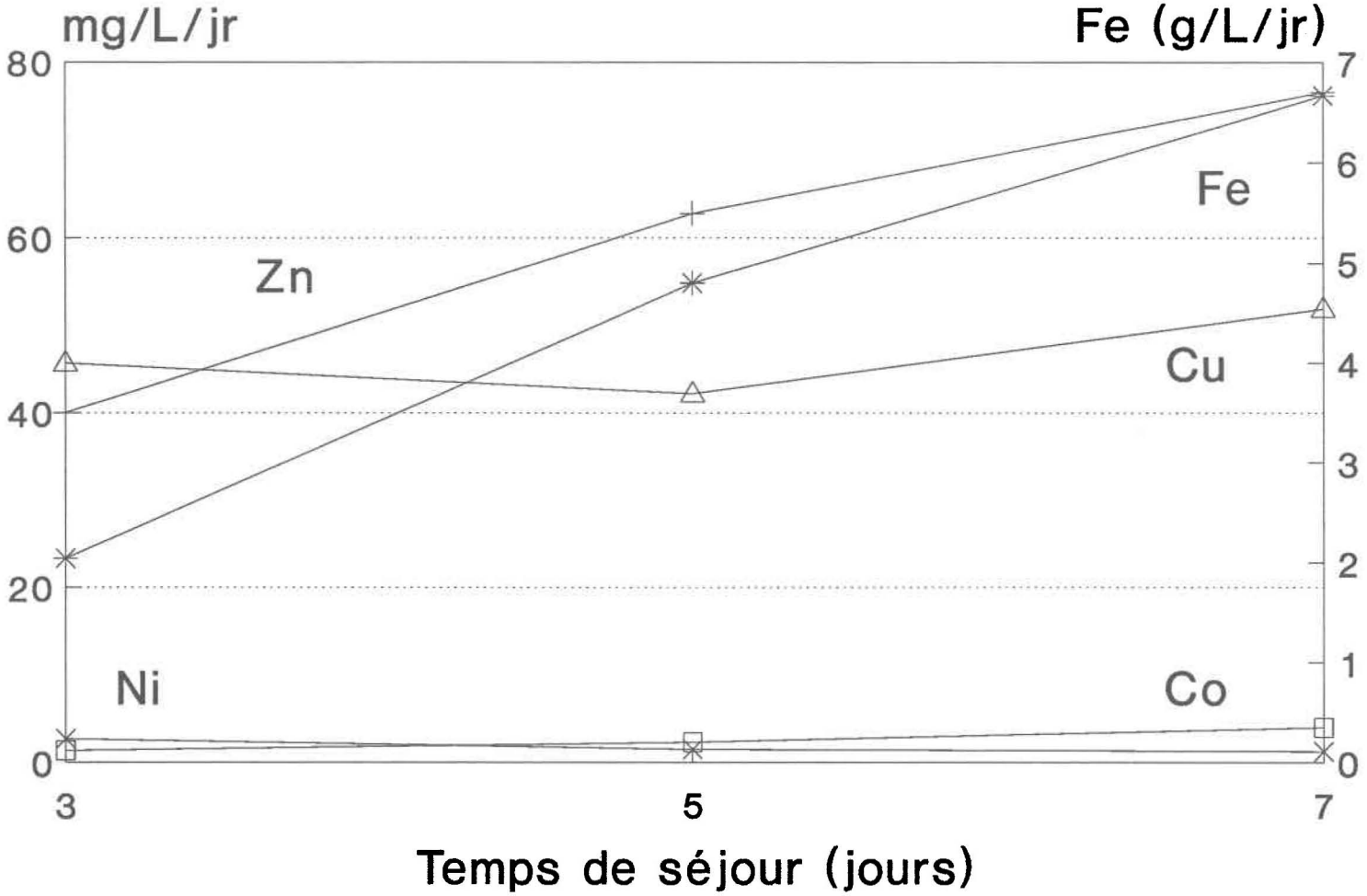
$$C = K_s D/(K_{max} - D) \qquad (27)$$

ou C = concentration du substrat énergétique en mg/L

K_s = constante numériquement égale à la concentration du nutriment à laquelle $K = K_{max}/2$ en h^{-1}

K = constante de croissance spécifique à une concentration C limitante d'un nutriment en h^{-1}

Figure 6.17: Essais en mode continu
Taux d'extraction en fonction
du temps de séjour



Densité de pulpe: 20%

K_{max} = constante de croissance spécifique à une concentration saturante du nutriment en h^{-1}

D = taux de dilution en h^{-1}

et 2^0:

$$X = Y(C_r - C) \tag{28}$$

ou X = concentration des microorganismes en g/L ou cellules/mL

Y = coefficient de rendement

C_r = concentration de substrat ajouté en mg/L

C = concentration de substrat en mg/L

L'équation 27 établit la relation fondamentale entre la concentration C de substrat dans le milieu de culture et le taux de dilution D. De ces deux équations fondamentales, la figure 6.18 peut être construite; elle montre les relations entre la densité cellulaire X, la concentration C du nutriment limitant et le taux de dilution. On peut constater que la densité cellulaire demeure relativement constante pour une large gamme de taux de dilution correspondant à la zone d'opération du chemostat. A taux de dilution élevé où la densité X varie rapidement en fonction de D, le chemostat devient instable et une petite variation de D peut causer un lessivage (Ingraham et al., 1983).

Ces deux équations nécessitent la quantification de la concentration du substrat ainsi que celle de la population bactérienne. Pour l'étude en question, différentes contraintes techniques ont empêché une mesure précise du substrat. En effet, il ne semble pas exister de technique d'analyse pour différencier en phase solide le fer ferreux du fer ferrique; de plus, les résidus miniers ne possèdaient pas une composition minéralogique très homogène. Egalement, aucun compte bactérien ne fut réalisé car la plupart des méthodes d'énumération de cellules bactériennes sous-estiment le nombre de bactéries (Christison et al., 1985).

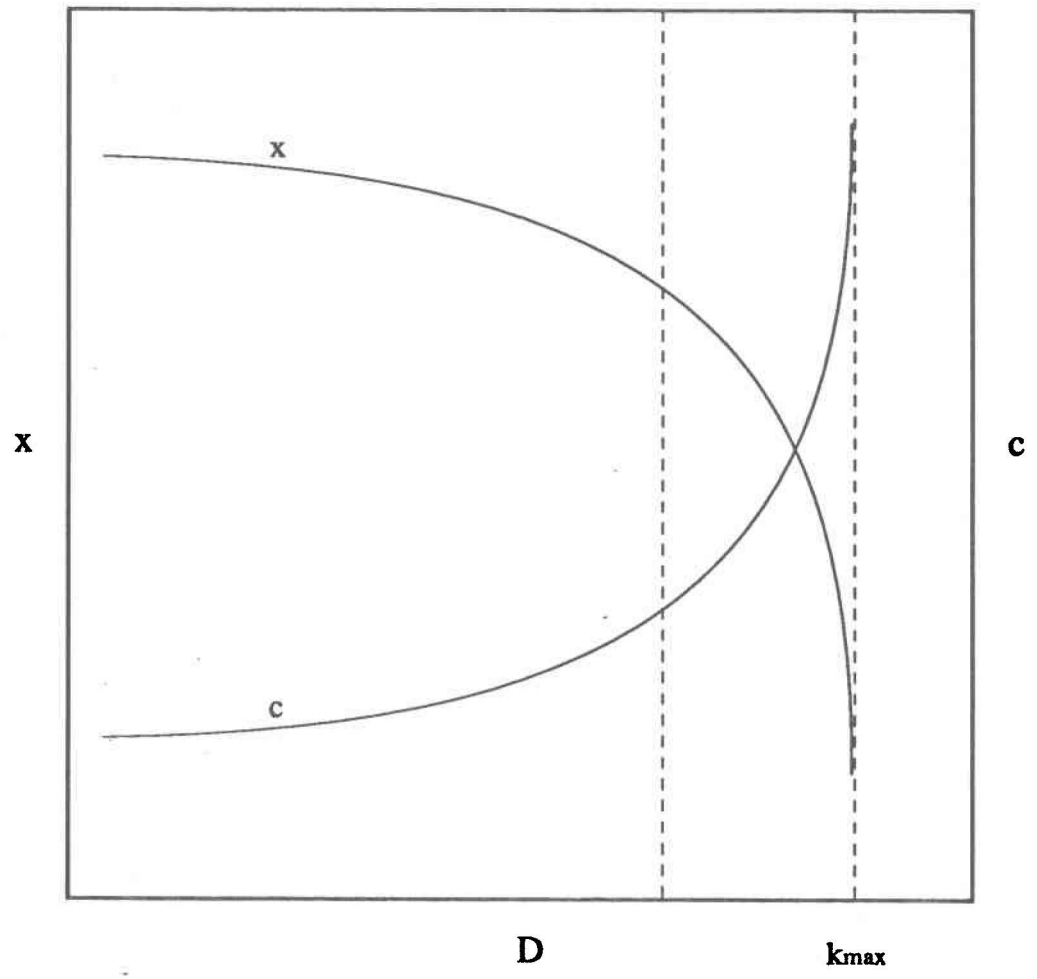


Figure 6.18: Relation entre la biomasse (X), la concentration du substrat limitant (c) et le taux de dilution (D) pour une culture en mode continu. (Ingraham et al. , 1983)

Cependant, l'auteur peut affirmer que u_m, étant le taux de croissance maximum, est plus grand que 0.0083 car le système, d'après les paramètres mesurés, était très stable; de plus, même si les résultats de l'essai d'un t_s de 3 jrs ne peuvent certifier catégoriquement la stabilité du système, il semble que u_m se situerait entre 0.014 et 0.010.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Le procédé de lixiviation bactérienne permet d'envisager des résultats très performants tant pour l'extraction des métaux issus des résidus miniers que pour l'applicabilité d'un tel procédé à l'une des étapes de la phase d'enrichissement d'un ou des métaux convoités. Différents essais effectués en présence d'une culture mixte de thiobacilles avec des résidus miniers issus d'un gisement sulfureux ont permis d'évaluer la faisabilité technique du procédé. De plus, cette étude a mis en relief l'importance de certains paramètres physico-chimiques reliés à la solubilisation bactérienne.

Le maintien d'une croissance bactérienne à 20^0C s'avère donc techniquement possible avec un bioréacteur à ascension pneumatique. Ce maintien de la population microbienne fut également démontré pour des essais en mode cuvée avec des densités de pulpe de 10 et 20% et pour des essais en mode continu avec des temps de séjour de 3, 5 et 7 jours et une densité de pulpe de 20%. Outre le fait d'établir que les résidus miniers demeurent un substrat adéquat pour l'activité bactérienne, les résultats de la lixiviation des métaux illustrent le potentiel technique du procédé.

En mode cuvée avec une DP de 10%, les pourcentages de solubilisation, durant une période de 40 jours, furent de 75% pour le Zn, 43% pour le Co, 27% pour le Fe, 22.5% pour le Cu et 10% pour le Ni; en 27 jours, des pourcentages identiques ont été quantifés lors de l'essai à 20% de DP, attestant que les concentrations des métaux ont doublé pour cet essai. Cette différence de treize jours, pour l'obtention de pourcentages de solubilisation similaires, de même que des valeurs de pH plus basses et une plus forte consommation en O.D. illustre, pour l'essai à 20% de DP, l'augmentation de la population bactérienne et, implicitement, une certaine acclimatation de la culture mixte employée. Ce fait semble également indiquer que, pour une même culture mixte et un substrat identique, les conditions du système, i.e. celles du bioréacteur à ascension pneumatique, modifient l'acclimatation initiale, i.e. celle issue des fioles d'Erlenmeyer agitées.

En mode continu, le temps de séjour de 7 jours demeure le plus performant avec des pourcentages de solubilisation de 80% pour le Zn, 48% pour le Cu, 56% pour le Fe, 46% pour le Co et 37% pour le Ni en comparaison, pour le t_s de 5 jrs où le pourcentage de solubilisation se situe à 62% pour le Zn, 28% pour le Cu, 28% pour le Fe, 22% pour le Ni et de 31% pour

le Co et pour le t_s de 3 jrs où le pourcentage de solubilisation est de 33% pour le Zn, 19% pour le Cu, 7% pour le Fe, 8% pour le Co et de 34% pour le Ni. La stabilité des valeurs du pH, du POR et des concentrations métalliques, de même que des différents % de saturation en O.D., pour les t_s de 5 et 7 jrs, démontrent un système à l'équilibre (steady state), corroborant le principe théorique que pour chaque taux de dilution correspond une densité cellulaire. Ainsi, des temps de génération de 5 et 7 jrs sont possibles aux conditions du système étudié.

En opposition aux mesures des essais précédents (t_s de 5 et 7 jrs), l'ensemble des paramètres quantifiés pour le t_s de 3 jrs révèle une instabilité du système. Une diminution continuelle du POR et des concentrations métalliques, de même qu'une augmentation des mesures de pH et des valeurs de % en O.D., atteignant pratiquement celles de l'essai stérile, illustrent que le système tend vers un lessivage de la biomasse. Ces résultats laissent voir qu'un temps de génération de 3 jrs ne semble pas être envisageable aux conditions réalisées. Ces mêmes résultats appuient la théorie selon laquelle le maximum de l'utilisation du substrat est obtenue à des taux faibles de dilution (maximum des concentrations métalliques sont obtenues au t_s de 7 jrs) tandis que le maximum de la croissance et de la consommation du substrat s'effectue à des taux élevés de dilution (maximum d'O.D. consommé et maximum de la croissance bactérienne sont obtenus au t_s de 5 jrs).

Pour tous les essais (en mode cuvée et continu), le pH demeure l'une des variables maîtresses; l'augmentation de la densité de pulpe a entraîné une diminution du pH mais n'a pas affecté le potentiel d'oxydoréduction. En mode continu, le pH diminue d'une façon inversement proportionnelle au t_s. Quant au POR, il augmente pour des valeurs de t_s de 3 à 5 jrs mais devient indépendant pour des valeurs plus grandes que 5 jrs. La solubilisation bactérienne du Fe, du Co, du Cu et du Zn est majeure en regard de la solubilisation du milieu abiotique; cette solubilisation bactérienne constitue, pour les essais en modes cuvée et continu, à environ 90% de la solubilisation totale. Par contre, pour le Ni, elle est inférieure à 50% pour les essais en mode cuvée et continu. Le Ni semble être le métal le moins influencé par le pH et le POR; tous les autres métaux ont une relation plus forte envers ces deux paramètres.

Les résultats des essais réalisés, de même que les connaissances acquises par la revue de littérature permettent de citer les recommandations suivantes:

1- Des essais devraient être réalisés à des densités de pulpe de 30, 40 et 50%, non seulement pour évaluer s'il est techniquement possible d'utiliser ce bioréacteur mais également pour confirmer le maintien et la survie d'une population bactérienne. De plus, ce procédé est une voie possible pour réduire les coûts de la disposition des terrils.

2- Des essais devraient également être effectués à une température de 35^0C de même qu'à un t_s de 4 jrs; aussi, des essais à l'aide d'un bioréacteur à ascension pneumatique avec recyclage devraient être envisagés, autant pour améliorer l'efficacité que pour une réduction des coûts.

3- Des essais, à des conditions similaires à ceux du BAP, devraient être réalisés avec un réacteur agité en continu (CSTR) pour comparer la performance des deux bioréacteurs.

4- Une méthode d'énumération bactérienne basée sur l'ATP devrait être envisagée pour arriver à bien quantifier ce paramètre.

5- Afin d'évaluer ce procédé comme alternative technologique face à la contamination des sols et sédiments par les métaux lourds, des essais avec ce type de bioréacteur devraient être réalisés avec comme substrat du sulfate ferreux.

6- En vue d'obtenir une technologie globale de décontamination, des études portant sur un procédé de précipitation sélective des métaux devraient être effectués.

7- Advenant la construction d'un bioréacteur de ce type, des modifications devraient être apportées à la configuration et au design du bioréacteur afin d'optimiser certains paramètres hydrodynamiques. Notamment, ces modifications porteraient sur:

- la forme du réservoir de tête du bioréacteur car cette forme pose un problème d'homogénéisation du substrat du fait qu'il y a sédimentation des résidus dans les coins;

- le fond de la base du réacteur qui devrait avoir une forme plus courbée pour permettre une remontée plus facile du mélange.

8- Des essais avec des minéraux synthétiques devraient être réalisés pour évaluer les coefficients biocinétiques inhérents à ce type de bioréacteur.

RÉFÉRENCES

ACEVEDO, F., CACCIUTTOLO, M.A., AND GENTINA, J.C. (1987).

Comparative performance of stirred and pachuca tanks in the bioleaching of a copper concentrate. Dans: Biohydrometallurgy, Proceedings of the International Symposium, Norris, P.R. and Kelly, D.P., (Eds.), Warwick University, Angleterre, pp. 385-394.

ADAM, K., STEFANAKIS, M., AND KONTOPOULOS, A. (1989).

Bacterial oxidation of the Olympias arsenical pyrite concentrate. Dans: Biotechnology in Minerals and Metal Processing, Scheiner, B.J., Doyle, F.M. and Kamatra, S.K., (Eds.), Society of Mining Engineers, Littleton, Colorado, pp. 131-138.

ANDREWS, R.D. (1977).

Tailings: Environmental consequences and a review of control strategies. Dans: Proceedings of the International Conference on Heavy Metals in the Environment, II/2, Toronto, pp. 645-675.

APHA (1985).

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

ATKINS, A.S., POOLEY, F.D., AND TOWNSLEY, C.C. (1986).

Comparative mineral sulphide leaching in shake flasks, percolation columns, and pachuca reactors using Thiobacillus ferrooxidans. Process Biochemistry, February: 3-10.

AUBERT, G. GULLEMIN, C., ET PIERROT, R. (1978).

Précis de minéralogie, Masson et BRGM, Paris, p. 106.

BALLANTYNE, A.R. (1975).

Water pollution problems in the canadian mining and milling industry. Dans: Technology Transfert Seminar on Mining Effluent Regulations/Guidelines and Effluent Treatment Technology as Applied to the Base Metal, Iron Ore, and Uranium Mining and Milling Industry, Ottawa: Environnment Canada,

BARTH, R.C. AND MARTIN, B.K. (1981).

Reclamation of phytotoxic tailing. Minerals and Environment, 3: 55-65.

BECK, J.V. (1967).

The role of bacteria in copper mining operations. Biotechnology and Bioengineering, 9: 487-499.

BELL, A.V. (1987).

Prevention of acid generation in base metal tailings and waste rock. Dans: Comptes Rendus, Séminaire/Atelier sur le Drainage Minier Acide, 23 au 26 mars, Halifax, Nouvelle-Ecosse, pp. 391-410.

BENNET, J.C. AND TRIBUTSCH, H. (1978).

Bacterial leaching patterns on pyrite crystal surfaces. Journal of Bacteriology, 134(1): 310-317.

BERRY, V. K., MURR, L.E., AND HISKEY, J.B. (1978).

Galvanic interaction between chalcopyrite and pyrite during bacterial leaching of low-grade waste. Hydrometallurgy, 3: 309-326.

BEYER, M., EBNER, H.G., AND KLEIN, J. (1986).

Bacterial desulfurization of German hard coal. Dans: Fundamental and Applied Biohydrometallurgy, Lawrence, R.W., Branion, R.M.R. and Ebner, H.G., (Eds.), Elsevier, Amsterdam, pp. 151-164.

BEYER, M., EGNER, H.G., ASSENMACHER, H., AND FRIGGE, J. (1987).

Elemental sulphur in microbiologically desulphurized coal. Fuel, 66: 551-555.

BLENKE, H. (1979).

Loop reactors. Dans: Advances in Biochemical engineering, Ghose, T.K., Fiecher, A. and Blakebrough, N., (Eds.), 13:121.

BLOWES, D.W., CHERRY, J.A., AND REARDON, E.J. (1987).

The hydrogeochemistry of four inactive tailings impoudments: Perspectives on tailings pore-water evolution. Proceedings, 1987 National Symposium on Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, December 7-11, Lexington, Kentucky, pp. 253-261.

BLOWES, D.W. AND JAMBOR, J.L. (1990).

The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Québec, Canada. Applied Geochemistry, 5: 327-346.

BOSECKER, K. AND KÜRSTEN, M. (1978).

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

BRADSHAW, A.D. AND CHADWICK, M.J. (1980).

The Restoration of Land. University of California Press, Los Angeles, pp. 45-54.

BRIERLEY, C.L. AND MURR, L.E. (1973).

Leaching : Use of a thermophilic and chemoautotrophic microbe. Science, 179: 488-490.

BRIERLEY, C.L. (1978).

Bacterial leaching. CRC Critical Reviews in Microbiology, 6: 207-262.

BROCK, T.D. AND GUSTAFSON, J. (1976).

Ferric iron reduction by sulfur- and iron-oxidizing bacteria. Applied and Environmental Microbiology, 32(4): 567-571.

BROWN, E.J., LUONG, H.V., AND FORSHAUG, J.M. (1982).

The occurence of Thiobacillus ferrooxidans and arsenic in subarctic streams affected by gold-mine drainage. Arctic, 35(3): 417-421.

BRYNER, L.C., BECK, J.V., DAVIS, D.B., AND WILSON, D.G. (1954).

Microorganisms in leaching sulfide minerals. Industrial and Engineering Chemistry, 46(12): 2587-2592.

BRYNER, L.C. AND JAMESON, A.K. (1958).

Microorganisms in leaching sulfide minerals. Applied Microbiology, 6: 281-287.

BRYNER, L.C., WALKER, R.B., AND PALMER, R. (1967).

Some factors influencing the biological and non-biological oxidation of sulfide minerals. Transactions of the American Mining, Metallurgist and Petrolium Engineers, 238: 56-62.

CAIRNS, J.JR., DICKSON, K.L., AND HERRICKS, B.E. (1975).

Recovery and restoration fo damaged ecosystems. Proceedings of the International Symposium of Recovery of Damaged Ecosystems, Virginia Polytechnic Institute and Stage University, March 23-25, Blacksburg, Virginia, pp. 290-302.

CANNON, H.L. (1960).

Botanical prospecting for ore deposits. Science, 132: 591-598.

CARUCCIO, F. AND GEIDEL, G. (1987).

In situ mitigation of acidic drainages - Management of hydro-geochemical factors. Dans: Comptes Rendus, Séminaire/Atelier sur le Drainage Minier Acide, 23 au 26 mars, Halifax, Nouvelle-Ecosse, pp. 479-498.

CHARLES, M. (1985).

Fermenter design and scale-up. Dans: Comprehensive Biotechnology, vol. 2, Moo-Young, M. (ed.), Pergamon, Oxford, pp. 57-75.

CHISTI, M.Y. AND MOO-YOUNG, M. (1987a).

Airlift reactors: characteristics, applications and design considerations. Chemical Engineers Comm., 60: 195-241.

CHISTI, M.Y. AND MOO-YOUNG, M. (1987b).

Pneumatically agitated bioreactor devices: effects of fluid height and flow area shape on hydrodynamic and mass transfer performance. International Conference on Bioreactors and Biotransformations, 9-12 november, Gleneagles, Scotland, UK. pp. 335-349.

CHISTI, M.Y. AND MOO-YOUNG, M. (1987c).

Hydrodynamics and oxygen transfer in pneumatic bioreactor devices. Biotechnology and Bioengineering, 31: 487-494.

CHOI, W.K. AND TORMA, A.E. (1989).

Application of cyclic voltammetry to elucidate the electrochemical reactions involved in the leaching of a zinc sulfide concentrate by Thiobacillus ferrooxidans. Dans: Biotechnology in Minerals and Metal Processing, Scheiner, B.J., Doyle, F.M. and Kamatra, S.K., (Eds.), Society of Mining Engineers, Littleton, Colorado, pp. 131-138.

CHRISTISON, J., BELSON, N., AND CAIRNS, J. (1985).

Method for enumeration of Thiobacillus ferrooxidans in slurries: Phase I, II, III. Projet CANMET numéro 340212, Énergie, Mines et Ressources, Canada, pp. 22-23.

CIOLKOSZ, E.J., KARDOS, L.T., AND BEERS, W.F. (1979).

The effect of acid mine drainage water on two Pennsylvania soils. Soil Science, 127(2): 102-107.

CLARKE, R.MCV. (1974).

The effects of effluents from metal mines on aquatic ecosystems in Canada: A literature review. Rapport technique no 488, Service des Pêches et de la Marine. Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

COLMER, A.R. AND HINKLE, M.E. (1947).

The role of microorganisms in acid mine drainage: a preliminary report. Science, 106: 253-256.

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

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

CORRICK, J.D. AND SUTTON, J.A. (1965).

Copper extraction from a low-grade ore by Ferrobacillus ferrooxidans (Effect of environmental and nutritional factors). U.S. Department of the Interior, Bureau of Mines, Report of Investigation, 6714, pp. 1-21.

COUILLARD, D. (1980).

Évaluation de la pollution et des répercussions des rejets des industries des pâtes et papiers sur la vie aquatique. The Science of the Total Environment, 14(2):167-184.

COUILLARD, D. (1982).

The man-habitat system and multi-use projects: description and representation. Journal of Environmental Systems, 11(2): 175-186.

COUILLARD, D. (1983).

Quality of life : the importance of man-environment relations and a tentative conceptual model. Journal of Environmental Systems, 12 (2): 163-185.

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

Étude de la solubilisation biologique des métaux lourds des boues anaérobiques d'épuration pour fin de valorisation agricole. TOME IV: Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate ferreux résiduaire de raffinage des métaux. Rapport scientifique no 265, 172 p., INRS-Eau, Université du Québec, Québec, Canada.

COUILLARD, D. (1990).

Traitements secondaires biologiques des eaux usées. Notes de cours de l'unité Eau-7243.4, INRS-Eau, Université du Québec, Québec, 130 pages.

COUILLARD, D. AND MERCIER, G. (1990).

Bacterial leaching of heavy metals from sewage sludge -Bioreactors comparison. Environmental Pollution, 66(3): 237-253.

COUILLARD, D. AND CHARTIER, M. (1991).

Removal of metals from aerobic sludges by biological solubilization in batch reactors. Journal of Biotechnology, 20:163-181.

COUILLARD, D. ET MERCIER, G. (1991a).

Procédé de solubilisation biologique des métaux dans les boues anaérobies d'épuration: filtrabilité, neutralisation et teneurs en N et P des boues traitées. The Canadian Journal of Chemical Engineering, 69(3): 779-788.

COUILLARD, D. AND MERCIER, G. (1991b).

Optimum residence time (in CSTR and airlift reactor) for bacterial leaching of heavy metals from anaerobic sewage sludge. Water Research, 25(2): 211-219.

COUILLARD, D., CHARTIER, M., AND MERCIER, G. (1991).

Bacterial leaching of heavy metals from aerobic sludge. Bioresource Technology-Biomasse, 36(3): 293-303.

COUILLARD, D., CHARTIER, M., AND MERCIER, G. (1992a).

Importance du pH et du potentiel d'oxydoréduction sur la solubilisation biologique des métaux dans des boues digérées en aérobiose. Environmental Technology, soumis pour publication.

COUILLARD, D., CHARTIER, M., AND MERCIER, G. (1992b).

Major factors influencing bacterial leaching of heavy metals from anaerobic sludge. Journal of Biotechnology, soumis pour publication.

DAVE, S.R. AND NATARAJAN, K.A. (1982).

Effects of some flotation reagents on the bio-oxidation of zinc and iron. Transactions of the Indian Institute of Metals, 35(4): 397-399.

DENISOV, G.V., KOVROV, B.G., TRUBACHEV, I.N., GRIOBOVSKAYA, I.V., STEPEN, A.A., AND NOVOSELOVA, O.I. (1980).

The composition of growth medium for continuous cultivation of Thiobacillus ferrooxidans, Mikrobiologiya, 49(3): 473-478.

DILLS, G. AND ROGERS, D.T. (1974).

Macroinvertebrate community structure as an indicator of acid mine pollution. Environmental Pollution, 6: 239-262.

DiSPIRITO, A.A., SILVER, M., VOSS, L., AND TUOVINEN, O.H. (1982).

Flagella and pili of iron-oxidizing Thiobacilli isolated from a uranium mine in northern Ontario, Canada. Applied and Environmental Microbiology, 43: 1196-1200

DRAPER, J.C., PEPPERMAN, R.E., AND HOUSTON, R.J. (1984).

Successful direct vegetation of acidic deep coal mine refuse. Mining Engineering, August, pp. 1186-1191.

DOWN, C.G. AND STOCKS, J. (1976).

The environmental problems of tailings disposal at metal mine. Department of the Environment, Mining Environmental Research Unit, England, Research Report 17, pp. 1-33.

DUBOIS, D. (1977).

Toxicité des substances chimiques relatives à une exploitation minière sur la faune aquatique. Société de Développement de la Baie James, Environnement et Aménagement du Territoire, division Environnement et Etudes, Québec, 114 p.

DUNBABIN, J.S. (1983).

The potential of aquatic plants to remove heavy metals from mining waste water effluents. Proceedings of the International Specialist Conference on Water Regime in Relation to Milling, Mining and Waste Treatment Including Rehabilitation with Emphasis on Uranium Mining, Australia, September 4-9, pp. 34-43.

DUNCAN, D.W., TRUSSEL, P.C., AND WALDEN, C.C. (1964).

Leaching of chalcopyrite with Thiobacillus ferrooxidans : Effect of surfactants and shaking. Applied Microbiology, 12(2): 122-126.

DUNCAN, D.W. AND BRUYNESTEYN, A. (1971).

Enhancing bacterial activity in a uranium mine. Canadian Institute of Mining and Metallurgical Bulletin, 64:709: 32-36.

DUNCAN, D.W. AND DRUMMOND, A.D. (1973).

Microbiological leaching of porphyry copper-type mineralization : Post-leaching observations. Canadian Journal of Earth Sciences, 10: 476-484.

DUNN, R.W. AND MELIS, L.A. (1972).

Tailings revegetation. The pollution control program of Rio Algom mines limited in the Elliot lake region. 19th Ontario Industrial Wastes

Conference, Ontario Water Resources Commission, Toronto, Ontario, pp. 85-117.

DUTRIZAC, J.E. AND MacDONALD, R.J.C. (1974).

Percolation leaching of pentlandite ore. Canadian Institute of Mining and Metallurgical Bulletin, March, 169-175.

EBNER, H.G. (1980).

Bacterial leaching in an airlift reactor. Dans: Proceedings of the International Conference on use of Microorganisms in Biohydrometallurgy, december 4-6, Pécs, Hungarian, pp. 211-218.

EHRLICH, H.L. AND FOX, S.I. (1967).

Environmental effects on bacterial copper extraction from low-grade copper sulfide ores. Biotechnology and Bioengineering, 9: 471-485.

ENVIRONNEMENT CANADA (1975).

Guidelines for the control of liquid effluents from existing metal mines. Dans: Technology Transfert Seminar on Mining Effluent Regulations/Guidelines and Effluent Treatment Technology as Applied to the Base Metal, Iron Ore, and Uranium Mining and Milling Industry, Environnment Canada, Ottawa.

ERICKSON, P.M., KLEINMANN, R.L.P., AND ONYSKO, S.J. (1985).

Control of acid mine drainage by application of bacterial materials. Dans: Control of Acid Mine Drainage, Proceedings of a Technical Transfer Seminar, Bureau of Mines, U.S. Deparment of the Interior: pp. 25-34.

ERNST, W. (1976).

Physiological and biochemical aspects of metal tolerance. Dans: Effects of Air Pollutants on Plants, Mansfield, T.A.(ed.), Cambridge: Cambridge University Press, England, pp.115-59.

FARMER, E.E. AND RICHARDSON, B.Z. (1981).

Acid mine waste revegetation: Influence on soil-water quality. USDA, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Paper Int-226, Ogden, Utah, 844o1.8p.

FLYN, J.P. (1969).

Treatment of earth surface and subsurface for prevention of acidic drainage from soil. U. S. Patent No. 3,443,882. U. S. Patent Off., Washington, DC.

FORTIN, L. (1982).

Gestion appropriée des parcs à résidus miniers. Dans: Comptes Rendus, Colloque National sur la Restauration des Parcs et Résidus Miniers, Rouyn-Noranda, Québec, pp.32-46.

GAGNON, J. (1982).

Origine, nature et toxicité des résidus miniers et impacts sur l'environnement. Dans: Comptes Rendus, Colloque National sur la Restauration des Parcs à Résidus Miniers, Rouyn-Noranda, Québec, pp. 53-67.

GAMMON, J.R. (1970).

The effect of inorganic sediment on stream biota. Water Control Series 18050 DWE 12-70, Environmental Protection Agency, U.S.A., p.141.

GARDNIER, R.T. (1981).

Tour of Cominco Ltd. Sullivan mine, concentrator and drainage water treatment plant, Kimberley, British Columbia CLRA Meeting, August 25, Cranbrook, British Columbia, 11 p.

GILBERT, R. (1975).

Synthèse bibliographique des répercussions de l'exploitation minière sur l'environnement. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Faculté des Sciences, pp. 28-58.

GORMELY, L.S. AND DUNCAN, D.W. (1974).

Estimation of Thiobacillus ferrooxidans concentrations. Canadian Journal of Microbiology, 20(10): 1453-1455.

GOYETTE, D.E. (1975).

Marine tailings disposal case study. Dans: Technology Transfert Seminar on Mining Effluent Regulations/Guidelines and Effluent Treatment Technology as Applied to the Base Metal, Iron Ore, and Uranium Mining and Milling Industry, Environnment Canada, Ottawa.

GRIFFIN, E.A. AND LUINSTRA, L. (1989).

Bioreactor scaleup: practical considerations for biologically assisted gold recovery. Dans: Biohydrometallurgy, Proceedings of the International Symposium , August 13-18, Wyoming, U.S.A., pp. 221-230.

GROUDEV, S.N. (1980).

Leaching of copper-bearing mineral substrates with wild microflora and with laboratory-bred strains of Thiobacillus ferrooxidans. Dans: Biogeochemistry of Ancient and Modern Environments, Trudinger, P.A., Walter, M.R. and Ralph, B.J., (Eds.), Australian Academy of Science, Canberra, Australia, pp. 485-503.

GROUDEV, S.N. (1986).

Continuous bacterial leaching of copper sulphide concentrates. Dans: Fundamental and Applied Biohydrometallurgy, Lawrence, R.W., Branion, R.M.R. and Ebner, H.G., (Eds.), Elsevier, Amsterdam, pp. 43-50.

GUAY, R., TORMA, A.E., ET SILVER, M. (1975).

Oxydation de l'ion ferreux et mise en solution de l'uranium d'un minerai par Thiobacillus ferrooxidans. Annales Microbiologiques (Institut Pasteur), 126B: 209-219.

GUAY, R. AND SILVER, M. (1975).

Thiobacillus acidophilus sp. nov.; isolation and some physiological characteristics. Canadian Journal of Microbiology, 21: 281-288.

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

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

GUAY, R. AND SILVER, M. (1981).

Uranium biohydrometallurgy. Process Biochemistry, 16(1): 8-11.

HARRIS, J.R. AND RITCHIE, A.I.M. (1986).

The impact of rehabilitation measures on the physiochemical conditions in mine wastes undergoing pyritic oxidation. Dans: Fundamental and Applied Biohydrometallurgy, Lawrence, R.W., Branion, R.M.R. and Ebner, H.G., (Eds.), Elsevier, Amsterdam, pp. 341-351.

HARRISON, V.F. (1969).

Neutralization and aeration of acid mine waters. Department of Energy and Mines Ressources, Mines Branch, Ottawa, Canada, I.C. 227, 32 p.

HARRISON, A.P.JR. (1982).

Genomic and Physiological Diversity amongst strains of Thiobacillus ferrooxidans, and genomic comparaison with Thiobacillus thiooxidans. Archives of Microbiology, 131: 68-84.

HATCH, R.T. (1975).

Single cell proteins II. Tannenbaum, S.R. and Wang, D.I., (Eds.), M.I.T. Press, Cambridge, U.S.A., pp. 46-48.

HAWLEY, R.J. (1972).

The problem of acid mine drainage in the province of Ontario. Pollution Control Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, pp. 37-45.

HAWLEY, R.J. (1977).

The use, characteristics and toxicity of mine-mill reagents in the province of Ontario. Pollution Control Branch, Ontario Ministry of Environment, Toronto, Ontario, p. 26.

HELLE, U. AND ONKEN, U. (1987).

Continuous bacterial leaching of a pyritic flotation concentrate by mixed cultures. Dans: Biohydrometallurgy, Proceedings of the International Symposium, Norris, P.R. and Kelly, D.P., (Eds.), Warwick University, Angleterre, pp. 61-75.

HELLIER, W.M. (1989).

Constructed wetlands in Pennsylvania: an overview. Dans: Biohydrometallurgy, Proceedings of the International Symposium , August 13-18, Wyoming, U.S.A., pp. 599-612.

HINES, D.A., BAILEY, M., OUSBY, J.C., AND ROESLER, F.C. (1975).

The ICI deep-shaft aeration process for effluent treatment. Dans: Proceedings of the Conference of the Institute of Chemical Engineers, April 16-17, York, Angleterre, pp. 23-33.

HODGE, W.W. (1937).

Pollution of streams by coal mine drainage. Industrial and Engineering Chemistry, 29(9): 1048-1055.

HUMMEL, T., BLAINE, L., FONTAINE, R., ET LEBEAU, Y. (1982).

Les conséquences sur l'environnement d'une gestion inadéquate des parcs à résidus miniers. Les conseillers IEC Beak Ltée. Dans: Comptes Rendus, Colloque National sur la Restauration des Parcs et Résidus Miniers,, Rouyn-Noranda, Québec, pp. 68-76.

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

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

HUTCHISON, T.C., FEDORENKO, A.,FITCHKO, J., KUJA, A., VANLOON, J., AND LICHWA, J. (1975).

Movement and compartmentation of nickel and copper in the aquatic ecosystem. Manuscript for the 9th Annual Conference on Trace Substance in Environment Health, Toronto: Institute for Environmental Studies, Ontario, pp.23-46.

INGLEDEW, W.J. (1982).

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

INGRAHAM, J.L., MAALOE, O., AND NEIDHART, F.C. (1983).

Growth of the bacterial cell. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts, pp. 105-112.

JAMBOR, J.L. (1986).

Detailled mineralogical examination of alteration products in cone WA 20 from Waite Amulet tailings. Mineral Sciences Laboratories, Division Report MSL 86-45 (1R), CANMET, Énergie, Mines et Ressources, Canada, pp. 1-18.

JAMBOR, J.L. (1987).

Mineralogical and chemical investigation of cones from piezometric sites in waite Amulet tailings, Noranda, Québec. Mineral Sciences Laboratories Division report MSL 87-32 (1R) CANMET, Énergie, Mines et Ressources, Canada, pp. 1-28.

KALIN, M. (1980).

An investigation into selected ecological aspects of the aquatic and terrestical environment of an abandoned mill tailings pond, Bamcroft, Ontario. Institute for Environmental Studies, Toronto, Ontario, Publication No. EE-15, 26 p.

KARAMANEV, D.G. AND NIKOLOV, L.N. (1988).

Influence of some physicochemical parameters on bacterial activity of biofilm ferrous iron oxidation by Thiobacillus ferrooxidans. Biotechnology and Bioengineering, 31: 295-299.

KARGI, F. (1982).

Enhancement of microbial removal of pyritic sulfur from coal using concentrated cell suspension of Thiobacillus ferroxidans and an external carbon dioxide supply. Biotechnology and Bioengineering, 24:749-752.

KARGI, F. AND ROBINSON, J.M. (1982a).

Microbial desulfurization of coal by thermophilic microorganism Sulfolobus acidocaldarius. Biotechnology and Bioengineering, 24: 2115-2121.

KARGI, F. AND ROBINSON, J.M. (1982b).

Removal of sulfur compounds from coal by the thermophilic organism Sulfolobus acidocaldarius. Applied and Environmental Microbiology, 44(4): 878-883.

KARGI, F. AND CERVONI, T.D. (1983).

An airlift recycle fermenter for microbial desulfuration of coal. Biotechnology Letters, 5(1): 33-38.

KAWATRA, S.K., EISELE, T.C., AND BAGLEY, S.T. (1989).

Studies of pyrite dissolution in pachuca tanks and depression of pyrite flotation by bacteria. Dans: Biotechnology in Minerals and Metal Processing, Scheiner, B.J., Doyle, F.M. and Kamatra, S.K., (Eds.), Society of Mining Engineers, Littleton, Colorado, pp. 55-62.

KHINVASARA, N.J. AND AGATE, A.D. (1987).

Bioreactor leaching of chalcopyrite concentrate from Mosaboni, India. Dans: Biohydrometallurgy, Proceedings of the International Symposium, Norris, P.R. and Kelly, D.P., (Eds.), Warwick University, Angleterre, pp. 297-303.

KIESE, S., EBNER, H.G., AND ONKEN, U. (1980).

A simple laboratory airlift fermentor. Biotechnology Letters, 2(8): 345-350.

KINSEL, N.A. AND UMBREIT, W.W. (1964).

Method for electrolysis of culture medium to increase growth of the sulfur-oxidizing iron bacterium Ferrobacillus sulfooxidans. Journal of Bacteriology, 87: 1243-1244.

KLEINMANN, R.L.P., CRERAR, D.A., AND PACELLI, R.R. (1981).

Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. Mining Engineering, 33: 300-306.

KLEINMANN, R.L.P. AND ERICKSON, P.M. (1983).

Control of acid drainage from coal refuse using anionic surfactants. U. S. Bureau of Mines, Department of the Interior, Report of Investigation 8847, 45 p.

KOVROV, B.G., DENISOV, G.V., AND SEKACHEVA, L.G. (1978).

The effect of the concentration of ferrous iron on the rate of its oxidation by Thiobacillus ferrooxidans. Mikrobiologiya, 47(3): 400-402.

LACKEY, J.B. (1939).

Aquatic life in waters polluted by acid mine waste. U.S. Public Health Report, U.S.A., 54: 740-756.

LADWIG, K.J., ERICKSON, P.M., AND KLEINMANN, R.L.P. (1985).
Alkaline injection: An overview of recent work. Dans: Control of Acid Mine Drainage, Proceedings of the Technical Transfer Seminar, Bureau of Mines, U.S., Department of the Interior, U.S.A., pp. 35-40.

LANDESMAN, J., DUNCAN, D.W., AND WALDEN, C.C. (1966a).
Oxidation of inorganic sulfur compounds by washed cell suspensions of Thiobacillus ferrooxidans. Canadian Journal of Microbiology, 12: 957-964.

LANDESMAN, J., DUNCAN, D.W., AND WALDEN, C.C. (1966b).
Iron oxidation by washed cell suspensions of the chemoautotroph, Thiobacillus ferrooxidans. Canadian Journal of Microbiology, 12: 25-33.

LEATHEN, W.W., MCINTYRE, C.E., AND BRALEY, S.A. (1951).
A medium for the study of the bacterial oxydation of ferrous ion. Science, 14: 280-292.

LEATHEN, W.W., BRALEY, S.A., AND MC INTYPE, L.D. (1953).
The role of bacteria in the formation of acid from certain sulfuritic constituents associated with bituminous coal, II. Ferrous iron oxidizing bacteria. Applied Microbiology, 1: 65-68.

LE BARANDER, M. AND NIEDISTO, L. (1978).
An evaluation of the use of redox measurements for characterizing recent sediment. Estuarine and Coastal Marine Science, 6: 127-134.

LERMAN, S.L. AND DARLEY, E.F. (1975).
Particulates. Dans: Responses of Plants, Mudd, J. and Kozlowski, T., (Eds.), pp. 141-158.

LE ROUX, N.W. AND MARSHALL, V.M. (1977).

Effect of light on Thiobacilli. Dans: Gesellschaft für Biotechnologische Forschung mbH Braunschweig-Stockheim, Conferene bacterial leaching, Schwartz, W. (ed.), Verlag Chemie, Weinhein, pp. 21-35.

LE ROUX, N.W. AND WAKERLEY, D.S. (1987).

Leaching of chalcopyrite ($CuFeS_2$) at 70°C using Sulfolobus. Dans: Biohydrometallurgy, Proceedings of the International Symposium, Norris, P.R. and Kelly, D.P., (Eds.), Warwick University, Angleterre, pp. 305-317.

LEROY, J.C. AND KELLER, H. (1972).

How to reclaim mined areas tailing pond find dumps into valuable land. World Mining, January, pp. 34-41.

LITTLE, P. (1973).

A study of heavy metal contamination of leaf surface. Environmental Pollution, 5: 159-172.

LOVELL, H.L. (1982).

Coal mine drainage in the United States - An overview. Dans: Mine Water Pollution, Proceedings of the 11th IAWPRC Conference, Odendall, P.E., (ed.), Cape Town, U.S.A., pp. 45-61.

LOWSON, R.T. (1982).

Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. Chemical Reviews, 82(5): 461-497.

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

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

LUNDGREN, D.G., VALKIVA-VALCHANOMA, M., AND REED, R. (1986).
Chemical reactions important in bioleaching and bioaccumulation. Dans: Biotechnology for the Mining, Metal-Refining, and Fossil Fuel Processing Industries, Ehrlich, H.L. and Holmes, D.S., (Eds.), Biotechnology and Bioengineering Symposium 16, John Wiley and Sons, U.S.A., pp. 7-22.

MALFAIT, J.L., WILCOX, D.J., MERCER, D.G., AND BARKER, L.D. (1981).
Cultivation of a filamentous mold in a pilot-scale airlift fermentor. Biotechnology and Bioengineering, 23: 863-878.

MARCHAND, B. (1986).
Commercial piloting and the economic feasability of plant scale continuous biological tank leaching at Equity Silver mines limited. Dans: Fundamental and Applied Biohydrometallurgy, Lawrence, R.W., Branion, R.M.R. and Ebner, H.G., (Eds.), Elsevier, Amsterdam, pp. 53-76.

MARSHALL, I.B. (1983).
Mines, utilisation des terres et environnement 1. Un aperçu général au Canada. Série de l'utilisation des terres au Canada, numéro 22, Direction Générale des Terres, Environnement Canada, pp. 11-153.

McCREADY, R.G.L. AND KROUSE, H.R. (1982).
Sulfur isotope fractionation during the oxidation of elemental sulfur by Thiobacilli in a solonetzic soil. Canadian Journal of Soil Science, 62: 105-110.

McCREADY, R.G. (1987).
A review of the physical, chemical and biological measures to prevent acid mine drainage: an application to the pyritic Halifax shales. Dans: Comptes Rendus, Séminaire/Atelier sur le Drainage Minier Acide, 23 au 26 mars, Halifax, Nouvelle-Ecosse, pp. 333-356.

McMANAMEY, W.J. AND JOHN WASE, D.A. (1985).

Relationship between the volumetric mass transfer coefficient and gas holdup in airlift fermentors. Biotechnology and Bioengineering, 28: 1446-1448.

MEEK, F.A. (1984).

Research into the use of apatite rock for acidic drainage prevention. Proceedings of the 5th Annual W.Va. Surface Mine Drainage Task Force Symposium W.V.a. Department of Natural Resources, Charleston, pp. 42-54.

MEHTA, A.P. AND MURR, L.E. (1982).

Kinetic study of sulfide leaching by galvanic interaction between chalcopyrite, pyrite and sphalerite in the presence of Thiobacillus ferrooxidans (30°C) and a thermophilic microorganism (55°C). Biotechnology and Bioengineering, 24: 919-940.

MERCIER, G. (1988).

L'extraction biologique des métaux lourds des boues anaérobies d'épuration. Mémoire de maîtrise ès sciences (Eau), INRS-Eau, Université du Québec.

MICHELUTTI, R.E. (1978).

The establishment of vegetation on high iron-sulphur mine tailings by use of an overburden. Proceedings of the Third Annual Meeting of the Canadian Land Reclamation Association, Laurentian University, Sudbury, pp. 25-30.

MILLER, S., IRVINE, P., REDANN, P., AND BELL, P. (1983).

Acid mine drainage control and treatment - Investigation strategy, case studies and new technology. Australian Water and Wastewater Association, Proceedings of International Specialist Conference on Water Regime in Relation to Milling, Mining and Waste Treatment Including Rehabilitation with Emphasis on Uranium Mining. Darwin, Australia, 4-9th september, pp. 41-59.

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT (1988).

Directive 019, Industries minières, Ministère de l'Environnement, Direction des Substances Dangereuses, Québec, 75 p.

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT (1988).

Le programme GERLED, bilan au 1er avril 1988, programmation 1988-1989. Ministère de l'Environnement, Direction générale du milieu terrestre, Série: Substances dangereuses QEN/SD-9-1, Envirodoq 870209-88, 40 p.

MINING ASSOCIATION OF BRITISH COLUMBIA (1972).

Mining and Miling (Mining Association of British Columbia brief submitted to the Public Inquiry Pursuant to Section 14 of the pollution Control Act 1967), Vancouver, 31 p.

MOFFETT, D., SAHARY, G., CAMPBELL, M.C., AND INGLES, J.C. (1977).

CANMET's Environmental and Process Research on Uranium. CANMET Report 77-53, Énergie, Mines et Ressources, Canada, 29 pp.

MOO-YOUNG, M. AND CHISTI, Y. (1988).

Considerations for designing bioreactors for shear-sensitive culture. Bio/Technology, november, pp. 1291-1296.

MORESI, M. (1981).

Optimal Design of Airlift Fermenters. Biotechnology and Bioengineering, 23: 2537-2560.

MOSS, F.J. AND ANDERSON, J.E. (1968).

The effects of environment on bacterial leaching rates. Proceedings of the Australian Institute of Mining and Metallurgy, 225: 15-25.

MOUNT, D.I. (1973).

Chronic effects of low pH on fathead minnow survival, growth and reproduction. Water Research 7: 987-993.

MUKAMMAL, E.I. (1968).

Air pollution, meterology and plant injury. Technical Note no. 96, Organisation météorologique mondiale, Genève, Suisse, 42 p.

MURR, L.E. AND BERRY, V.K. (1976).

Direct observations of selective attachment of bacteria on low-grade sulfide ores and other mineral surfaces. Hydrometallurgy, 2: 11-24.

MURR, L.E. AND MEHTA, A.P. (1983).

The role of iron in metal sulfide leaching by galvanic interaction. Biotechnology and Bioengineering, 25: 1175-1180.

MURRAY, D.R. AND MOFFETT, D. (1977).

Vegetation the uranium mine tailings at Elliot lake, Ontario. Journal of Soil and Water Conservation, 32(4): 171-174.

MYERSON, A.S. (1981).

Oxygen mass transfert requirements during the growth of Thiobacillus ferrooxidans on iron pyrite. Biotechnology and Bioengineering, 23 1413-1434.

NAKAMURA, D., NOIKE, T., AND MATSUMOTO, J. (1986).

Effect of operation conditions on biological Fe^{2+} oxidation with rotating biological contactors. Water Research, 20(1): 73-77.

NESTEROVICH, L.G. (1988).

Methods of studying the ore and mineral composition. Dans: Biotechnology of Metals Manual, Karavaiko, G.I., Rossi, G., Agate, A.D., Groudev, S.N. and Avakyan, Z.A., (Eds.), Centre for International Projets GKNT, Moscou, pp. 101-112.

NORRIS, P.R. AND BARR, D.W. (1987).

Bacterial oxidation of pyrite in high temperature reactors. Dans: Biohydrometallurgy, Proceedings of the International Symposium, Norris, P.R. and Kelly, D.P., (Eds.), Warwick University, Angleterre, pp. 532-536.

NRIAGU, J.O. (1988).

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

OGRAM, D.G. AND FRASER, W.W. (1978).

Reclamation of high sulfide tailings at Hudson bay mining and smelting, Flin Flon, Manitoba. Reclamation Review, 1: 19-25.

OLEM, H. AND UNZ, R.F. (1977).

Acid mine drainage treatment with rotating biological contactors. Biotechnology and Bioengineering, 19: 1475-1491.

OLIVER, P.R.M. (1967).

The bacteriological leaching of copper and its recovery at Britannia Beach mine. Cambourne School of Mines Magazine, 67: 10-19.

OLSON, G.J., TURBAK, S.C., AND McFETERS, G.A. (1979).

Impact of western coal mining - II. Microbiological studies. Water Research, 13: 1033-1401.

ONKEN, U. AND WEILAND, P. (1980).

Hydrodynamics and mass transfer in an air-lift loop fermenter. European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology, 10, 31-40.

ONYSKO,, S.J., KLEINMANN, R.L.P., AND ERICKSON, P.M. (1984).

Ferrous iron oxidation by Thiobacillus ferrooxidans: Inhibition with benzoic acid, sorbic acid and sodium lauryl sulfate. Applied and Environmental Microbiology, 48: 229-231.

OPITZ, B.E., SHERWOOD, D.R., DODSON, M.E., AND SERNE, R.J. (1985).

Tailings neutralization and other alternatives for immobilizing toxic materials in tailings. Division of Radiation Programs and Earth Sciences, Office of Nuclear Regulatory Research. NUREG/CR-4259, PNL-5467,RU., 64 p.

OUELLET, R. (1978).

Principes et coûts de la restauration des sites miniers abandonnés de la région de Rouyn-Noranda. Bureau d'Études sur les Substances Toxiques, Service de Protection de l'Environnement, Québec, Rapport T-4, pp. 12-18.

PAINE, P.J. (1987).

Historic and geographic overview of acid mine drainage. Dans: Comptes Rendus, Séminaire/Atelier sur le Drainage Minier Acide, 23 au 26 mars, Halifax, Nouvelle-Ecosse, pp. 1-45.

PETRUK, W. AND PINARD, R.G. (1986).

Mineralogical and image analysis study of samples from core WA20 of the Waite Alumet tailings. Mineral Sciences Laboratories, Division Report MSL 86-87 (IR), Projet 30.86.02, CANMET, Énergie, Mines et Ressources, Ottawa, 20 p.

PUGH, C.E., HOSSNER, L.R., AND DIXON, J.B. (1984).

Oxidation rate of iron sulfide as a affected by surface area, morphology, oxygen concentration and autotrophic bacteria. Soil Science, 137(5): 309-314.

PUHAKKA, J. AND TUOVINEN, O.H. (1986).

Biological leaching of sulfide minerals with the use of shake flask, aerated column, air-lift reactor, and percolation techniques. Acta Biotechnology, 6(4): 345-354.

RALPH, B.J. (1979).

Biogeochemical cycling of mineral-forming elements, Trudinger, P.A. and Swain, P.J., (Eds.), Elsevier, Amsterdam, pp. 369-396.

RAMALHO, R.S. (1983).

Introduction to wastewater treatment processes, Second Edition, Academic Press, New York, p. 296.

RAZZELL, W.E. AND TRUSSEL, P.C. (1963).

Isolation and properties of an iron-oxidizing Thiobacillus. Journal of Bacteriology, 85:595-603.

RIPLEY, E.A., REDMAN, R.E., AND MAXWELL, J. (1982).

Environmental impact of mining. Centre for Resource Studies Queen's University, Kingston, Ontario, pp. 34-172.

ROCHE LTÉE, GROUPE- CONSEIL (1987).

Assainissement des eaux et revitalisation des terrils parcs à résidus des mines Solbec et Cupra, Québec, pp. 12-70.

ROSSI, G., TROIS, P., AND VISTA, P. (1986).

In-situ pilot semi-commercial bioleaching test at the San Valentino di Predio mine (northern Italy). Dans: Fundamental and Applied Biohydrometallurgy, Lawrence, R.W., Branion, R.M.R., and Ebner, H.G. (Eds.), Elsevier, Astermdam, pp. 173-189.

ROSSI, G. (1990).

Biohydrometallurgy. McGraw-Hill, Hamburg/New York, pp. 99-157.

SAKAGUCHI, H., TORMA, A.E., AND SILVER, M. (1976).

Microbiological oxidation of synthetic chalcocite and covellite by Thiobacillus ferrooxidans. Applied and Environmental Microbiology, 31(1): 7-10.

SCHÄFER, W. (1983).

Leaching of industrial waste products with Thiobacilli and heterotrophic microorganisms. Dans: Recent Progress in Biohydrometallurgy, Rossi G. and Torma A.E., (Eds.), Associazione Mineraria Sarda, Iglesias, Italy, p.427-440.

SCOTT, J.S. AND BRAGG, K. (1975).

Water minimization and re-use in mining and milling. Dans: Technology Transfer Seminar on Mining Effluent Regulations/Guidelines and Effluent Treatment as Applied to the Base Metal, Iron Ore, and Uranium and Milling Industry, Environment Canada, Ottawa, pp. 132-153.

SEIPENBUSCH, R. AND BLENKE, H. (1980).

The loop reactor for cultivating yeast on n-paraffin substrate. Dans: Advances in Biochemical Engineering, Ghose T.K., Fiecher A. and Blakebrough N., (Eds.), Springer - Verlag, Berlin, 17: pp. 42-63.

SIEGEL, M.H., MERCHUK, J.C., AND SCHUGERL, K. (1986).

Air-lift reactor analysis: Interrelationships between riser, downcomer, and gas-liquid separator behavior, including gas recirculation effects. American Institute of Chemical Engineers Journal, 32(10): 1585-1595.

SIEGEL, M.H. AND MERCHUK, J.C. (1987).

Mass Transfer in air-lift reactors: Effects of gas recirculation. Dans: International Conference on Bioreactors and Biotransformations, 9-12 november, Gleneagles, Scotland, United Kingdom, pp. 350-362.

SIEGEL, M.H., HALLAILE, M., AND MERCHUK, J.C. (1988).

Airlift reactors design, operation and applications. Dans: Advances in Biotechnological Processes: Up-stream Processes, Equipment and Techniques, Mizrahi, A., (ed.), Alan R. Liss Inc., U.S.A., 7: 79-124.

SILVERMAN, M.P. AND LUNDGREN, D.G. (1959).

Studies on the chemoautotrophic iron bacterium Ferrobacillus ferrooxidans. I. An improved medium and a harvesting procedure for securing high cell yiels. Journal of Bacteriology, 70: 642-647.

SINGER, P.C. AND STUMM, W. (1970).

Acidic mine drainage : The rate-determining step. Science, 167: 1121-1123.

SITTIG, W. (1982).

The present state of fermentation reactor. Journal of Chemical and Technical Biotechnology, 32: 47-58.

SMITH, J.R., LUTHY, R.G. AND MIDDLETON, A.C. (1988).

Microbial ferrous iron oxidation in acidic solution. Journal Water Pollution Control Federation, 60(4): 518-530.

SMITH, B.C. AND SKIDMORE, D.R. (1989).

Effect of solids loading and temperature on oxygen transfer and gas holdup in an airlift reactor. Dans: Biotechnology in Minerals and Metal Processing, Scheiner, B.J., Doyle, F.M. and Kamatra, S.K., (Eds.), Society of Mining Engineers, Littleton, Colorado, pp. 77-85.

SOBEK, A.A. (1987).

The use of surfactants to prevent AMD in coal refuse and base metal tailings. Dans: Comptes Rendus, Séminaire/Atelier sur le Drainage Minier Acide, 23 au 26 mars, Halifax, Nouvelle-Ecosse, pp. 357-390.

SOLJANTO, P., REHTIJAERVI, P., AND TUOVINEN, O.H. (1980).

Ferrous iron oxidation by Thiobacillus ferrooxidans: Inhibition by finely ground particles. Geomicrobiology Journal, 2(1): 1-12.

STOKES, P.M., HUTCHISON, T.C. AND KRAUTER, K. (1973).

Heavy metal tolerance in algea isolated from contaminated lakes near Sudbury, Ontario. Canadian Journal of Botany, 51: 2155-2168.

STUMM, W. AND MORGAN, J.J. (1981).

Aquatic Chemistry, An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. Wiley-Interscience Publication, John Wiley and Sons, New York, p. 470.

SUTTON, J.A. AND CORRICK, J.D. (1961).

Bacteria in mining and metallurgy: Leaching selected ores and minerals; experiments with Thiobacillus thiooxidans. U.S. Bureau of Mines, Department of the Interior, Report of investigations no. 5839, 16 p.

TAYLOR, B.E., WHEELER, M.C., AND NORDSTROM, D.K. (1984).

Stable isotope geochemistry of acide mine drainage: Experimental oxidation of pyrite. Geochimica and Cosmochimica Acta, 48: 2669-2678.

TEMPLE, K.L. AND COLMER, A.R. (1951).

The autotrophic oxidation of iron by a new bacterium: Thiobacillus ferrooxidans. Journal of Bacteriology, 62: 605-611.

TEMPLE, K.L. AND DELCHAMPS, E.W. (1953).

Autotrophic bacteria and the formation of acid in bituminous coal mines. Applied Microbiology, 1: 255-258.

TESSIER, A., CAMPBELL, P.G.C., AUCLAIR, J.C., BISSON, M., ET BOUCHER, H. (1982).

Evaluation de l'impact de rejets miniers sur des organismes biologiques. Rapport Scientifique No. 146, 257 p., INRS-Eau, Université du Québec, Québec, Canada.

TORMA, A.E., WALDEN, C.C., AND BRANION, R.M.R. (1970).

Microbiological leaching of zinc sulfide concentrate. Biotechnology and Bioengineering, 12: 501-517.

TORMA, A.E. (1971).

Microbiological oxidation of synthetic cobalt, nickel and zinc sulfides by Thiobacillus ferrooxidans. Revue Canadienne de Biologie, 30(3): 209-216.

TORMA, A.E., WALDEN, C.C., DUNCAN, D.W., AND BRANION, R.M.R. (1972).

The effect of carbon dioxide and particle surface area on the microbiological leaching of a zinc sulfide concentrate. Biotechnology and Bioengineering, 14: 777-786.

TORMA, A.E. ET PANNETON, J.J. (1973).

Introduction à la cinétique batérienne et au modeling. Rapport périodique BLS-1, Centre de Recherches Minérales, Ministère des Richesses Naturelles, Québec, pp. 1-63.

TORMA, A.E. ET LEGAULT, G. (1973).

Rôle de la surface des minerais sulfurés lors de leur biodégradation par Thiobacillus ferrooxidans. Annales Microbiologiques (Institut Pasteur), 124A: 111-121.

TORMA, A.E. AND SUBRAMANIAN, K.N. (1974).

Selective bacterial leaching of a lead sulphide concentrate. International Journal of Mineral Processing, 1:125-134.

TORMA, A.E., GABRA, G.G., AND SILVER, M. (1976).

Effects of surface active agents on the oxidation of chalcopyrite by Thiobacillus ferrooxidans. Hydrometallurgy, 1: 301-309.

TORMA, A.E. AND ITZKOVITCH, I.J. (1976).

Influence of organic solvents on chalcopyrite oxidation ability of Thiobacillus ferrooxidans. Applied and Environmental Microbiology, 32(1): 102-107.

TORMA, A.E. (1977).

The role of Thiobacillus ferrooxidans in hydrometallurgical processes. Advances in Biochemical Engineering, 6: 1-37.

TORMA, A.E. AND SAKAGUCHI, H. (1978).

Relation between the solubility product and the rate of metal sulfide oxidation by Thiobacillus ferrooxidans. Journal of Fermentation Technology, 56:173-178.

TORMA, A.E. AND BOSECKER, K. (1982).

Bacterial leaching. Progress in Industrial Microbiology, 16: 77-118.

TORMA, A.E. (1984).

Current standing of bacterial heap, dump and in-situ leaching technology of copper. Metall, 38. Jahrgang Heft, 11 november, pp. 1044-1047.

TORMA, A.E. (1986).

Biohydrometallurgy as an emerging technology. Dans: Biotechnology for the Mining, Metal-Refining, and Fossil Fuel Processing Industries, Ehrlich, H.L. and Holmes, D.S., (Eds.), Biotechnology and Bioengineering Symposium No. 16, John Wiley and Sons, U.S.A., pp. 49-63.

TRAN, F. AND GANNON, D. (1981).

Deep shaft high rate aerobic digestion: Laboratory and pilot plant performance. Water Pollution Research Journal Canada, 16: 71-89.

TREVETHICK, P.A. (1973).

Environmental and industrial health hazards - A practical guide. William Heinemann Medic Books Ltd. Londres, Angleterre, pp. 41-56.

TRUSSELL, P.C., DUNCAN, D.W., AND WALDEN, C.C. (1964).

Biological mining. Canadian Mining Journal, 85(3): 46-49.

TUOVINEN, O.H. (1972).

Microbiological aspects in the leaching of uranium by Thiobacillus ferrooxidans. Atomic Energy Review, 10: 251-267.

TUOVINEN, O.H. AND KELLY, D.P. (1972).

Biology of Thiobacillus ferrooxidans in relation to the microbiological leaching of sulphide ores. Zeitschrift für Allg. Mikrobiologie, 12(4): 311-346.

TUOVINEN, O.H. AND KELLY, D.P. (1974).

Studies on the growth of Thiobacillus ferrooxidans. II. Toxicity of uranium to growing cultures and tolerance conferred by mutation, other metal cations and EDTA. Archives of Microbiology, 95: 153-164.

TUOVINEN, O.H. (1986).

Acid leaching of uranium ore materials with microbial catalysis. Dans: Biotechnology for the Mining, Metal-Refining, and Fossil Fuel Processing Industries, Ehrlich, H.L. and Holmes, D.S., (Eds.), Biotechnology and Bioengineering Symposium No. 16, John Wiley and Sons, U.S.A., pp. 65-72.

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

Bacterial leaching of metals from sludge. Encyclopedia of Environmental Control Technology, volume 3: Wastewater Treament Technology, P.E. Cheremisinoff (Ed), (Gulf Publishing Co.), Texas, New Jersey, pp. 557-591.

TYLER INCORPORATED (1982).

Testing sieves and their uses. Handbook 53, C.E. Tyler Combustion Engineering Inc., Cleveland, Ohio, 53 p.

VERLAAN, P. AND TRAMPER, J. (1987).

Hydrodynamics, axial dispersion and gas-liquid oxygen transfer in an airlift-loop bioreactor with three-phase flow. Dans: International Conference on Bioreactors and Biotransformations, 9-12 november, Gleneagles, Scotland, United Kingdom, pp. 363-373.

WAHLER, W.A., ALLEN, A.S., AND WALLACE, A.T. (1974).

Evaluation of mill tailings disposal practices and potential dam suitability problems in Southwestern United States. U.S. Department of the Interior, Bureau of Mines, Open file report, December, 31 p.

WAKAO, N., MISHINA, Y., SAKURAI, Y., AND SHIOTA, H. (1984).

Bacterial pyrite oxidation. III. Adsorption of Thiobacillus ferrooxidans cells on solid surfaces and its effects on iron release from pyrite. Journal of General Microbiology, 30: 63-77.

WARNER, R.W. (1971).

Distribution of biota in a stream polluted by acid mine-drainage. The Ohio Journal of Science, 71(4): 202-215.

WATKIN, E.M. (1980).

Aspects of mine waste reclamation in central Canada. Dans: Reclamation of Contaminated Land, Proceedings of a Society of Chemical Industry, Conference held at the Congress Theatre, Eastbourne, England, 22-25 October, C10: 1-9.

WATKIN, E.M. AND WATKIN, J. (1983a).

Keep reclamation costs low with effective revegetation. Canadian Mining Journal, August: 33-36.

WATKIN, E.M. AND WATKIN, J. (1983b).

Inhibiting pyrite oxidation can lower reclamation costs. Canadian Mining Journal, Dec.: 29-31.

WEAVER, W.S. AND LUKA, R. (1970).

Laboratory studies of cement-stabilized mine tailings. Canadian Mining and Metallurgical Bulletin, 63: 988-1001.

WICHLACZ, P.L. AND UNZ, R.F. (1981).

Fixed film biokinetics of ferrous-iron oxidation. Biotechnology and Bioengineering Symposium, 11: 493-504.

WICKHAM, P., van de WALLE, E., AND PLANAS, D. (1987).

Comparative effects of mine wastes on the benthos of an acid and an alkaline pond. Environmental Pollution, 44: 83-99.

WISE, D.L., WANG, D.I.C., AND RACICOT, H.A. (1970).

A novel aerobic air-lift aeration process for standard secondary treatment plants. Chemical Engineering Progress Symposium, 67(107): 554-557.

YAKHONTOVA, L.K. (1985).

The role of the sulfide constitution in the process of their bacterial leaching. Dans: Biotechnology of Metals, Karavaiko. G.I. and Groude U.S.N., (Eds.), Centre of International Projects, G.K.N.I., Moscow, pp. 216-245.

YUNKER, S.B. AND RADOVICH, J.M. (1985).

Enhanced growth of Thiobacillus ferrooxidans in an electrolytic bioreactor. Biotechnology and Bioengineering Symposium, 15: 308-319.

YUNKER, S.B. AND RADOVICH, J.M. (1986).

Enhancement of growth and ferrous iron oxidation rates of Thiobacillus ferrooxidans by electrochemical reduction of ferric iron. Biotechnology and Bioengineering, 28: 1867-1875.

ANNEXE 1

Résultats bruts pour les essais en mode cuvée à 10% de DP

ANNEXE 1a: Résultats d'analyses du pH et du POR en mode cuvée

Echantillon*	Date	pH	POR (mV)
CU-10-20-0	01-12-88	2.25	387
CU-10-20-1	02-12-88	2.30	383
CU-10-20-2	03-12-88	2.28	393
CU-10-20-3	04-12-88	2.34	402
CU-10-20-4	05-12-88	2.34	398
CU-10-20-5	06-12-88	2.39	402
CU-10-20-6	07-12-88	2.37	397
CU-10-20-7	08-12-88	2.35	391
CU-10-20-8	09-12-88	2.44	392
CU-10-20-9	10-12-88	2.47	399
CU-10-20-10	11-12-88	2.59	411
CU-10-20-11	12-12-88	2.59	429
CU-10-20-12	13-12-88	2.38	481
CU-10-20-13	14-12-88	2.23	503
CU-10-20-14	15-12-88	2.10	561
CU-10-20-15	16-12-88	2.09	542
CU-10-20-16	17-12-88	2.05	580
CU-10-20-17	18-12-88	1.94	586
CU-10-20-18	19-12-88	2.01	579
CU-10-20-19	20-12-88	1.90	590
CU-10-20-20	21-12-88	1.86	594
CU-10-20-21	22-12-88	1.91	593
CU-10-20-22	23-12-88	N.D.	N.D.
CU-10-20-23	24-12-88	N.D.	N.D.
CU-10-20-24	25-12-88	N.D.	N.D.
CU-10-20-25	26-12-88	N.D.	N.D.
CU-10-20-26	27-12-88	1.81	549
CU-10-20-27	28-12-88	1.84	602
CU-10-20-28	29-12-88	1.87	604
CU-10-20-29	30-12-88	N.D.	N.D.
CU-10-20-30	31-12-88	N.D.	N.D.
CU-10-20-31	01-01-89	N.D.	N.D.
CU-10-20-32	02-01-89	N.D.	N.D.

*Echantillon**	*Date*	*pH*	*POR*
CU-10-20-33	03-01-89	1.80	599
CU-10-20-34	04-01-89	1.83	562
CU-10-20-35	05-01-89	1.82	561
CU-10-20-36	06-01-89	1.83	573
CU-10-20-37	07-01-89	N.D.	N.D.
CU-10-20-38	08-01-89	N.D.	N.D.
CU-10-20-39	09-01-89	1.79	562
CU-10-20-40	10-01-89	N.D.	565

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
10: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 1b: Résultats des mesures du pourcentage de saturation en oxygène dissous

Echantillon*	Date	Bas du réacteur	Haut du réacteur	Moyenne
CU-10-20-0	01-12-88	100	100	100
CU-10-20-1	02-12-88	100	100	100
CU-10-20-2	03-12-88	100	100	100
CU-10-20-3	04-12-88	96	96	96
CU-10-20-4	05-12-88	95	98	96.5
CU-10-20-5	06-12-88	100	98	99
CU-10-20-6	07-12-88	100	98	99
CU-10-20-7	08-12-88	100	98	99
CU-10-20-8	09-12-88	99	98	98.5
CU-10-20-9	10-12-88	97	96	96.5
CU-10-20-10	11-12-88	96	95	95.5
CU-10-20-11	12-12-88	99	99	99
CU-10-20-12	13-12-88	92	93	92.5
CU-10-20-13	14-12-88	88	90	89
CU-10-20-14	15-12-88	91	93	92
CU-10-20-15	16-12-88	84	86	85
CU-10-20-16	17-12-88	90	94	92
CU-10-20-17	18-12-88	96	94	95
CU-10-20-18	19-12-88	91	93	92
CU-10-20-19	20-12-88	97	96	96.5
CU-10-20-20	21-12-88	98	98	98
CU-10-20-21	22-12-88	91	90	90.5
CU-10-20-22	23-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-23	24-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-24	25-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-25	26-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-26	27-12-88	92	95	93.5
CU-10-20-27	28-12-88	99	99	99
CU-10-20-28	29-12-88	97	96	96.5
CU-10-20-29	30-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-30	31-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-31	01-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-32	02-01-89	N.D.	N.D.	N.D.

ANNEXE 1b: Résultats des mesures du pourcentage de saturation en oxygène dissous

*Echantillon**	*Date*	*Bas du réacteur*	*Haut du réacteur*	*Moyenne*
CU-10-20-33	03-01-89	91	92	91.5
CU-10-20-34	04-01-89	96	99	97.5
CU-10-20-35	05-01-89	93	95	94.5
CU-10-20-36	06-01-89	95	96	95.5
CU-10-20-37	07-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-38	08-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-39	09-01-89	90	90	90

**Légende*

CU: Bioréacteur en mode cuvée
10: Densité de pulpe
20:Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 1c: Résultats d'analyses du Cu (mg/L) en mode cuvée

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CU-10-20-0	01-12-88	0	0	0.00
CU-10-20-1	02-12-88	6.5	3.08	1.71
CU-10-20-2	03-12-88	17	13	4.47
CU-10-20-3	04-12-88	26	21.66	6.84
CU-10-20-4	05-12-88	26	22.36	6.84
CU-10-20-5	06-12-88	28.5	32.96	7.50
CU-10-20-6	07-12-88	30	26.36	7.89
CU-10-20-7	08-12-88	35	32.16	9.21
CU-10-20-8	09-12-88	34	29.46	8.95
CU-10-20-9	10-12-88	38.5	34.26	10.13
CU-10-20-10	11-12-88	41	39.46	10.79
CU-10-20-11	12-12-88	37.5	32.36	9.87
CU-10-20-12	13-12-88	42	40.56	11.05
CU-10-20-13	14-12-88	44	42.66	11.58
CU-10-20-14	15-12-88	50.5	49.26	13.29
CU-10-20-15	16-12-88	52	47.16	13.68
CU-10-20-16	17-12-88	52	45.46	13.68
CU-10-20-17	18-12-88	57.5	52.46	15.13
CU-10-20-18	19-12-88	54.5	51.56	14.34
CU-10-20-19	20-12-88	59.5	58.76	15.66
CU-10-20-20	21-12-88	57.5	60.86	15.13
CU-10-20-21	22-12-88	56.5	59.56	14.87
CU-10-20-22	23-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-23	24-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-24	25-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-25	26-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-26	27-12-88	78	79.26	20.53
CU-10-20-27	28-12-88	65.5	67.16	17.24
CU-10-20-28	29-12-88	70	71.56	18.42
CU-10-20-29	30-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-30	31-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-31	01-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-32	02-01-89	N.D.	N.D.	N.D.

ANNEXE 1c (suite)

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CU-10-20-33	03-01-89	85	85.56	22.37
CU-10-20-34	04-01-89	72.5	96.06	19.08
CU-10-20-35	05-01-89	76	78.46	20.00
CU-10-20-36	06-01-89	76	75.46	20.00
CU-10-20-37	07-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-38	08-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-39	09-01-89	84.5	84.76	22.24
CU-10-20-40	10-01-89	76	77.46	20.00

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
10: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*

****Méthode:II Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 1d: Résultats d'analyses du Co (mg/L) en mode cuvée

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CU-10-20-0	01-12-88	0	0	0.00
CU-10-20-1	02-12-88	0	0	0.00
CU-10-20-2	03-12-88	0.76	0.018	2.92
CU-10-20-3	04-12-88	0.12	0.207	0.46
CU-10-20-4	05-12-88	0.36	0.128	1.38
CU-10-20-5	06-12-88	0.36	0.38	1.38
CU-10-20-6	07-12-88	0.26	0.239	1.00
CU-10-20-7	08-12-88	0.51	0.346	1.96
CU-10-20-8	09-12-88	0.71	0.283	2.73
CU-10-20-9	10-12-88	0.61	0.407	2.35
CU-10-20-10	11-12-88	0.56	0.53	2.15
CU-10-20-11	12-12-88	0.51	0.412	1.96
CU-10-20-12	13-12-88	1.06	0.606	4.08
CU-10-20-13	14-12-88	1.91	1.003	7.35
CU-10-20-14	15-12-88	2.36	1.423	9.08
CU-10-20-15	16-12-88	3.41	1.866	13.12
CU-10-20-16	17-12-88	4.26	2.66	16.38
CU-10-20-17	18-12-88	4.96	2.974	19.08
CU-10-20-18	19-12-88	5.56	3.694	21.38
CU-10-20-19	20-12-88	5.96	4.165	22.92
CU-10-20-20	21-12-88	6.36	4.193	24.46
CU-10-20-21	22-12-88	6.36	4.082	24.46
CU-10-20-22	23-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-23	24-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-24	25-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-25	26-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-26	27-12-88	7.56	5.994	29.08
CU-10-20-27	28-12-88	8.66	5.357	33.31
CU-10-20-28	29-12-88	8.21	6.105	31.58
CU-10-20-29	30-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-30	31-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-31	01-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-32	02-01-89	N.D.	N.D.	N.D.

ANNEXE 1d (suite)

*Echantillon**	*Date*	*Méthode I***	*Méthode II****	*% d'extraction*
CU-10-20-33	03-01-89	10.36	6.631	39.85
CU-10-20-34	04-01-89	10.36	5.157	39.85
CU-10-20-35	05-01-89	9.66	3.85	37.15
CU-10-20-36	06-01-89	9.16	4.311	35.23
CU-10-20-37	07-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-38	08-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-39	09-01-89	11.21	5.315	43.12
CU-10-20-40	10-01-89	11.01	7.385	42.35

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
10: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode II: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*

****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 1e: Résultats d'analyses du Fe (g/L) en mode cuvée

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CU-10-20-0	01-12-88	0	0	0.00
CU-10-20-1	02-12-88	0.26	0.136	0.62
CU-10-20-2	03-12-88	0.76	0.605	1.81
CU-10-20-3	04-12-88	1.19	0.965	2.84
CU-10-20-4	05-12-88	1.23	1.109	2.94
CU-10-20-5	06-12-88	1.48	1.556	3.53
CU-10-20-6	07-12-88	1.58	1.448	3.77
CU-10-20-7	08-12-88	1.78	1.716	4.25
CU-10-20-8	09-12-88	1.87	1.726	4.46
CU-10-20-9	10-12-88	2.11	1.948	5.04
CU-10-20-10	11-12-88	2.29	2.153	5.47
CU-10-20-11	12-12-88	2.09	1.802	4.99
CU-10-20-12	13-12-88	1.69	1.545	4.03
CU-10-20-13	14-12-88	2.16	1.999	5.16
CU-10-20-14	15-12-88	3	3.182	7.16
CU-10-20-15	16-12-88	3.92	4.148	9.36
CU-10-20-16	17-12-88	4.41	4.505	10.53
CU-10-20-17	18-12-88	5.23	5.653	12.48
CU-10-20-18	19-12-88	5.8	6.202	13.84
CU-10-20-19	20-12-88	6.42	6.894	15.32
CU-10-20-20	21-12-88	6.59	7.145	15.73
CU-10-20-21	22-12-88	6.73	7.285	16.06
CU-10-20-22	23-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-23	24-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-24	25-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-25	26-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-26	27-12-88	9.02	9.472	21.53
CU-10-20-27	28-12-88	8.42	8.688	20.10
CU-10-20-28	29-12-88	8.65	9.238	20.64
CU-10-20-29	30-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-30	31-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-31	01-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-32	02-01-89	N.D.	N.D.	N.D.

ANNEXE 1e (suite)

*Echantillon**	*Date*	*Méthode I***	*Méthode II****	*% d'extraction*
CU-10-20-33	03-01-89	10.58	10.733	25.25
CU-10-20-34	04-01-89	9.81	10.259	23.41
CU-10-20-35	05-01-89	10.26	10.717	24.49
CU-10-20-36	06-01-89	10.17	10.682	24.27
CU-10-20-37	07-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-38	08-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-39	09-01-89	11.01	11.386	26.28
CU-10-20-40	10-01-89	10.56	10.558	25.20

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
10: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I:* *Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*

****Méthode II:* *Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 1f: Résultats d'analyses du Ni (mg/L) en mode cuvée

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CU-10-20-0	01-12-88	0	N.D.	0.00
CU-10-20-1	02-12-88	0.02	N.D.	0.17
CU-10-20-2	03-12-88	0.18	N.D.	1.50
CU-10-20-3	04-12-88	0.46	N.D.	3.83
CU-10-20-4	05-12-88	0.39	N.D.	3.25
CU-10-20-5	06-12-88	0.52	N.D.	4.33
CU-10-20-6	07-12-88	0.51	N.D.	4.25
CU-10-20-7	08-12-88	0.67	N.D.	5.58
CU-10-20-8	09-12-88	0.64	N.D.	5.33
CU-10-20-9	10-12-88	0.64	N.D.	5.33
CU-10-20-10	11-12-88	0.86	N.D.	7.17
CU-10-20-11	12-12-88	0.73	N.D.	6.08
CU-10-20-12	13-12-88	0.77	N.D.	6.42
CU-10-20-13	14-12-88	0.63	N.D.	5.25
CU-10-20-14	15-12-88	0.71	N.D.	5.92
CU-10-20-15	16-12-88	0.71	N.D.	5.92
CU-10-20-16	17-12-88	0.69	N.D.	5.75
CU-10-20-17	18-12-88	0.75	N.D.	6.25
CU-10-20-18	19-12-88	0.61	N.D.	5.08
CU-10-20-19	20-12-88	0.75	N.D.	6.25
CU-10-20-20	21-12-88	0.71	N.D.	5.92
CU-10-20-21	22-12-88	0.64	N.D.	5.33
CU-10-20-22	23-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-23	24-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-24	25-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-25	26-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-26	27-12-88	1.16	N.D.	9.67
CU-10-20-27	28-12-88	0.91	N.D.	7.58
CU-10-20-28	29-12-88	0.97	N.D.	8.08
CU-10-20-29	30-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-30	31-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-31	01-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-32	02-01-89	N.D.	N.D.	N.D.

ANNEXE 1f (suite)

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CU-10-20-33	03-01-89	1.21	N.D.	10.08
CU-10-20-34	04-01-89	0.92	N.D.	7.67
CU-10-20-35	05-01-89	1.04	N.D.	8.67
CU-10-20-36	06-01-89	0.99	N.D.	8.25
CU-10-20-37	07-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-38	08-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-39	09-01-89	1.12	N.D.	9.33
CU-10-20-40	10-01-89	1.07	N.D.	8.92

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
10: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*

****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 1g: Résultats d'analyses du Zn (mg/L) en mode cuvée

*Echantillon**	*Date*	*Méthode I***	*Méthode II****	*% d'extraction*
CU-10-20-0	01-12-88	0	0	0.00
CU-10-20-1	02-12-88	0	0	0.00
CU-10-20-2	03-12-88	20	2.6	9.76
CU-10-20-3	04-12-88	40	17.7	19.51
CU-10-20-4	05-12-88	30	18.8	14.63
CU-10-20-5	06-12-88	40	40.1	19.51
CU-10-20-6	07-12-88	40	26.8	19.51
CU-10-20-7	08-12-88	50	36.8	24.39
CU-10-20-8	09-12-88	50	32.4	24.39
CU-10-20-9	10-12-88	60	40.4	29.27
CU-10-20-10	11-12-88	70	51.5	34.15
CU-10-20-11	12-12-88	70	42.3	34.15
CU-10-20-12	13-12-88	70	55.5	34.15
CU-10-20-13	14-12-88	70	57	34.15
CU-10-20-14	15-12-88	80	68.2	39.02
CU-10-20-15	16-12-88	80	62.6	39.02
CU-10-20-16	17-12-88	80	60.2	39.02
CU-10-20-17	18-12-88	90	72.5	43.90
CU-10-20-18	19-12-88	100	67.9	48.78
CU-10-20-19	20-12-88	100	83	48.78
CU-10-20-20	21-12-88	100	92.2	48.78
CU-10-20-21	22-12-88	90	86.7	43.90
CU-10-20-22	23-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-23	24-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-24	25-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-25	26-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-26	27-12-88	140	122.6	68.29
CU-10-20-27	28-12-88	110	100.9	53.66
CU-10-20-28	29-12-88	110	108.1	53.66
CU-10-20-29	30-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-30	31-12-88	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-31	01-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-32	02-01-89	N.D.	N.D.	N.D.

ANNEXE 1g (suite)

*Echantillon**	*Date*	*Méthode I***	*Méthode II****	*% d'extraction*
CU-10-20-33	03-01-89	140	136.8	68.29
CU-10-20-34	04-01-89	130	153.6	63.41
CU-10-20-35	05-01-89	130	121.4	63.41
CU-10-20-36	06-01-89	130	115.5	63.41
CU-10-20-37	07-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-38	08-01-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-10-20-39	09-01-89	140	133.1	68.29
CU-10-20-40	10-01-89	130	120.1	63.41

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
10: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*

****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 2

Résultats bruts pour les essais en mode cuvée à 20% de DP

ANNEXE 2a: Résultats des mesures du pH et du POR en mode cuvée

Échantillon*	Date	pH	POR (mV)
CU-20-20-0	27-01-89	2.59	408
CU-20-20-1	28-01-89	3.04	367
CU-20-20-2	29-01-89	2.79	412
CU-20-20-3	30-01-89	2.42	478
CU-20-20-4	31-01-89	2.25	450
CU-20-20-5	01-02-89	2.19	505
CU-20-20-6	02-02-89	2.07	528
CU-20-20-7	03-02-89	1.95	535
CU-20-20-8	04-02-89	1.81	550
CU-20-20-9	05-02-89	1.75	556
CU-20-20-10	06-02-89	1.72	562
CU-20-20-11	07-02-89	1.66	563
CU-20-20-12	08-02-89	1.64	565
CU-20-20-13	09-02-89	1.59	565
CU-20-20-14	10-02-89	1.47	572
CU-20-20-15	11-02-89	N.D.	N.D.
CU-20-20-16	12-02-89	N.D.	N.D.
CU-20-20-17	13-02-89	1.36	573
CU-20-20-18	14-02-89	1.33	577
CU-20-20-19	15-02-89	1.33	579
CU-20-20-20	16-02-89	1.29	580
CU-20-20-21	17-02-89	1.28	580
CU-20-20-22	18-02-89	1.27	580
CU-20-20-23	19-02-89	N.D.	N.D.
CU-20-20-24	20-02-89	1.24	580
CU-20-20-25	21-02-89	1.17	579
CU-20-20-26	22-02-89	N.D.	N.D.
CU-20-20-27	23-02-89	1.19	582

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 2b: Résultats des mesures du pourcentage de saturation en oxygène dissous

Echantillon *	*Date*	*Bas du réacteur*	*Haut du réacteur*	*Moyenne*
CU-20-20-0	27-01-89	91	89	90
CU-20-20-1	28-01-89	87	85	86
CU-20-20-2	29-01-89	86	89	87.5
CU-20-20-3	30-01-89	62	73	67.5
CU-20-20-4	31-01-89	77	81	79
CU-20-20-5	01-02-89	78	87	82.5
CU-20-20-6	02-02-89	66	73	69.5
CU-20-20-7	03-02-89	71	82	76.5
CU-20-20-8	04-02-89	68	79	73.5
CU-20-20-9	05-02-89	68	75	71.5
CU-20-20-10	06-02-89	76	81	78.5
CU-20-20-11	07-02-89	78	83	80.5
CU-20-20-12	08-02-89	82	87	84.5
CU-20-20-13	09-02-89	80	83	81.5
CU-20-20-14	10-02-89	82	85	83.5
CU-20-20-15	11-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-16	12-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-17	13-02-89	82	87	84.5
CU-20-20-18	14-02-89	89	92	90.5
CU-20-20-19	15-02-89	84	87	85.5
CU-20-20-20	16-02-89	86	88	87
CU-20-20-21	17-02-89	85	87	86
CU-20-20-22	18-02-89	84	85	84.5
CU-20-20-23	19-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-24	20-02-89	88	89	88.5
CU-20-20-25	21-02-89	88	90	89
CU-20-20-26	22-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-27	23-02-89	91	92	91.5

**Légende* *CU: Bioréacteur en cuvée*
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 2c: Résultats d'analyses du pH, du POR et du pourcentage de saturation en oxygène dissous pour l'essai stérile

Echantillon*	Date	pH	POR (mV)	Bas du réacteur	Haut du réacteur	Moyenne
CU-20-20-0	22-04-89	2.3	370	100	100	100
CU-20-20-1	23-04-89	2.88	325	100	100	100
CU-20-20-2	24-04-89	3.16	294	100	100	100
CU-20-20-3	25-04-89	3.22	291	100	99	99.5
CU-20-20-4	26-04-89	3.24	287	99	98	98.5
CU-20-20-5	27-04-89	3.19	290	98	98	98
CU-20-20-6	28-04-89	3.2	291	97	96	96.5
CU-20-20-7	29-04-89	3.13	289	99	98	98.5
CU-20-20-8	30-04-89	3.14	291	100	100	100
CU-20-20-9	01-05-89	3.15	299	99	98	98.5
CU-20-20-10	02-05-89	3.08	297	97	97	97
CU-20-20-11	03-05-89	3.12	302	100	100	100
CU-20-20-12	04-05-89	3.1	302	100	100	100
CU-20-20-13	05-05-89	3.08	304	100	99	99.5
CU-20-20-14	06-05-89	3.08	299	100	100	100
CU-20-20-15	07-05-89	3.08	299	100	100	100
CU-20-20-16	08-05-89	3.08	307	100	100	100

**Légende* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 2d: Résultats d'analyses du Co (mg/L) en mode cuvée

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CU-20-20-0	27-01-89	0	0	0.00
CU-20-20-1	28-01-89	0.62	0.361	1.19
CU-20-20-2	29-01-89	0.61	N.D.	1.17
CU-20-20-3	30-01-89	1	0.425	1.92
CU-20-20-4	31-01-89	1.1	1.158	2.12
CU-20-20-5	01-02-89	0.98	1.072	1.88
CU-20-20-6	02-02-89	1.56	1.717	3.00
CU-20-20-7	03-02-89	2.59	2.448	4.98
CU-20-20-8	04-02-89	4.22	3.717	8.12
CU-20-20-9	05-02-89	5.61	4.448	10.79
CU-20-20-10	06-02-89	6.89	5.501	13.25
CU-20-20-11	07-02-89	8.3	6.426	15.96
CU-20-20-12	08-02-89	8.63	N.D.	16.60
CU-20-20-13	09-02-89	9.7	7.92	18.65
CU-20-20-14	10-02-89	10.24	6.742	19.69
CU-20-20-15	11-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-16	12-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-17	13-02-89	13.3	8.462	25.58
CU-20-20-18	14-02-89	11.9	8.342	22.88
CU-20-20-19	15-02-89	14.2	8.682	27.31
CU-20-20-20	16-02-89	14.6	8.772	28.08
CU-20-20-21	17-02-89	13.9	8.942	26.73
CU-20-20-22	18-02-89	14.3	8.892	27.50
CU-20-20-23	19-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-24	20-02-89	14.8	9.532	28.46
CU-20-20-25	21-02-89	14.8	9.712	28.46
CU-20-20-26	22-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-27	23-02-89	16.7	10.332	32.12

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*
****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 2e: Résultats d'analyses du Cu (mg/L) en mode cuvée

*Echantillon**	*Date*	*Méthode I***	*Méthode II****	*% d'extraction*
CU-20-20-0	27-01-89	0	0	0.00
CU-20-20-1	28-01-89	6	5.65	0.79
CU-20-20-2	29-01-89	17	17.42	2.24
CU-20-20-3	30-01-89	40	36.24	5.26
CU-20-20-4	31-01-89	45	46.74	5.92
CU-20-20-5	01-02-89	48	48.24	6.32
CU-20-20-6	02-02-89	64	63.34	8.42
CU-20-20-7	03-02-89	73	71.44	9.61
CU-20-20-8	04-02-89	82	84.64	10.79
CU-20-20-9	05-02-89	90	81.94	11.84
CU-20-20-10	06-02-89	95	93.04	12.50
CU-20-20-11	07-02-89	97	98.04	12.76
CU-20-20-12	08-02-89	106	N.D.	13.95
CU-20-20-13	09-02-89	106	105.94	13.95
CU-20-20-14	10-02-89	111	107.84	14.61
CU-20-20-15	11-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-16	12-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-17	13-02-89	125	124.54	16.45
CU-20-20-18	14-02-89	115	118.04	15.13
CU-20-20-19	15-02-89	121	124.14	15.92
CU-20-20-20	16-02-89	123	122.54	16.18
CU-20-20-21	17-02-89	122	121.94	16.05
CU-20-20-22	18-02-89	124	119.94	16.32
CU-20-20-23	19-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-24	20-02-89	131	130.94	17.24
CU-20-20-25	21-02-89	128	128.14	16.84
CU-20-20-26	22-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-27	23-02-89	135	133.34	N.D.

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*
****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 2f: Résultats d'analyses du Fe (g/L) en mode cuvée

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CU-20-20-0	27-01-89	0	0	0.00
CU-20-20-1	28-01-89	0.38	0.395	0.45
CU-20-20-2	29-01-89	0.2	0.163	0.24
CU-20-20-3	30-01-89	0.77	0.633	0.92
CU-20-20-4	31-01-89	1.84	1.848	2.20
CU-20-20-5	01-02-89	2.11	2.099	2.52
CU-20-20-6	02-02-89	3.36	3.055	4.01
CU-20-20-7	03-02-89	5.24	4.621	6.25
CU-20-20-8	04-02-89	6.98	6.471	8.33
CU-20-20-9	05-02-89	8.74	7.42	10.43
CU-20-20-10	06-02-89	9.46	9.121	11.29
CU-20-20-11	07-02-89	10.51	10.423	12.54
CU-20-20-12	08-02-89	12.01	N.D.	14.33
CU-20-20-13	09-02-89	12.71	12.503	15.17
CU-20-20-14	10-02-89	13.71	13.21	16.36
CU-20-20-15	11-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-16	12-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-17	13-02-89	16.16	15.986	19.28
CU-20-20-18	14-02-89	15.46	15.643	18.45
CU-20-20-19	15-02-89	16.76	16.483	20.00
CU-20-20-20	16-02-89	17.21	16.617	20.54
CU-20-20-21	17-02-89	17.21	17.921	20.54
CU-20-20-22	18-02-89	17.66	18.178	21.07
CU-20-20-23	19-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-24	20-02-89	18.81	20.198	22.45
CU-20-20-25	21-02-89	18.71	19.54	22.33
CU-20-20-26	22-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-27	23-02-89	19.91	20.828	23.76

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*
****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 2g: Résultats d'analyses du Ni (mg/L) en mode cuvée

Échantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CU-20-20-0	27-01-89	0	N.D.	0.00
CU-20-20-1	28-01-89	0.6	N.D.	2.50
CU-20-20-2	29-01-89	1	N.D.	4.17
CU-20-20-3	30-01-89	1.3	N.D.	5.42
CU-20-20-4	31-01-89	1.4	N.D.	5.83
CU-20-20-5	01-02-89	1.3	N.D.	5.42
CU-20-20-6	02-02-89	1.6	N.D.	6.67
CU-20-20-7	03-02-89	1.7	N.D.	7.08
CU-20-20-8	04-02-89	1.8	N.D.	7.50
CU-20-20-9	05-02-89	1.8	N.D.	7.50
CU-20-20-10	06-02-89	1.9	N.D.	7.92
CU-20-20-11	07-02-89	1.8	N.D.	7.50
CU-20-20-12	08-02-89	1.8	N.D.	7.50
CU-20-20-13	09-02-89	1.9	N.D.	7.92
CU-20-20-14	10-02-89	1.9	N.D.	7.92
CU-20-20-15	11-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-16	12-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-17	13-02-89	1.9	N.D.	7.92
CU-20-20-18	14-02-89	1.8	N.D.	7.50
CU-20-20-19	15-02-89	1.9	N.D.	7.92
CU-20-20-20	16-02-89	1.9	N.D.	7.92
CU-20-20-21	17-02-89	1.9	N.D.	7.92
CU-20-20-22	18-02-89	1.9	N.D.	7.92
CU-20-20-23	19-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-24	20-02-89	2.1	N.D.	8.75
CU-20-20-25	21-02-89	1.9	N.D.	7.92
CU-20-20-26	22-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-27	23-02-89	2	N.D.	8.33

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*
****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 2h: Résultats d'analyses du Zn (mg/L) en mode cuvée

Échantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CU-20-20-0	27-01-89	0	0	0.00
CU-20-20-1	28-01-89	19	22.77	4.63
CU-20-20-2	29-01-89	37	40.72	9.02
CU-20-20-3	30-01-89	48	48.82	11.71
CU-20-20-4	31-01-89	50	52.52	12.20
CU-20-20-5	01-02-89	43	53.32	10.49
CU-20-20-6	02-02-89	88	104.42	21.46
CU-20-20-7	03-02-89	116	140.12	28.29
CU-20-20-8	04-02-89	175	172.32	42.68
CU-20-20-9	05-02-89	199	180.82	48.54
CU-20-20-10	06-02-89	213	206.72	51.95
CU-20-20-11	07-02-89	223	221.42	54.39
CU-20-20-12	08-02-89	241	N.D.	58.78
CU-20-20-13	09-02-89	245	242.82	59.76
CU-20-20-14	10-02-89	255	247.62	62.20
CU-20-20-15	11-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-16	12-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-17	13-02-89	279	279.32	68.05
CU-20-20-18	14-02-89	263	266.22	64.15
CU-20-20-19	15-02-89	277	278.12	67.56
CU-20-20-20	16-02-89	283	275.22	69.02
CU-20-20-21	17-02-89	277	275.12	67.56
CU-20-20-22	18-02-89	283	268.32	69.02
CU-20-20-23	19-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-24	20-02-89	289	286.92	70.49
CU-20-20-25	21-02-89	285	281.32	69.51
CU-20-20-26	22-02-89	N.D.	N.D.	N.D.
CU-20-20-27	23-02-89	299	290.92	72.93

**Légende:* *CU: Bioréacteur en mode cuvée*
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*
****Méthode II: Analyses obtenues par spectrométrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 2i: Résultats d'analyses du Co (mg/L), Cu (mg/L) et du Fe (g/L) pour l'essai stérile

Echantillon*	Date	Cobalt	% d'extraction Cobalt	Cuivre	% d'extraction Cuivre	Fer	% d'extraction Fer
CU-20-20-0	22-04-89	0	0.00	0	0.00	0	0.00
CU-20-20-1	23-04-89	0.03	0.06	2.82	0.37	0.1	0.12
CU-20-20-2	24-04-89	0.04	0.08	1.62	0.21	0.16	0.19
CU-20-20-3	25-04-89	0.05	0.10	0.93	0.12	0.172	0.21
CU-20-20-4	26-04-89	0.06	0.12	0.52	0.07	0.192	0.23
CU-20-20-5	27-04-89	0.09	0.17	0.08	0.01	0.212	0.25
CU-20-20-6	28-04-89	0.09	0.17	0.25	0.03	0.208	0.25
CU-20-20-7	29-04-89	0.1	0.19	0.09	0.01	0.202	0.24
CU-20-20-8	30-04-89	0.1	0.19	0.1	0.01	0.2	0.24
CU-20-20-9	01-05-89	0.1	0.19	0.24	0.03	0.204	0.24
CU-20-20-10	02-05-89	0.11	0.21	0.38	0.05	0.188	0.22
CU-20-20-11	03-05-89	0.1	0.19	0.5	0.07	0.188	0.22
CU-20-20-12	04-05-89	0.11	0.21	0.58	0.08	0.192	0.23
CU-20-20-13	05-05-89	0.1	0.19	0.7	0.09	0.188	0.22
CU-20-20-14	06-05-89	0.11	0.21	0.68	0.09	0.176	0.21
CU-20-20-15	07-05-89	0.13	0.25	0.73	0.10	0.184	0.22
CU-20-20-16	08-05-89	0.12	0.23	0.98	0.13	0.18	0.21

Légende* ***CU: Bioréacteur en mode cuvée*
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai

ANNEXE 2j: Résultats d'analyses du Ni (mg/L) et du Zn (mg/L) pour l'essai stérile

Echantillon*	Date	Nickel	% d'extraction Nickel	Zinc	% d'extraction Zinc
CU-20-20-0	22-04-89	0	0.00	0	0.00
CU-20-20-1	23-04-89	0.2	0.83	4.1	1.00
CU-20-20-2	24-04-89	0.41	1.71	5.4	1.32
CU-20-20-3	25-04-89	0.66	2.75	5.7	1.39
CU-20-20-4	26-04-89	0.55	2.29	6.1	1.49
CU-20-20-5	27-04-89	0.73	3.04	7.2	1.76
CU-20-20-6	28-04-89	2.16	9.00	7.9	1.93
CU-20-20-7	29-04-89	0.63	2.63	8	1.95
CU-20-20-8	30-04-89	0.63	2.63	8	1.95
CU-20-20-9	01-05-89	0.84	3.50	8.1	1.98
CU-20-20-10	02-05-89	1.13	4.71	8.4	2.05
CU-20-20-11	03-05-89	0.96	4.00	7.7	1.88
CU-20-20-12	04-05-89	0.87	3.63	N.D.	N.D.
CU-20-20-13	05-05-89	0.86	3.58	N.D.	N.D.
CU-20-20-14	06-05-89	0.7	2.92	N.D.	N.D.
CU-20-20-15	07-05-89	0.79	3.29	N.D.	N.D.
CU-20-20-16	08-05-89	1.1	4.58	N.D.	N.D.

Légende* ***CU: Bioréacteur en mode cuvée*
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 3

Résultats bruts pour les essais en mode continu avec des temps de séjour de 3, 5 et 7 jours

ANNEXE 3a: Résultats d'analyses du pH et du POR en mode continu

Echantillon*	Date	Temps (jr)	pH	POR (mV)
CO-5-20-20-0	23-02-89	0.0	N.D.	N.D.
		0.4	1.22	570
CO-5-20-20-1	24-02-89	1.0	1.27	557
		1.4	1.38	547
CO-5-20-20-2	25-02-89	2.0	1.52	556
		2.4	1.63	541
CO-5-20-20-3	26-02-89	3.0	1.74	555
		3.4	1.84	534
CO-5-20-20-4	27-02-89	4.0	1.91	554
		4.4	1.95	537
CO-5-20-20-5	28-02-89	5.0	1.96	551
		5.4	1.98	530
CO-5-20-20-6	01-03-89	6.0	2.03	546
		6.4	2.03	532
CO-5-20-20-7	02-03-89	7.0	2.02	555
		7.4	2.02	534
CO-5-20-20-8	03-03-89	8.0	2.05	555
		8.4	2.08	522
CO-5-20-20-9	04-03-89	9.0	2.04	N.D.
		9.4	2.08	528
CO-5-20-20-10	05-03-89	10.0	1.98	551
		10.4	1.98	530
CO-5-20-20-11	06-03-89	11.0	2.02	555
		11.4	2.04	535
CO-5-20-20-12	07-03-89	12.0	2.04	548
		12.4	2.01	536
CO-5-20-20-13	08-03-89	13.0	2.07	545
		13.4	2.05	527
CO-5-20-20-14	09-03-89	14.0	2.03	545
		14.4	2.05	536
CO-5-20-20-15	10-03-89	15.0	2.07	549
		15.4	2.03	529
CO-7-20-20-0	11-03-89	0.0	1.99	540
		0.4	1.99	540

ANNEXE 3a (suite)

Echantillon*	Date	Temps (jr)	pH	POR (mV)
CO-7-20-20-1	12-03-89	1.0	1.87	545
		1.4	1.85	541
CO-7-20-20-2	13-03-89	2.0	1.89	555
		2.4	1.90	540
CO-7-20-20-3	14-03-89	3.0	1.83	548
		3.4	1.82	537
CO-7-20-20-4	15-03-89	4.0	1.83	556
		4.4	1.80	541
CO-7-20-20-5	16-03-89	5.0	1.84	555
		5.4	1.84	546
CO-7-20-20-6	17-03-89	6.0	1.83	544
		6.4	1.84	546
CO-7-20-20-7	18-03-89	7.0	1.81	558
		7.4	1.85	542
CO-7-20-20-8	19-03-89	8.0	1.83	562
		8.4	1.80	538
CO-7-20-20-9	20-03-89	9.0	1.79	547
		9.4	1.77	540
CO-7-20-20-10	21-03-89	10.0	1.76	553
		10.4	1.75	544
CO-7-20-20-11	22-03-89	11.0	1.75	549
		11.4	1.75	547
CO-7-20-20-12	23-03-89	12.0	1.78	553
		12.4	1.78	551
CO-7-20-20-13	24-03-89	13.0	1.78	558
		13.4	1.78	546
CO-7-20-20-14	25-03-89	14.0	N.D.	N.D.
		14.4	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-15	26-03-89	15.0	N.D.	N.D.
		15.4	1.49	558
CO-7-20-20-16	27-03-89	16.0	1.55	562
		16.4	1.61	556
CO-7-20-20-17	28-03-89	17.0	1.67	542
		17.4	1.68	547

ANNEXE 3a (suite)

Echantillon*	Date	Temps (jr)	pH	POR (mV)
CO-7-20-20-18	29-03-89	18.0	1.73	555
		18.4	1.75	549
CO-7-20-20-19	30-03-89	19.0	1.71	559
		19.4	1.75	545
CO-7-20-20-20	31-03-89	20.0	1.72	536
		20.4	1.75	548
CO-7-20-20-21	01-04-89	21.0	1.77	546
		21.4	1.76	548
CO-3-20-20-0	02-04-89	0.0	N.D.	N.D.
		0.4	1.76	534
CO-3-20-20-1	03-04-89	1.0	1.89	535
		1.4	2.01	531
CO-3-20-20-2	04-04-89	2.0	2.19	501
		2.4	2.26	465
CO-3-20-20-3	05-04-89	3.0	2.36	436
		3.4	2.40	426
CO-3-20-20-4	06-04-89	4.0	2.42	421
		4.4	2.49	424
CO-3-20-20-5	07-04-89	5.0	2.48	447
		5.4	2.48	437
CO-3-20-20-6	08-04-89	6.0	2.55	412
		6.4	2.61	404
CO-3-20-20-7	09-04-89	7.0	2.52	426
		7.4	2.51	434
CO-3-20-20-8	10-04-89	8.0	2.71	398
		8.4	2.77	392
CO-3-20-20-9	11-04-89	9.0	2.69	405
		9.4	2.70	410

**Légende*

CO: Bioréacteur en mode continu
5: Temps de séjour (jr)
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 3b: Résultats des mesures du pourcentage de saturation en oxygène dissous

Echantillon*	Date	Bas du réacteur	Haut du réacteur	Moyenne
CO-5-20-20-0	23-02-89	86	91	88.5
CO-5-20-20-1	24-02-89	71	79	75
CO-5-20-20-2	25-02-89	69	81	75
CO-5-20-20-3	26-02-89	57	69	63
CO-5-20-20-4	27-02-89	46	63	54.5
CO-5-20-20-5	28-02-89	53	63	58
CO-5-20-20-6	01-03-89	36	56	46
CO-5-20-20-7	02-03-89	34	57	45.5
CO-5-20-20-8	03-03-89	47	63	55
CO-5-20-20-9	04-03-89	44	62	53
CO-5-20-20-10	05-03-89	36	55	45.5
CO-5-20-20-11	06-03-89	31	52	41.5
CO-5-20-20-12	07-03-89	25	45	35
CO-5-20-20-13	08-03-89	22	40	31
CO-5-20-20-14	09-03-89	27	44	35.5
CO-5-20-20-15	10-03-89	14	35	24.5
CO-7-20-20-0	11-03-89	66	67	66.5
CO-7-20-20-1	12-03-89	59	67	63
CO-7-20-20-2	13-03-89	53	67	60
CO-7-20-20-3	14-03-89	57	80	68.5
CO-7-20-20-4	15-03-89	56	71	63.5
CO-7-20-20-5	16-03-89	53	74	63.5
CO-7-20-20-6	17-03-89	53	75	64
CO-7-20-20-7	18-03-89	54	73	63.5
CO-7-20-20-8	19-03-89	50	71	60.5
CO-7-20-20-9	20-03-89	51	65	58
CO-7-20-20-10	21-03-89	52	73	63.5
CO-7-20-20-11	22-03-89	53	77	65
CO-7-20-20-12	23-03-89	57	82	69.5
CO-7-20-20-13	24-03-89	48	77	62.5
CO-7-20-20-14	25-03-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-15	26-03-89	68	83	75.5

ANNEXE 3b (suite)

*Echantillon**	*Date*	*Bas du réacteur*	*Haut du réacteur*	*Moyenne*
CO-7-20-20-16	27-03-89	57	85	71
CO-7-20-20-17	28-03-89	54	65	59.5
CO-7-20-20-18	29-03-89	50	60	55
CO-7-20-20-19	30-03-89	63	70	66.5
CO-7-20-20-20	31-03-89	48	73	60.5
CO-7-20-20-21	01-04-89	61	81	71
CO-3-20-20-0	02-04-89	55	88	71.5
CO-3-20-20-1	03-04-89	47	78	62.5
CO-3-20-20-2	04-04-89	97	100	98.5
CO-3-20-20-3	05-04-89	96	98	97
CO-3-20-20-4	06-04-89	81	88	84.5
CO-3-20-20-5	07-04-89	88	94	89
CO-3-20-20-6	08-04-89	93	96	94.5
CO-3-20-20-7	09-04-89	90	95	92.5
CO-3-20-20-8	10-04-89	93	97	95
CO-3-20-20-9	11-04-89	84	96	90

**Légende*

CO: Bioréacteur en mode continu
5: Temps de séjour (jr)
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 3c: Résultats d'analyses du pH et du POR pour l'essai stérile

Echantillon*	Date	Temps (jr)	Contrôle: pH	Contrôle: POR (mV)
CO-7-20-20-0	09-05-89	0	3.08	311
		0.4	3.08	307
CO-7-20-20-1	10-05-89	1.0	3.13	300
		1.4	3.12	304
CO-7-20-20-2	11-05-89	2.0	3.14	300
		2.4	3.15	297
CO-7-20-20-3	12-05-89	3.0	3.15	301
		3.4	3.14	296
CO-7-20-20-4	13-05-89	4.0	N.D.	N.D.
		4.4	3.17	292
CO-7-20-20-5	14-05-89	5.0	N.D.	N.D.
		5.4	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-6	15-05-89	6.0	3.15	290
		6.4	3.19	290
CO-7-20-20-7	16-05-89	7.0	3.19	290
		7.4	3.19	293
CO-7-20-20-8	17-05-89	8.0	3.15	293
		8.4	3.14	298
CO-7-20-20-9	18-05-89	9.0	3.14	292
		9.4	3.15	300
CO-7-20-20-10	19-05-89	10.0	3.18	295
		10.4	3.13	303
CO-7-20-20-11	20-05-89	11.0	3.18	302
		11.4	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-12	21-05-89	12.0	N.D.	N.D.
		12.4	3.22	312
CO-7-20-20-13	22-05-89	13.0	3.22	311
		13.4	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-14	23-05-89	14.0	3.12	306
		14.4	3.12	306

ANNEXE 3c (suite)

*Echantillon**	*Date*	*Temps (jr)*	*Contrôle: pH*	*Contrôle: POR (mV)*
CO-7-20-20-15	24-05-89	15.0	N.D.	N.D.
		15.4	3.13	295
CO-7-20-20-16	25-05-89	16.0	3.10	307
		16.4	3.07	305
CO-7-20-20-17	26-05-89	17.0	3.07	305
		17.4	3.02	308
CO-7-20-20-18	27-05-89	18.0	3.22	313
		18.4	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-19	28-05-89	19.0	3.03	317
		19.4	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-20	29-05-89	20.0	2.98	316
		20.4	3.18	318

**Légende* *CO: Bioréacteur en mode continu*
7: Temps de séjour (jr)
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 3d: Résultats des mesures du % de saturation en oxygène dissous pour l'essai stérile

Echantillon*	Date	Bas du réacteur	Haut du réacteur	Moyenne
CO-7-20-20-0	09-05-89	100	100	100
CO-7-20-20-1	10-05-89	99	99	99
CO-7-20-20-2	11-05-89	100	100	100
CO-7-20-20-3	12-05-89	100	100	100
CO-7-20-20-4	13-05-89	100	100	100
CO-7-20-20-5	14-05-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-6	15-05-89	97	97	97
CO-7-20-20-7	16-05-89	100	100	100
CO-7-20-20-8	17-05-89	100	100	100
CO-7-20-20-9	18-05-89	98	98	98
CO-7-20-20-10	19-05-89	100	100	100
CO-7-20-20-11	20-05-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-12	21-05-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-13	22-05-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-14	23-05-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-15	24-05-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-16	25-05-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-17	26-05-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-18	27-05-89	N.D.	N.D.	N.D.

**Légende*

CO: Bioréacteur en mode continu
7: Temps de séjour (jr)
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 3e: Résultats d'analyse du Co (mg/L) en mode continu

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CO-5-20-20-0	23-02-89	N.D.	11.57	N.D.
CO-5-20-20-1	24-02-89	17	10.12	32.69
CO-5-20-20-2	25-02-89	15.3	8.74	29.42
CO-5-20-20-3	26-02-89	13.1	7.67	25.19
CO-5-20-20-4	27-02-89	12.4	7.14	23.85
CO-5-20-20-5	28-02-89	11.9	7.08	22.88
CO-5-20-20-6	01-03-89	10.9	6.93	20.96
CO-5-20-20-7	02-03-89	11.2	6.95	21.54
CO-5-20-20-8	03-03-89	11.2	6.8	21.54
CO-5-20-20-9	04-03-89	10.2	6.71	19.62
CO-5-20-20-10	05-03-89	10.9	7.16	20.96
CO-5-20-20-11	06-03-89	11.6	7.04	22.31
CO-5-20-20-12	07-03-89	12	6.89	23.08
CO-5-20-20-13	08-03-89	11.5	7.13	22.12
CO-5-20-20-14	09-03-89	12.1	7.74	23.27
CO-5-20-20-15	10-03-89	N.D.	7.42	N.D.
CO-7-20-20-0	11-03-89	15.3	9.053	29.42
CO-7-20-20-1	12-03-89	13.9	9.1	26.73
CO-7-20-20-2	13-03-89	15.5	8.88	29.81
CO-7-20-20-3	14-03-89	15.9	9.53	30.58
CO-7-20-20-4	15-03-89	16	9.86	30.77
CO-7-20-20-5	16-03-89	17.7	9.64	34.04
CO-7-20-20-6	17-03-89	17.3	10.01	33.27
CO-7-20-20-7	18-03-89	17.5	10	33.65
CO-7-20-20-8	19-03-89	14.1	10.01	27.12
CO-7-20-20-9	20-03-89	17	10.21	32.69
CO-7-20-20-10	21-03-89	18.9	10.7	36.35
CO-7-20-20-11	22-03-89	20	10.7	38.46
CO-7-20-20-12	23-03-89	20.1	10.23	38.65
CO-7-20-20-13	24-03-89	18.9	10.76	36.35
CO-7-20-20-14	25-03-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-15	26-03-89	25.7	13.38	49.42

ANNEXE 3e (suite)

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CO-7-20-20-16	27-03-89	23.1	12.95	44.42
CO-7-20-20-17	28-03-89	25	11.75	48.08
CO-7-20-20-18	29-03-89	23.7	12.67	45.58
CO-7-20-20-19	30-03-89	23.7	12.37	45.58
CO-7-20-20-20	31-03-89	22.8	12.44	43.85
CO-7-20-20-21	01-04-89	N.D.	12.31	N.D.
CO-3-20-20-0	02-04-89	25.3	12.42	48.65
CO-3-20-20-1	03-04-89	19	10.05	36.54
CO-3-20-20-2	04-04-89	14.5	7.92	27.88
CO-3-20-20-3	05-04-89	9.67	6.7	18.6
CO-3-20-20-4	06-04-89	7.85	5.48	15.1
CO-3-20-20-5	07-04-89	6.3	4.36	12.12
CO-3-20-20-6	08-04-89	5.37	3.622	10.33
CO-3-20-20-7	09-04-89	4.74	3.159	9.12
CO-3-20-20-8	10-04-89	4.04	2.72	7.77
CO-3-20-20-9	11-04-89	3.61	2.36	6.94

**Légende* *CO: Bioréacteur en mode continu*
5: Temps de séjour (jr)
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I:* *Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*

****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 3f: Résultats d'analyses du Cu (mg/L) en mode continu

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CO-5-20-20-0	23-02-89	204	206.5	26.84
CO-5-20-20-1	24-02-89	187	187.6	24.61
CO-5-20-20-2	25-02-89	177	193.3	23.29
CO-5-20-20-3	26-02-89	173	176.1	22.76
CO-5-20-20-4	27-02-89	180	176.8	23.68
CO-5-20-20-5	28-02-89	188	187.3	24.74
CO-5-20-20-6	01-03-89	192	190.6	25.26
CO-5-20-20-7	02-03-89	187	152.1	24.61
CO-5-20-20-8	03-03-89	192	190.6	25.26
CO-5-20-20-9	04-03-89	190	189.1	25
CO-5-20-20-10	05-03-89	195	195.4	25.66
CO-5-20-20-11	06-03-89	199	204.2	26.18
CO-5-20-20-12	07-03-89	209	208	27.5
CO-5-20-20-13	08-03-89	212	212.9	27.89
CO-5-20-20-14	09-03-89	214	213.6	28.16
CO-5-20-20-15	10-03-89	220	214.8	28.95
CO-7-20-20-0	11-03-89	243	234.2	31.97
CO-7-20-20-1	12-03-89	249	247.8	32.76
CO-7-20-20-2	13-03-89	259	242.7	34.08
CO-7-20-20-3	14-03-89	268	252.1	35.26
CO-7-20-20-4	15-03-89	274	271.9	36.05
CO-7-20-20-5	16-03-89	270	270.6	35.53
CO-7-20-20-6	17-03-89	285	286.5	37.5
CO-7-20-20-7	18-03-89	292	292.9	38.42
CO-7-20-20-8	19-03-89	246	297.9	32.37
CO-7-20-20-9	20-03-89	295	297.9	38.82
CO-7-20-20-10	21-03-89	284	304.6	37.37
CO-7-20-20-11	22-03-89	290	308.1	38.16
CO-7-20-20-12	23-03-89	279	298.6	36.71
CO-7-20-20-13	24-03-89	295	320.8	38.82
CO-7-20-20-14	25-03-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-15	26-03-89	323	341.8	42.5

ANNEXE 3f (suite)

Échantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CO-7-20-20-16	27-03-89	321	341.1	42.24
CO-7-20-20-17	28-03-89	352	340.2	46.32
CO-7-20-20-18	29-03-89	350	352.3	46.05
CO-7-20-20-19	30-03-89	340	351.6	44.74
CO-7-20-20-20	31-03-89	436	369.7	57.37
CO-7-20-20-21	01-04-89	422	364	55.53
CO-3-20-20-0	02-04-89	409	366.2	53.82
CO-3-20-20-1	03-04-89	312	322.4	41.05
CO-3-20-20-2	04-04-89	279	273.2	36.71
CO-3-20-20-3	05-04-89	220	240.3	28.95
CO-3-20-20-4	06-04-89	206	205.9	27.11
CO-3-20-20-5	07-04-89	179	193.1	23.55
CO-3-20-20-6	08-04-89	177	184.9	23.29
CO-3-20-20-7	09-04-89	154	175.5	20.26
CO-3-20-20-8	10-04-89	137	165.2	18.03
CO-3-20-20-9	11-04-89	120	124.9	15.79

**Légende* *CO: Bioréacteur en mode continu*
5: Temps de séjour (jr)
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*

****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 3g: Résultats d'analyses du Fe (g/L) en mode continu

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CO-5-20-20-0	23-02-89	25.2	22.261	30.07
CO-5-20-20-1	24-02-89	23.2	20.767	27.68
CO-5-20-20-2	25-02-89	21.3	19.15	25.42
CO-5-20-20-3	26-02-89	20.1	18.775	23.99
CO-5-20-20-4	27-02-89	20	18.161	23.87
CO-5-20-20-5	28-02-89	20.7	18.844	24.7
CO-5-20-20-6	01-03-89	21.2	19.347	25.3
CO-5-20-20-7	02-03-89	22.5	16.251	26.85
CO-5-20-20-8	03-03-89	22.2	20.192	26.49
CO-5-20-20-9	04-03-89	21.5	19.489	25.66
CO-5-20-20-10	05-03-89	22.3	20.618	26.61
CO-5-20-20-11	06-03-89	22.9	20.872	27.33
CO-5-20-20-12	07-03-89	23.9	21.272	28.52
CO-5-20-20-13	08-03-89	23.7	21.807	28.28
CO-5-20-20-14	09-03-89	24.5	22.244	29.24
CO-5-20-20-15	10-03-89	25	22.256	29.83
CO-7-20-20-0	11-03-89	29.8	25.818	35.56
CO-7-20-20-1	12-03-89	30.1	26.553	35.92
CO-7-20-20-2	13-03-89	30.9	26.887	36.87
CO-7-20-20-3	14-03-89	32.3	28.336	38.54
CO-7-20-20-4	15-03-89	33.3	31.543	39.74
CO-7-20-20-5	16-03-89	32.9	30.715	39.26
CO-7-20-20-6	17-03-89	34.9	33.154	41.65
CO-7-20-20-7	18-03-89	35.1	34.025	41.89
CO-7-20-20-8	19-03-89	30	34.78	35.8
CO-7-20-20-9	20-03-89	34.5	35.313	41.17
CO-7-20-20-10	21-03-89	38.6	35.929	46.06
CO-7-20-20-11	22-03-89	39.2	36.233	46.78
CO-7-20-20-12	23-03-89	37.9	34.843	45.23
CO-7-20-20-13	24-03-89	39.2	36.5	46.78
CO-7-20-20-14	25-03-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-15	26-03-89	45.2	41.649	53.94

ANNEXE 3g (suite)

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CO-7-20-20-16	27-03-89	44.2	40.288	52.74
CO-7-20-20-17	28-03-89	47.2	40.161	56.32
CO-7-20-20-18	29-03-89	46.1	40.88	55.01
CO-7-20-20-19	30-03-89	43.9	40.642	52.39
CO-7-20-20-20	31-03-89	51.3	39.87	61.22
CO-7-20-20-21	01-04-89	48.9	38.922	58.35
CO-3-20-20-0	02-04-89	45.6	39.19	54.42
CO-3-20-20-1	03-04-89	35.5	34.213	42.36
CO-3-20-20-2	04-04-89	30.8	27.203	36.75
CO-3-20-20-3	05-04-89	21.3	20.425	25.42
CO-3-20-20-4	06-04-89	17.3	15.688	20.64
CO-3-20-20-5	07-04-89	10.85	10.852	12.95
CO-3-20-20-6	08-04-89	10.15	9.278	12.11
CO-3-20-20-7	09-04-89	7.3	6.468	8.71
CO-3-20-20-8	10-04-89	6.45	5.995	7.7
CO-3-20-20-9	11-04-89	4.6	4.605	5.49

**Légende* *CO: Bioréacteur en mode continu*
5: Temps de séjour (jr)
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*

****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 3h: Résultats d'analyses du Zn (mg/L) en mode continu

*Echantillon**	*Date*	*Méthode I***	*Méthode II****	*% d'extraction*
CO-5-20-20-0	23-02-89	380	368.2	80.54
CO-5-20-20-1	24-02-89	330	314.7	75.43
CO-5-20-20-2	25-02-89	300	286.6	73.17
CO-5-20-20-3	26-02-89	280	274.1	68.29
CO-5-20-20-4	27-02-89	280	259.8	68.29
CO-5-20-20-5	28-02-89	290	270.7	65.74
CO-5-20-20-6	01-03-89	290	269.9	63.87
CO-5-20-20-7	02-03-89	290	218.5	62.56
CO-5-20-20-8	03-03-89	280	266.2	60.72
CO-5-20-20-9	04-03-89	280	261.2	62.65
CO-5-20-20-10	05-03-89	290	278	62.81
CO-5-20-20-11	06-03-89	300	284	64.89
CO-5-20-20-12	07-03-89	310	284.9	61.59
CO-5-20-20-13	08-03-89	310	293.8	63.78
CO-5-20-20-14	09-03-89	320	300.7	64.23
CO-5-20-20-15	10-03-89	330	301.9	66.79
CO-7-20-20-0	11-03-89	380	345.8	69.67
CO-7-20-20-1	12-03-89	380	350.3	69.89
CO-7-20-20-2	13-03-89	380	346.9	70.62
CO-7-20-20-3	14-03-89	400	362.2	71.34
CO-7-20-20-4	15-03-89	410	414	70.24
CO-7-20-20-5	16-03-89	400	423.4	72.92
CO-7-20-20-6	17-03-89	420	441.1	74.41
CO-7-20-20-7	18-03-89	420	441.5	74.96
CO-7-20-20-8	19-03-89	340	448.7	74.53
CO-7-20-20-9	20-03-89	390	451.2	73.07
CO-7-20-20-10	21-03-89	440	462.2	73.73
CO-7-20-20-11	22-03-89	450	462.7	75.14
CO-7-20-20-12	23-03-89	430	448.2	76.85
CO-7-20-20-13	24-03-89	460	471.9	77.09
CO-7-20-20-14	25-03-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-15	26-03-89	510	524	78.23

ANNEXE 3h (suite)

*Echantillon**	*Date*	*Méthode I***	*Méthode II****	*% d'extraction*
CO-7-20-20-16	27-03-89	500	504.4	77.41
CO-7-20-20-17	28-03-89	530	485.4	76.84
CO-7-20-20-18	29-03-89	510	487.7	77.39
CO-7-20-20-19	30-03-89	500	494	78.67
CO-7-20-20-20	31-03-89	590	523.2	78.93
CO-7-20-20-21	01-04-89	610	521.8	79.36
CO-3-20-20-0	02-04-89	600	529.1	76.65
CO-3-20-20-1	03-04-89	440	451.5	68.54
CO-3-20-20-2	04-04-89	370	352.4	61.47
CO-3-20-20-3	05-04-89	270	276.3	57.24
CO-3-20-20-4	06-04-89	240	229.6	52.95
CO-3-20-20-5	07-04-89	190	186.9	46.67
CO-3-20-20-6	08-04-89	170	165.7	40.71
CO-3-20-20-7	09-04-89	140	135.8	36.83
CO-3-20-20-8	10-04-89	120	126.4	32.58
CO-3-20-20-9	11-04-89	100	106.9	29.27

**Légende* *CO: Bioréacteur en mode continu*
5: Temps de séjour (jr)
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I: Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*

****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 3i: Résultats d'analyses du Ni (mg/L) en mode continu

*Echantillon**	*Date*	*Méthode I***	*Méthode II****	*% d'extraction*
CO-5-20-20-0	23-02-89	7.76	N.D.	32.33
CO-5-20-20-1	24-02-89	7.62	N.D.	31.75
CO-5-20-20-2	25-02-89	7.5	N.D.	31.25
CO-5-20-20-3	26-02-89	7.44	N.D.	31
CO-5-20-20-4	27-02-89	7.5	N.D.	31.25
CO-5-20-20-5	28-02-89	7.41	N.D.	30.88
CO-5-20-20-6	01-03-89	7.41	N.D.	30.88
CO-5-20-20-7	02-03-89	7.33	N.D.	30.54
CO-5-20-20-8	03-03-89	7.37	N.D.	30.71
CO-5-20-20-9	04-03-89	7.33	N.D.	30.54
CO-5-20-20-10	05-03-89	7.31	N.D.	30.46
CO-5-20-20-11	06-03-89	7.37	N.D.	30.71
CO-5-20-20-12	07-03-89	7.48	N.D.	31.17
CO-5-20-20-13	08-03-89	7.44	N.D.	31
CO-5-20-20-14	09-03-89	7.47	N.D.	31.13
CO-5-20-20-15	10-03-89	7.55	N.D.	31.46
CO-7-20-20-0	11-03-89	7.9	N.D.	32.92
CO-7-20-20-1	12-03-89	7.91	N.D.	32.96
CO-7-20-20-2	13-03-89	7.98	N.D.	33.25
CO-7-20-20-3	14-03-89	8.13	N.D.	33.88
CO-7-20-20-4	15-03-89	7.99	N.D.	33.29
CO-7-20-20-5	16-03-89	8.08	N.D.	33.67
CO-7-20-20-6	17-03-89	8.23	N.D.	34.29
CO-7-20-20-7	18-03-89	8.36	N.D.	34.83
CO-7-20-20-8	19-03-89	8.31	N.D.	34.63
CO-7-20-20-9	20-03-89	8.34	N.D.	34.75
CO-7-20-20-10	21-03-89	8.43	N.D.	35.13
CO-7-20-20-11	22-03-89	8.48	N.D.	35.33
CO-7-20-20-12	23-03-89	8.43	N.D.	35.13
CO-7-20-20-13	24-03-89	861	N.D.	35.88
CO-7-20-20-14	25-03-89	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-15	26-03-89	8.59	N.D.	35.79

ANNEXE 3i (suite)

Echantillon*	Date	Méthode I**	Méthode II***	% d'extraction
CO-7-20-20-16	27-03-89	8.7	N.D.	36.25
CO-7-20-20-17	28-03-89	8.76	N.D.	36.5
CO-7-20-20-18	29-03-89	8.87	N.D.	36.96
CO-7-20-20-19	30-03-89	8.85	N.D.	36.88
CO-7-20-20-20	31-03-89	9.1	N.D.	37.92
CO-7-20-20-21	01-04-89	9.15	N.D.	38.13
CO-3-20-20-0	02-04-89	8.93	N.D.	37.21
CO-3-20-20-1	03-04-89	8.83	N.D.	36.79
CO-3-20-20-2	04-04-89	8.56	N.D.	35.67
CO-3-20-20-3	05-04-89	8.09	N.D.	33.71
CO-3-20-20-4	06-04-89	8.07	N.D.	33.63
CO-3-20-20-5	07-04-89	8.36	N.D.	34.83
CO-3-20-20-6	08-04-89	8.31	N.D.	34.63
CO-3-20-20-7	09-04-89	8.19	N.D.	34.13
CO-3-20-20-8	10-04-89	8.05	N.D.	33.54
CO-3-20-20-9	11-04-89	8.07	N.D.	33.63

**Légende* *CO: Bioréacteur en mode continu*
5: Temps de séjour (jr)
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

***Méthode I:* *Analyses obtenues par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme*

****Méthode II: Analyses obtenues par spectromètrie d'émission au plasma induit*

ANNEXE 3j: Résultats d'analyses des métaux pour l'essai stérile (mg/L; Fe (g/L)

Echantillon*	Date	Cobalt	Cuivre	Fer	Nickel	Zinc
CO-7-20-20-0	09-05-89	0.518	3.15	1.148	3.58	22.1
CO-7-20-20-1	10-05-89	0.518	3.262	1.136	3.76	22
CO-7-20-20-2	11-05-89	0.506	2.779	1.104	3.38	20.4
CO-7-20-20-3	12-05-89	0.532	2.604	1.12	3.39	20.6
CO-7-20-20-4	13-05-89	0.553	2.608	1.148	3.78	20
CO-7-20-20-5	14-05-89	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
CO-7-20-20-6	15-05-89	0.59	2.086	1.208	4.24	20.7
CO-7-20-20-7	16-05-89	0.598	2.128	1.152	4.17	19.7
CO-7-20-20-8	17-05-89	0.593	2.55	1.168	4.38	20.4
CO-7-20-20-9	18-05-89	0.639	2.748	1.256	4.75	22.2
CO-7-20-20-10	19-05-89	0.598	2.95	1.104	4.26	20.1
CO-7-20-20-11	20-05-89	0.622	3.46	1.192	4.85	21.4
CO-7-20-20-12	21-05-89	0.644	4.06	1.232	4.83	22.1
CO-7-20-20-13	22-05-89	0.711	4.54	1.344	5.53	25.4
CO-7-20-20-14	23-05-89	0.638	4.53	1.192	5.1	22.6
CO-7-20-20-15	24-05-89	0.676	3.69	1.292	5.5	26
CO-7-20-20-16	25-05-89	0.71	5.44	1.284	5.58	27.3
CO-7-20-20-17	26-05-89	0.79	5.99	1.284	5.71	28.6
CO-7-20-20-18	27-05-89	0.81	6.94	1.316	5.8	30.7
CO-7-20-20-19	28-05-89	0.76	6.78	1.304	5.73	30.8
CO-7-20-20-20	29-05-89	0.84	6.68	1.304	6.11	31.7

**Légende*

CO: Bioréacteur en mode continu
7: Temps de séjour (jr)
20: Densité de pulpe
20: Température, degré C
0: Jour de l'essai
N.D.: Non déterminé

ANNEXE 4

Mesures de l'oxygène dissous et les graphiques ayant permis la détermination du K_La

ANNEXE 4a: Mesures d'oxygène dissous pour la détermination du Ka

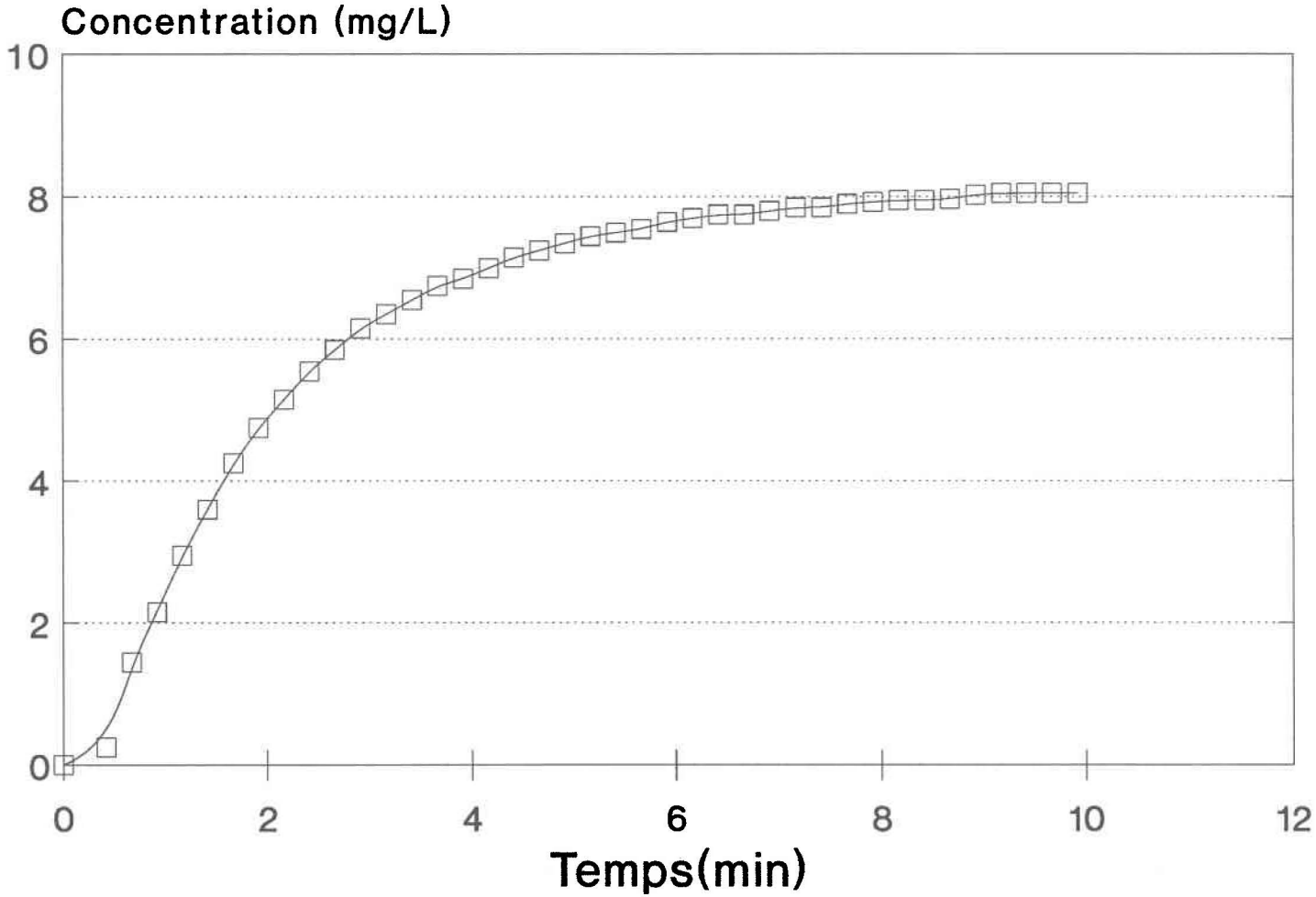
Temps (min)	Ct (mg/L)*	Cs-Ct (mg/L)*
0	0	8.15
0.42	0.25	7.9
0.67	1.45	6.7
0.92	2.15	6
1.17	2.95	5.2
1.42	3.6	4.55
1.67	4.25	3.9
1.92	4.75	3.4
2.17	5.15	3
2.42	5.55	2.6
2.67	5.85	2.3
2.92	6.15	2
3.17	6.35	1.8
3.42	6.55	1.6
3.67	6.75	1.4
3.92	6.85	1.3
4.17	7.00	1.15
4.42	7.15	1
4.67	7.25	0.9
4.92	7.35	0.8
5.17	7.45	0.7
5.42	7.50	0.65
5.67	7.55	0.6
5.92	7.65	0.5

Temps (min)	Ct (mg/L)*	Cs-Ct (mg/L)*
6.17	7.70	0.45
6.42	7.75	0.4
6.67	7.75	0.4
6.92	7.80	0.35
7.17	7.85	0.3
7.42	7.85	0.3
7.67	7.90	0.25
7.92	7.93	0.22
8.17	7.95	0.2
8.42	7.95	0.2
8.67	7.97	0.18
8.92	8.03	0.12
9.17	8.05	0.1
9.42	8.05	0.1
9.67	8.05	0.1
9.92	8.05	0.1

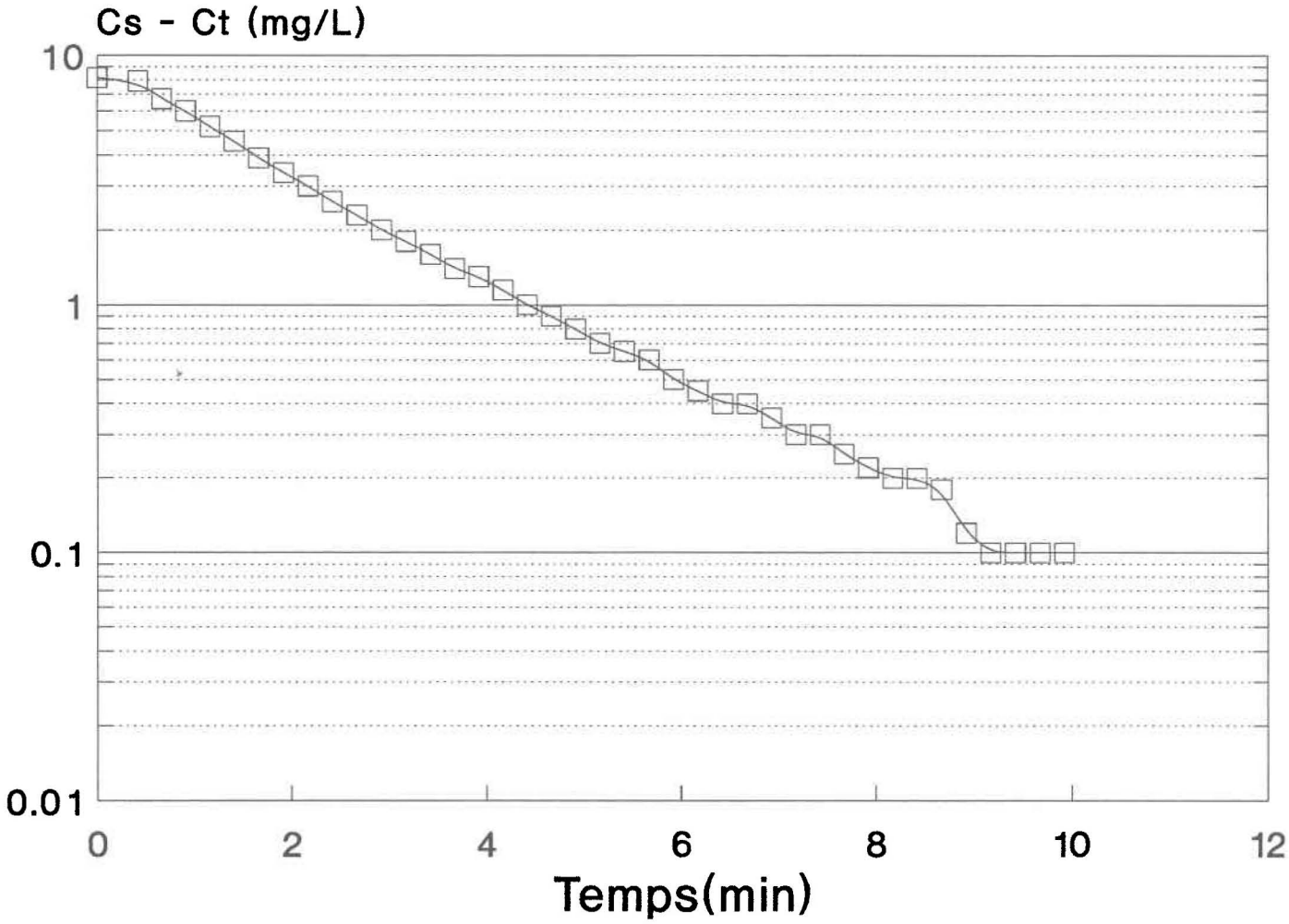
**Légende:* *Ct: Concentration en oxygène dissous au temps t dans le réacteur (mg/L)*
Cs: Concentration en oxygène dissous à saturation = 8.15 mg/L

Le coefficient volumétrique global de transfert de masse fut évalué à 0.4783/min

Annexe 4b:
Concentration en oxygène dissous en fonction du temps



Annexe 4c:
Cs - Ct en fonction du temps

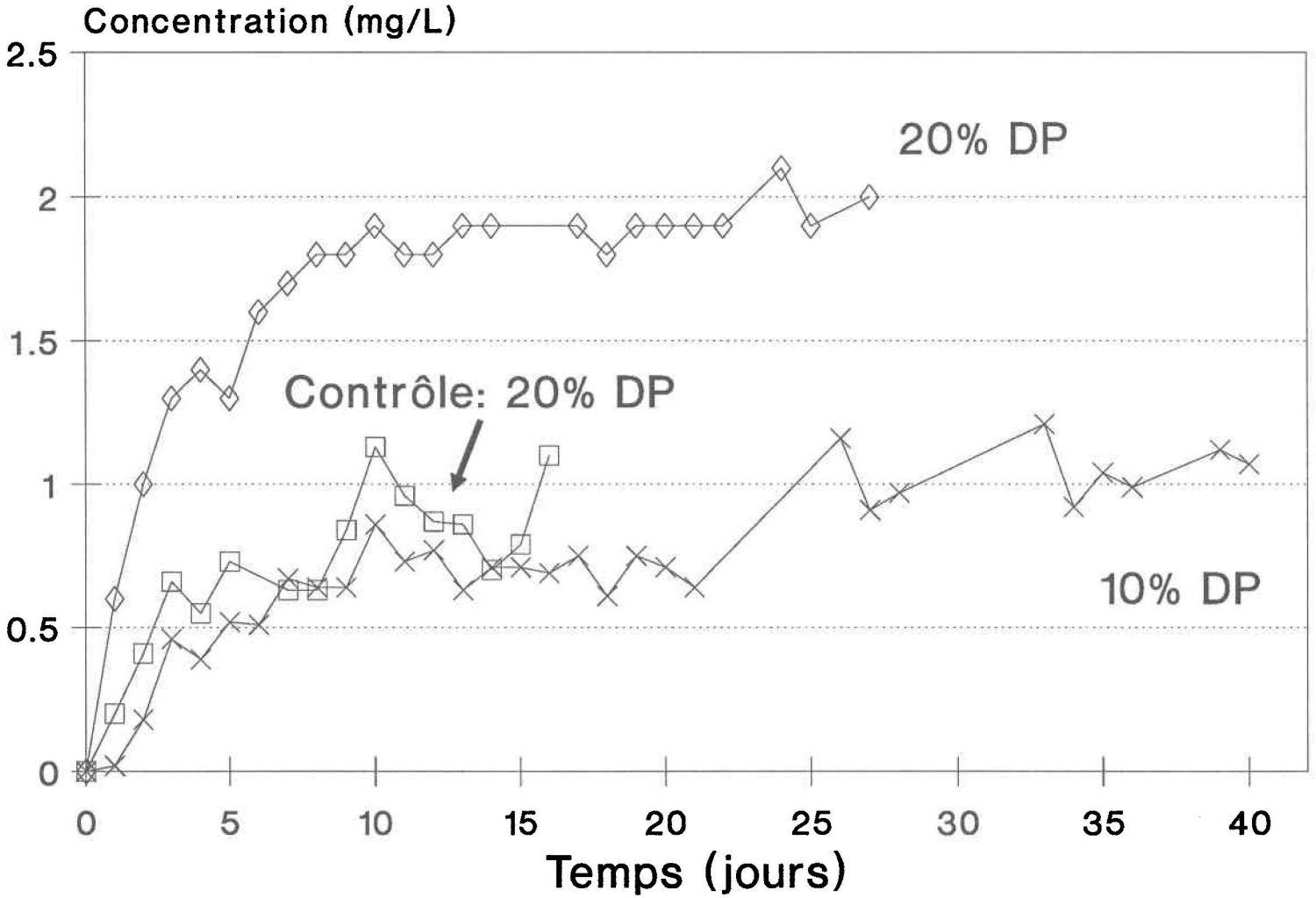


Cs: Concentration d'O.D. à saturation
Ct: Concentration d'O.D. au temps t

ANNEXE 5

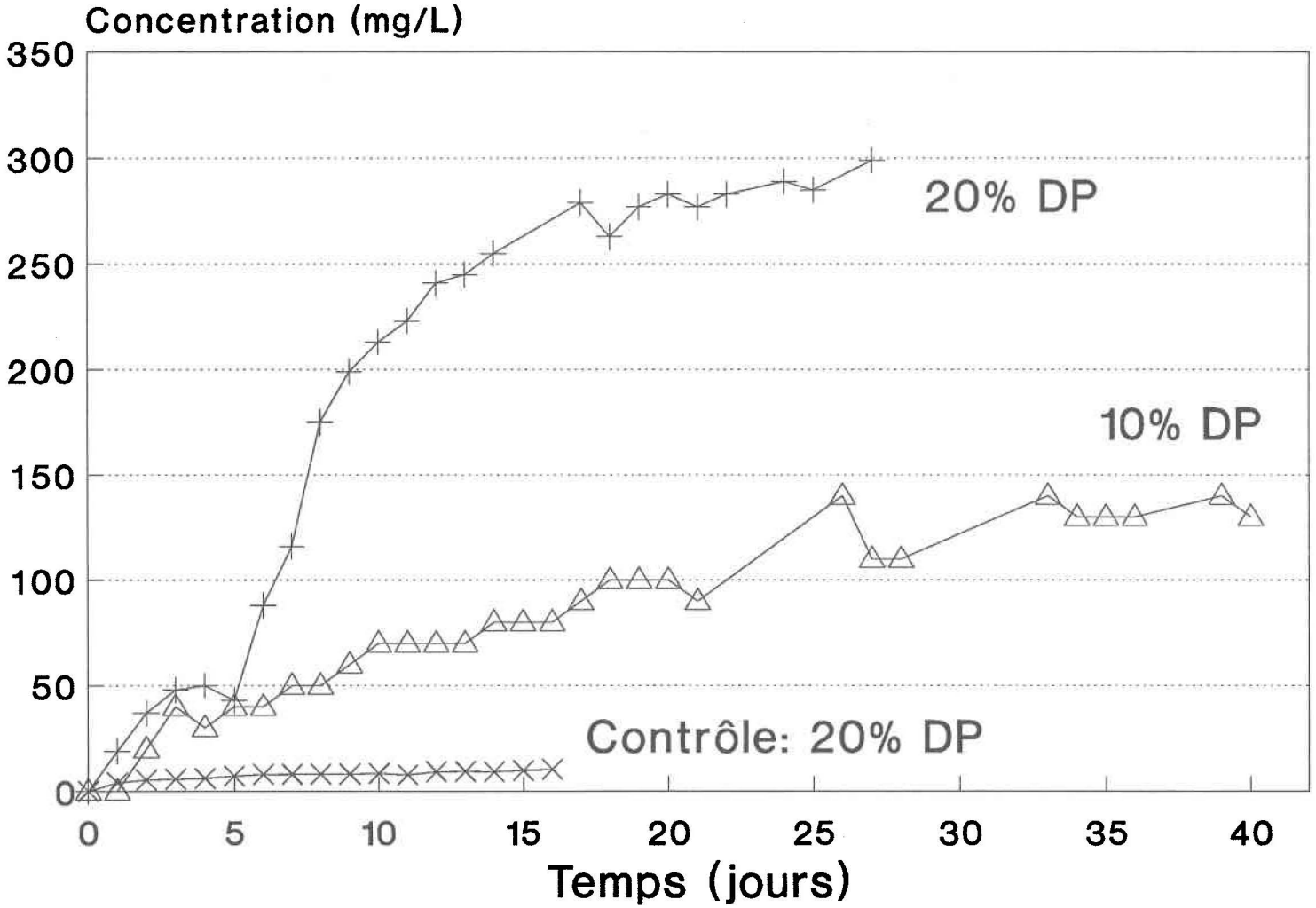
Graphiques des concentrations en métaux en fonction du temps pour les essais en mode cuvée

Annexe 5a: Essais en mode cuvée
[Ni] en fonction du temps



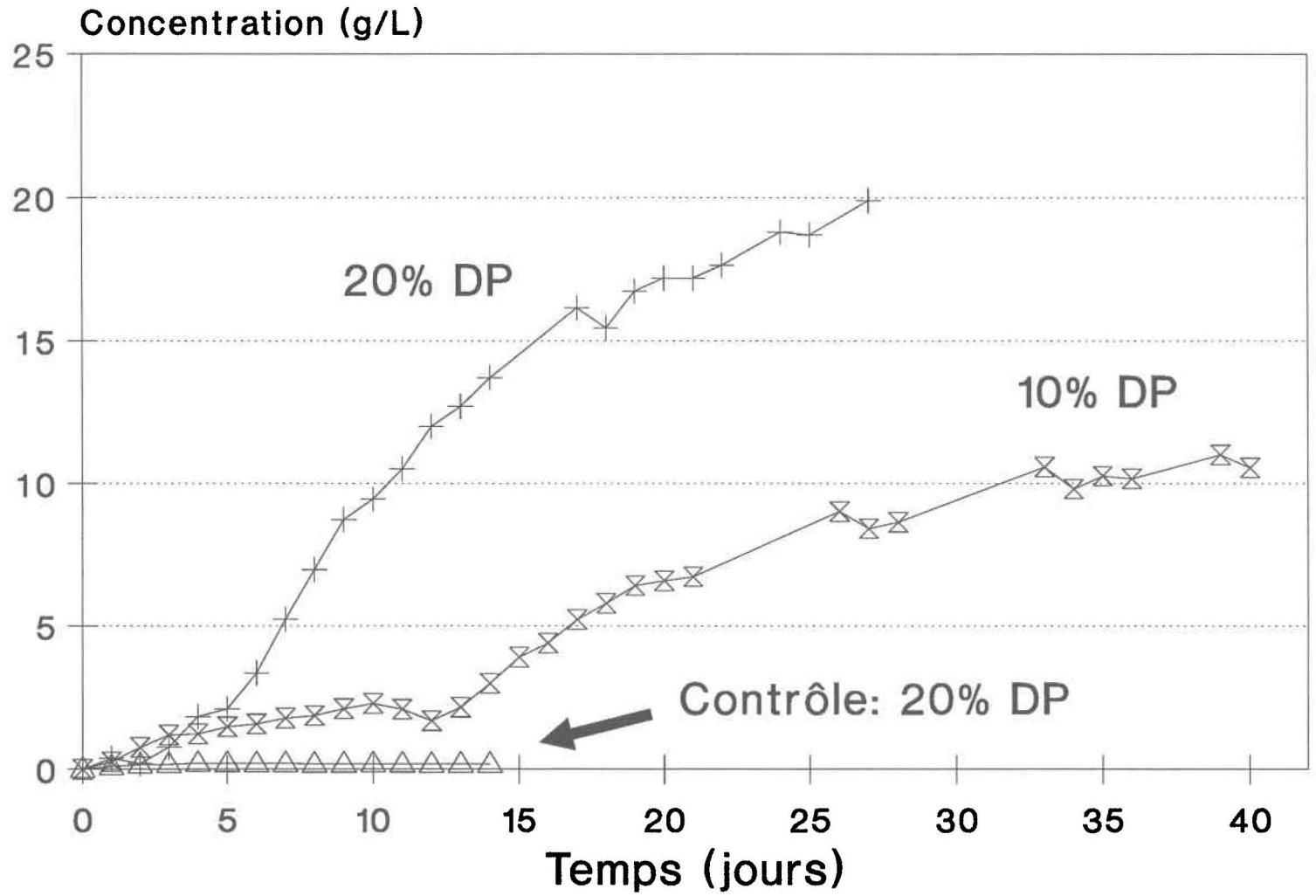
DP: Densité de pulpe

Annexe 5b: Essais en mode cuvée
[Zn] en fonction du temps



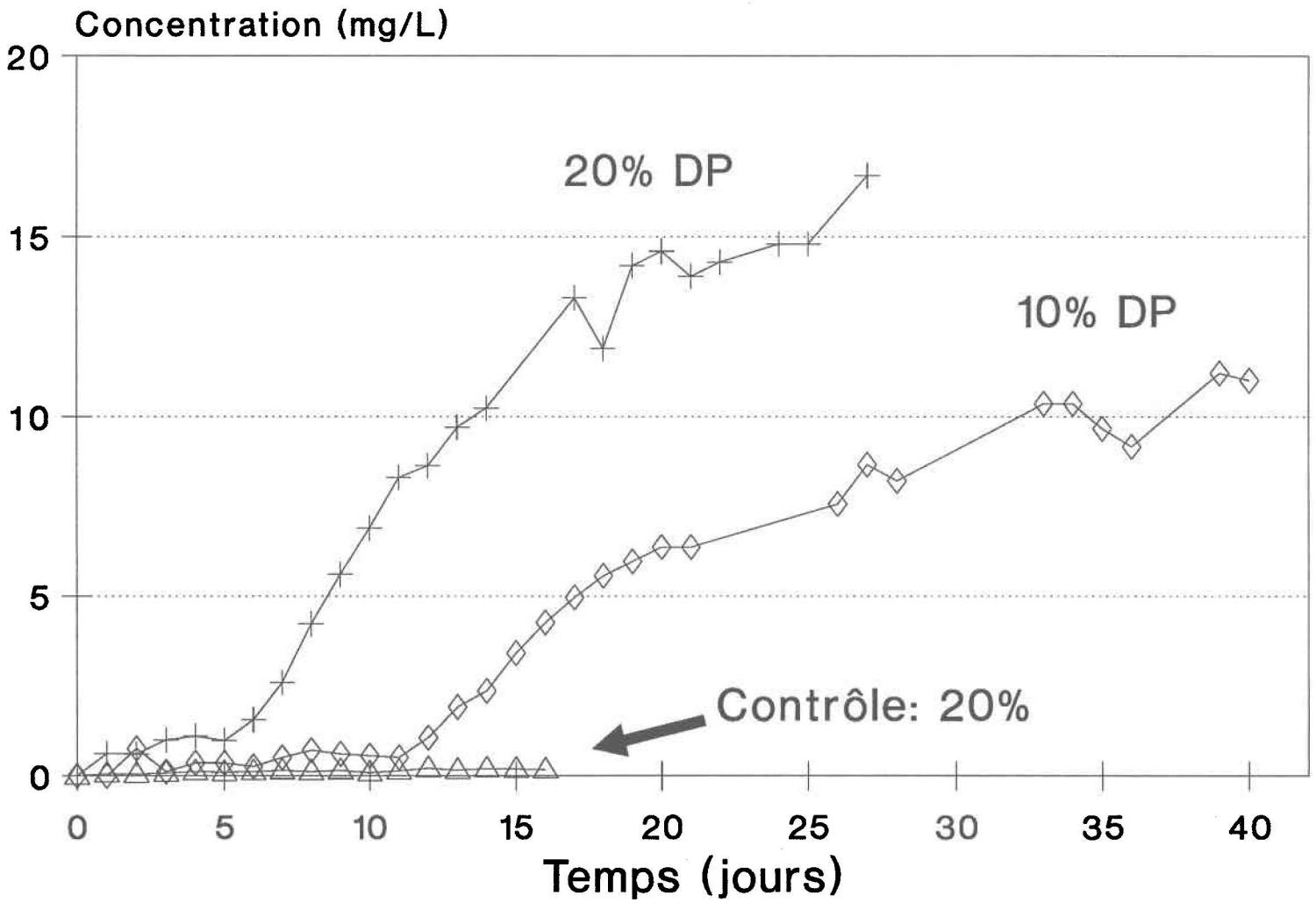
DP: Densité de pulpe

Annexe 5c: Essais en mode cuvée
[Fe] en fonction du temps



DP: Densité de pulpe

Annexe 5d: Essais en mode cuvée
[Co] en fonction du temps

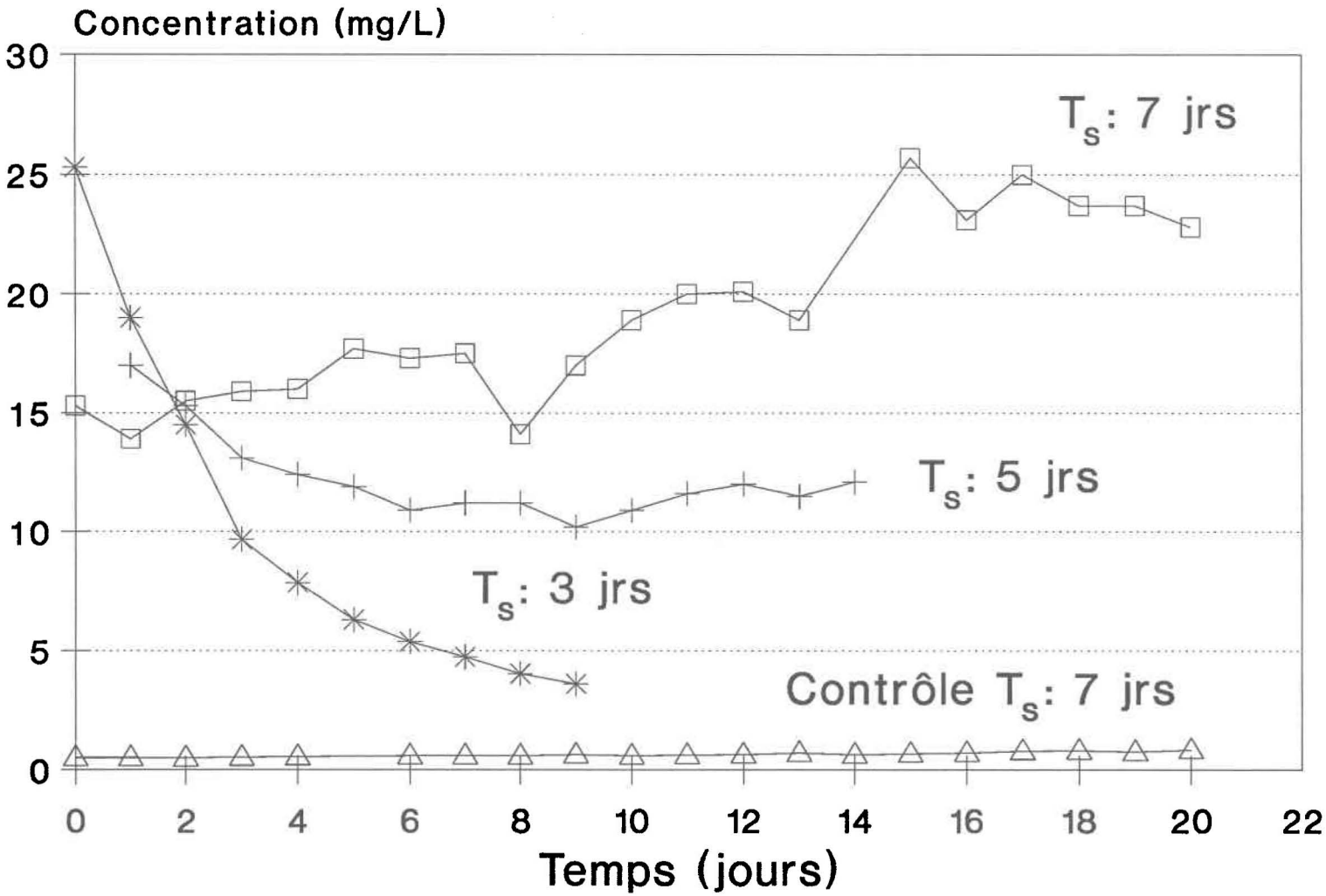


DP: Densité de pulpe

ANNEXE 6

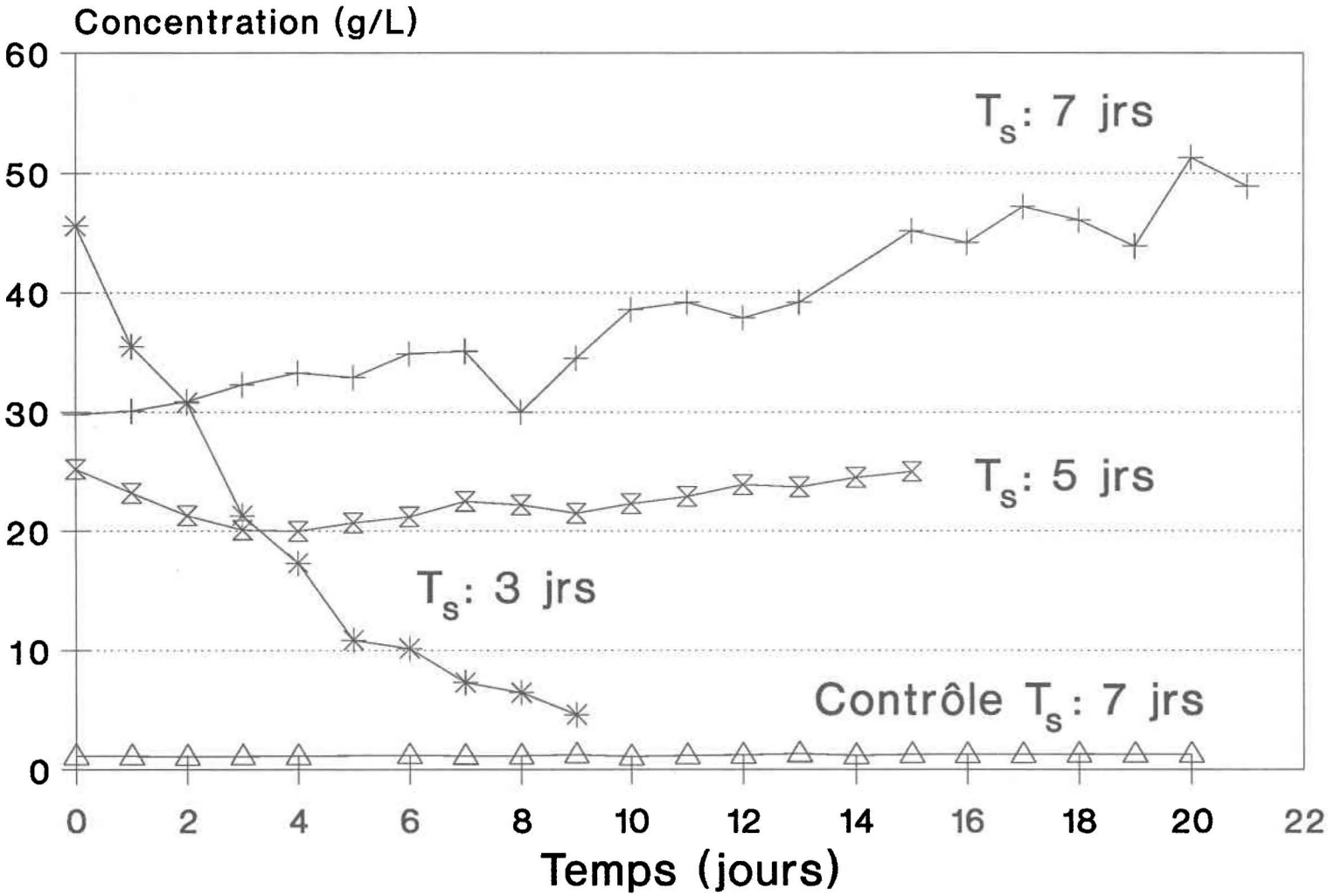
Graphiques des concentrations en métaux en fonction du temps pour les essais en mode continu

Annexe 6a: Essais en mode continu
[Co] en fonction du temps



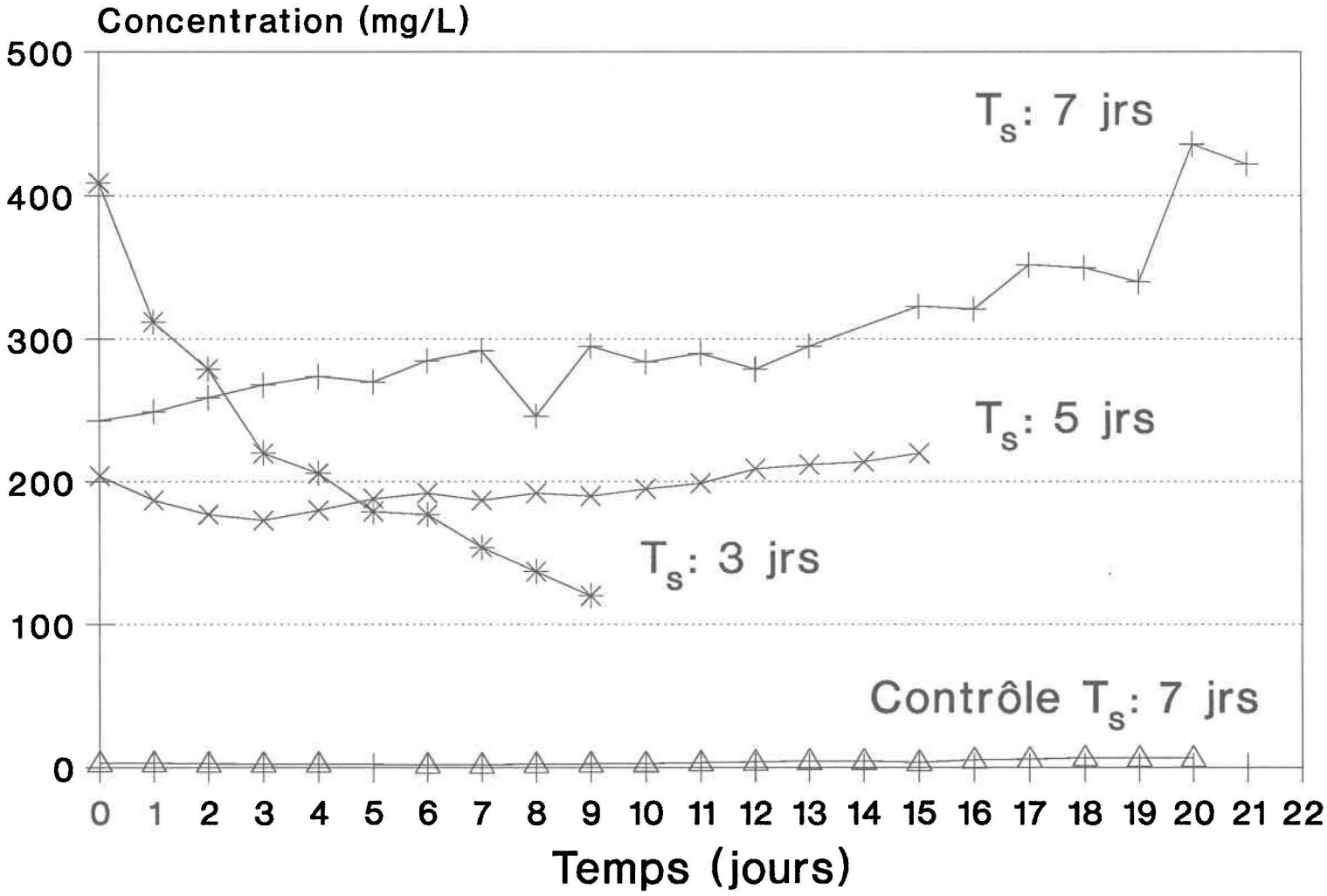
T_s: Temps de séjour

Annexe 6b: Essais en mode continu
[Fe] en fonction du temps



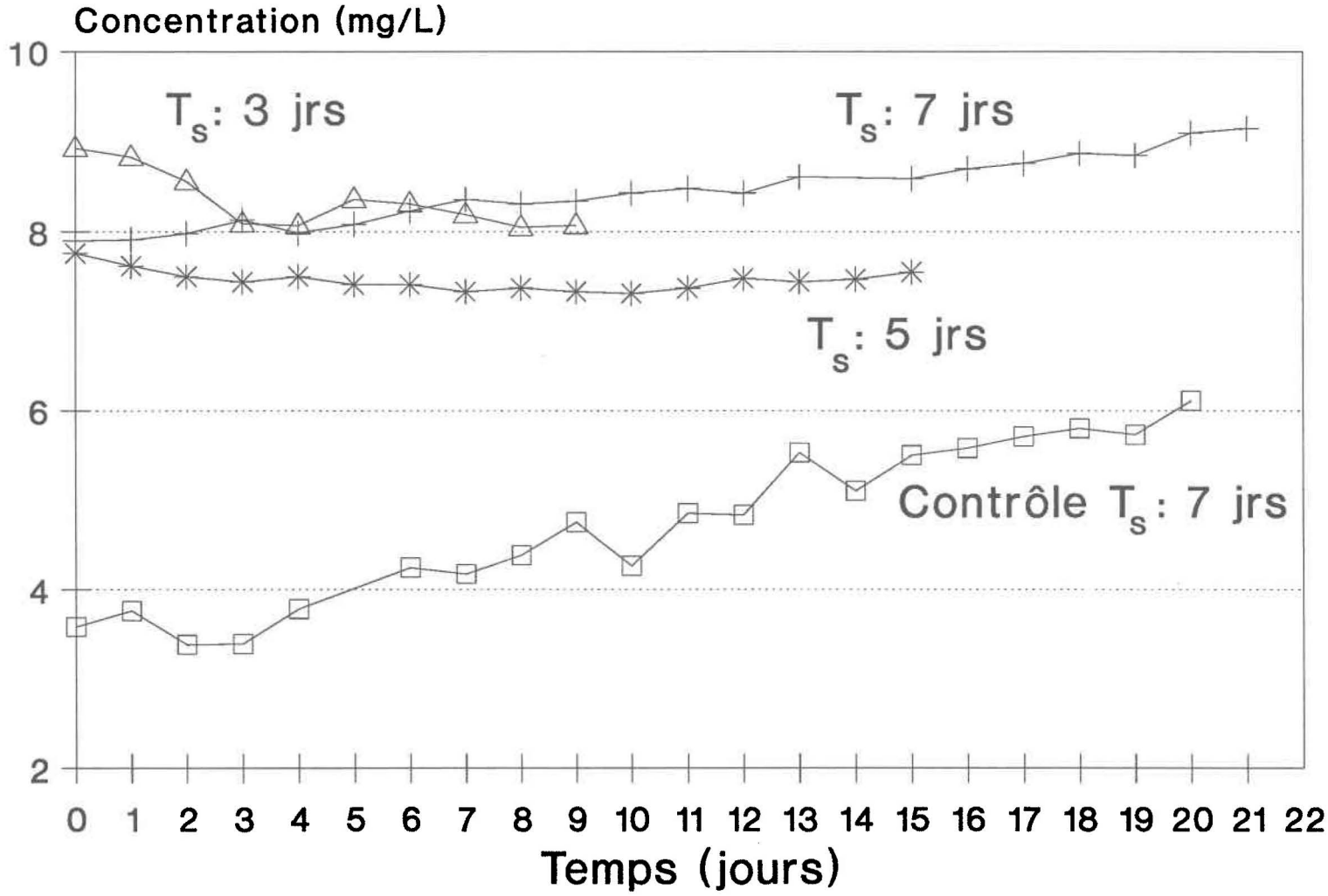
T_s: Temps de séjour

Annexe 6c: Essais en mode continu
[Cu] en fonction du temps



T_s: Temps de séjour

Annexe 6d: Essais en mode continu
[Ni] en fonction du temps

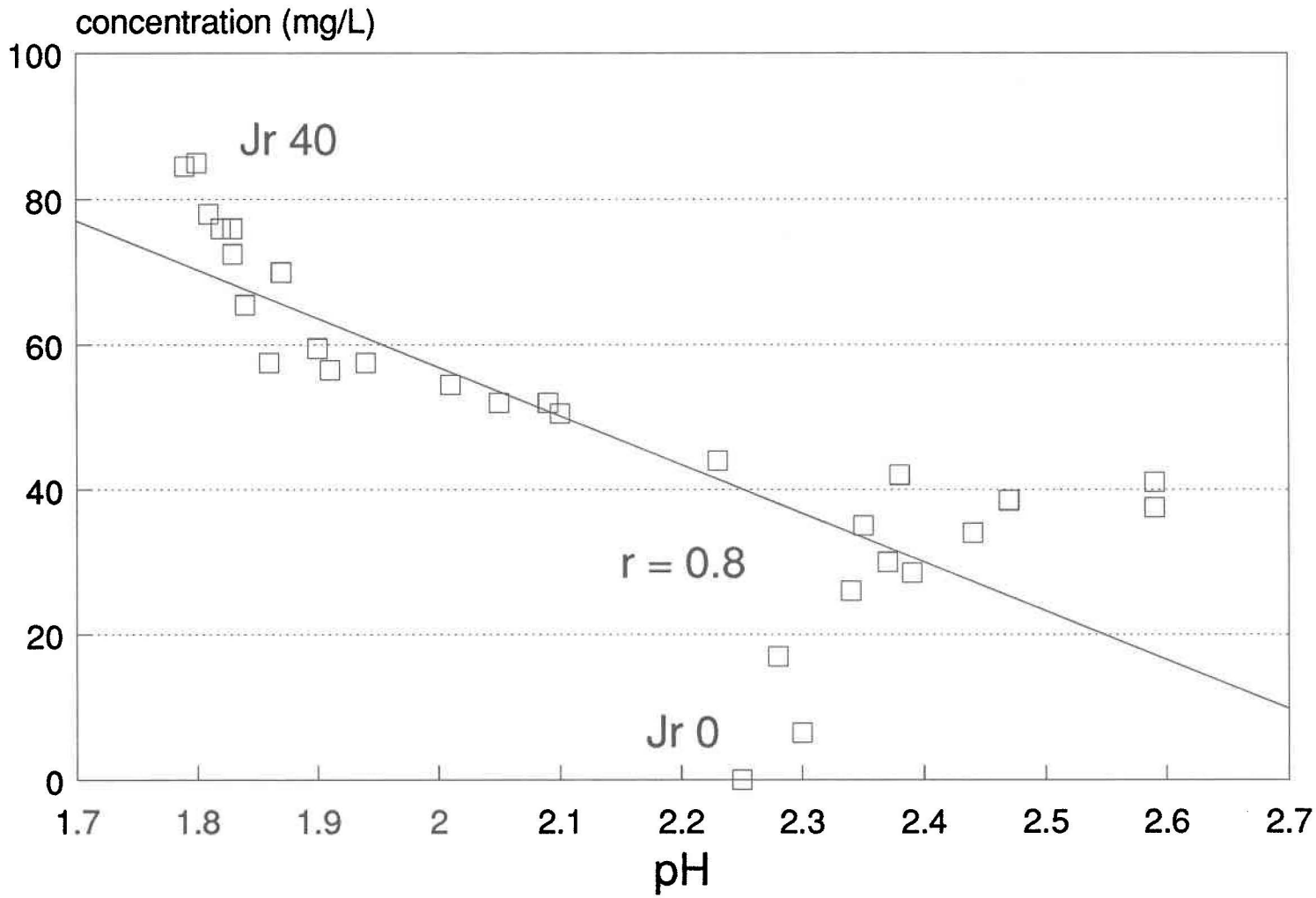


T_s: Temps de séjour

ANNEXE 7

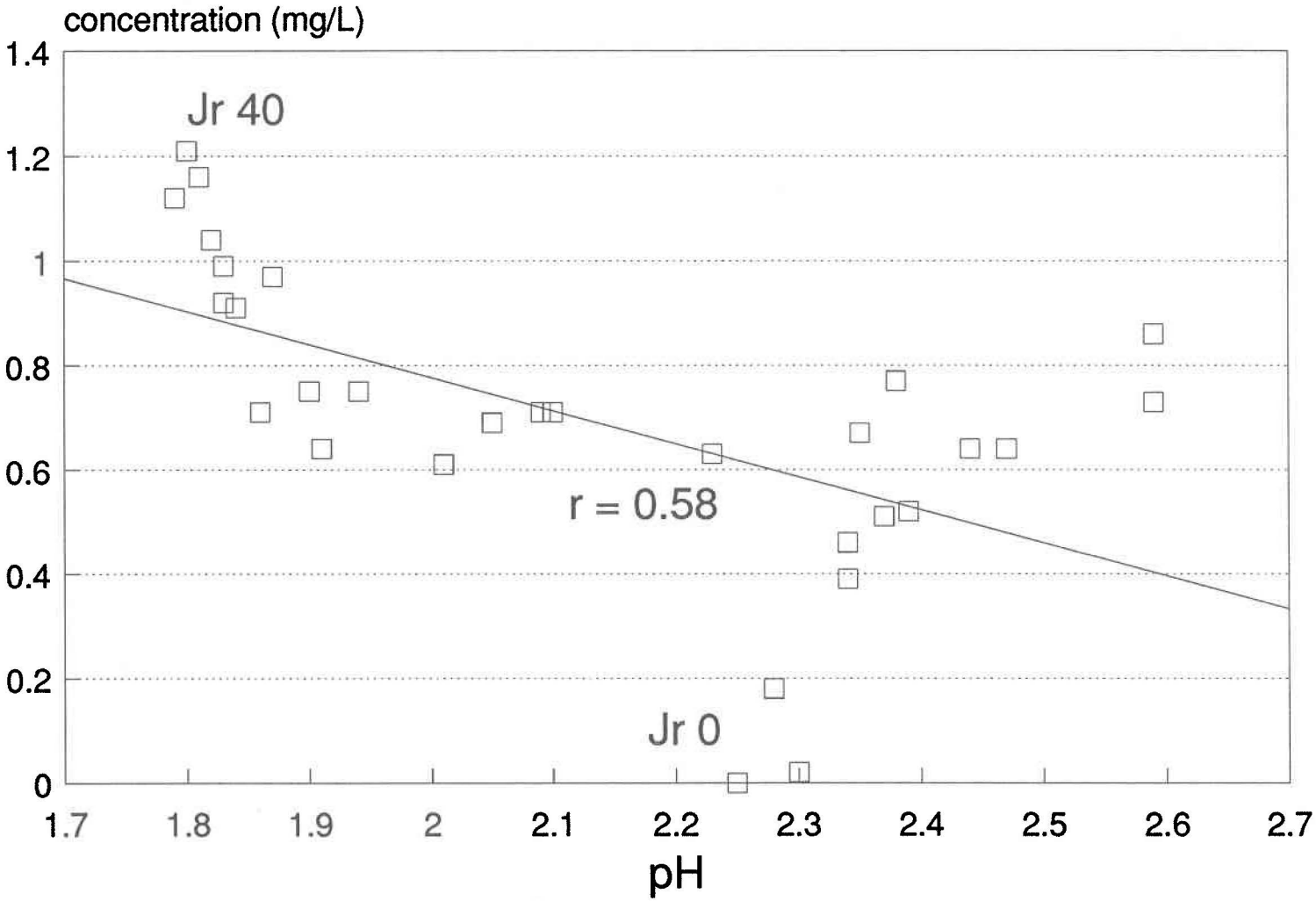
Graphiques des concentrations en métaux en fonction du pH (modes cuvée et continu)

Annexe 7a: Essai en mode cuvée
[Cu] en fonction du pH



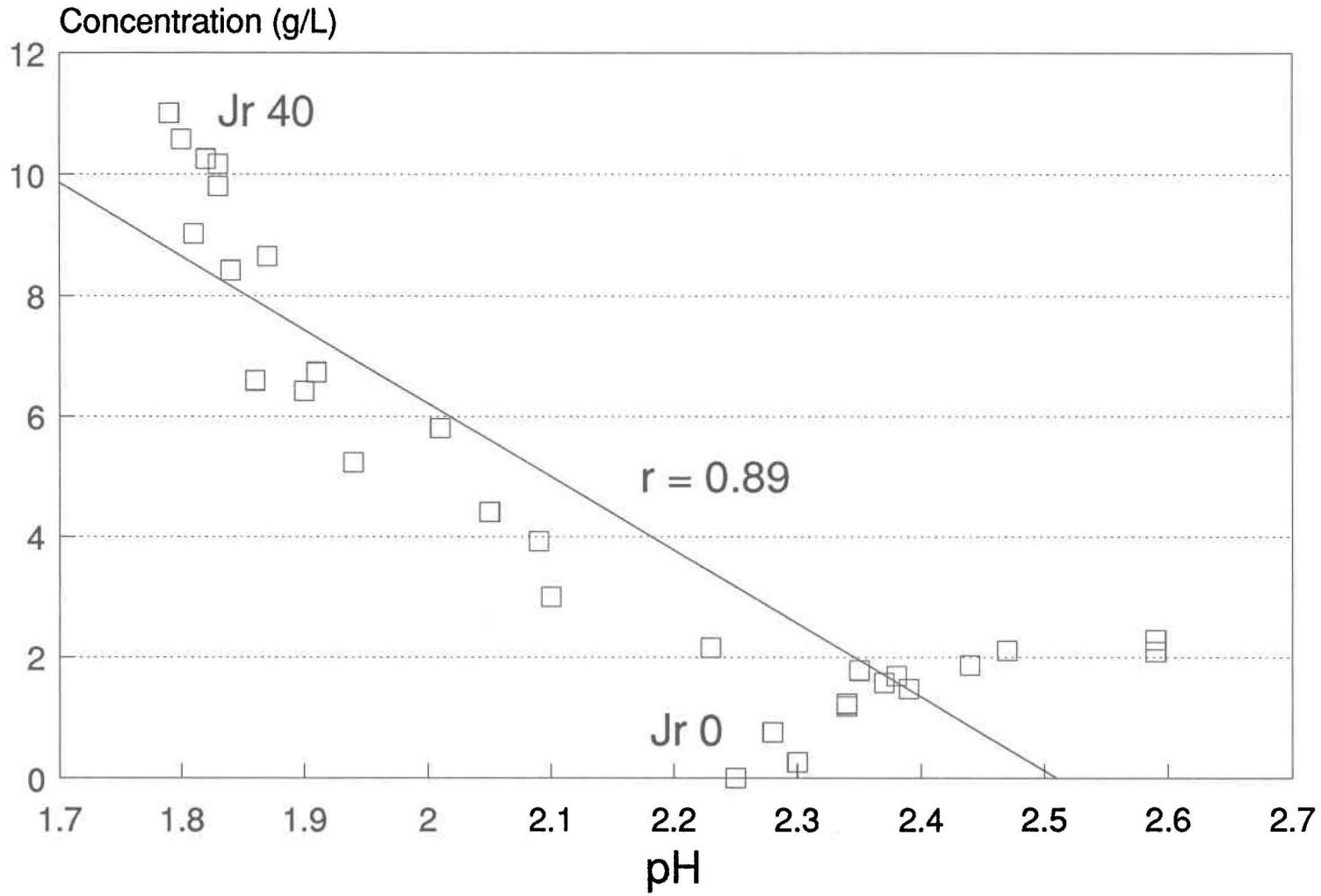
Densité de pulpe: 10%

Annexe 7b: Essai en mode cuvée
[Ni] en fonction du pH



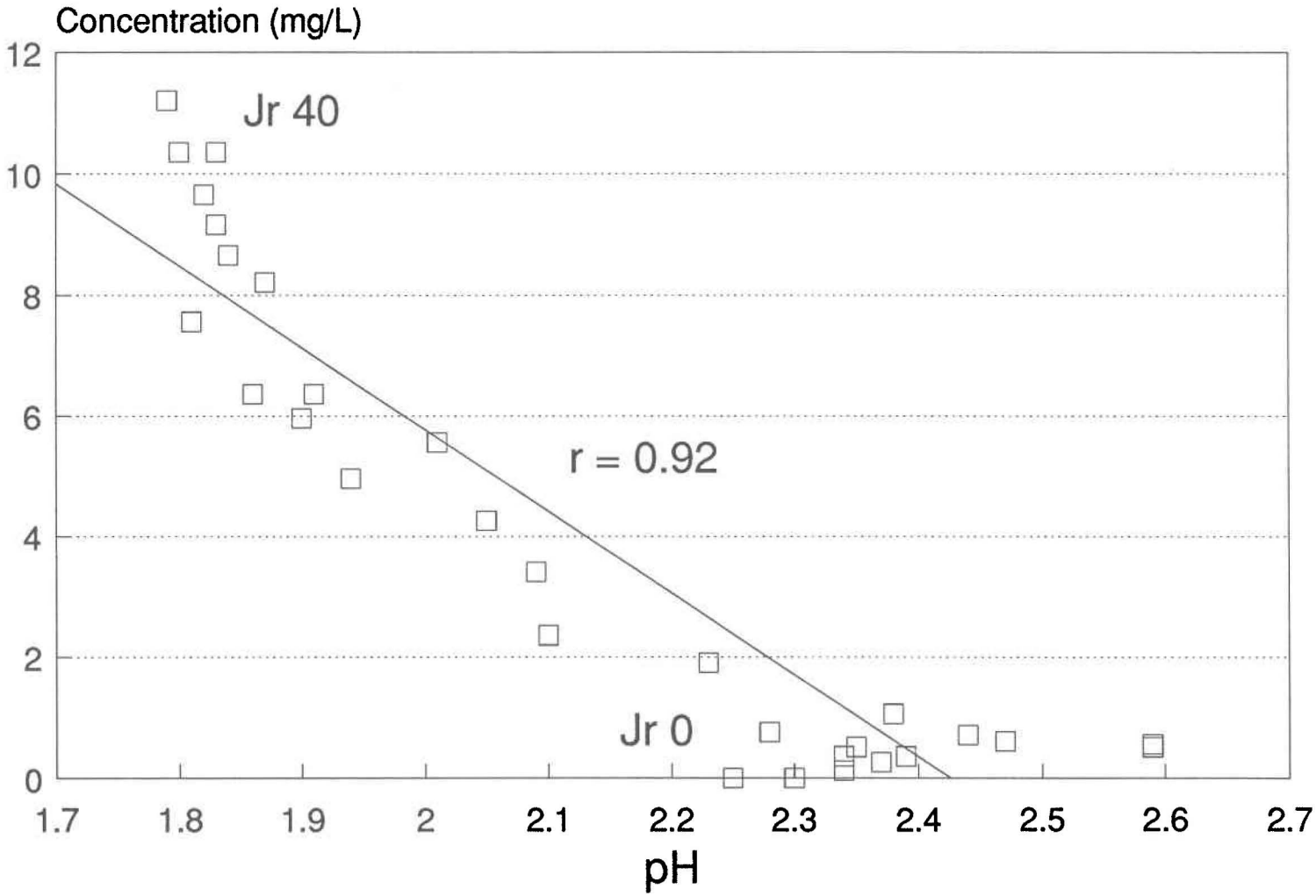
Densité de pulpe: 10%

Annexe 7c: Essai en mode cuvée
[Fe] en fonction du pH



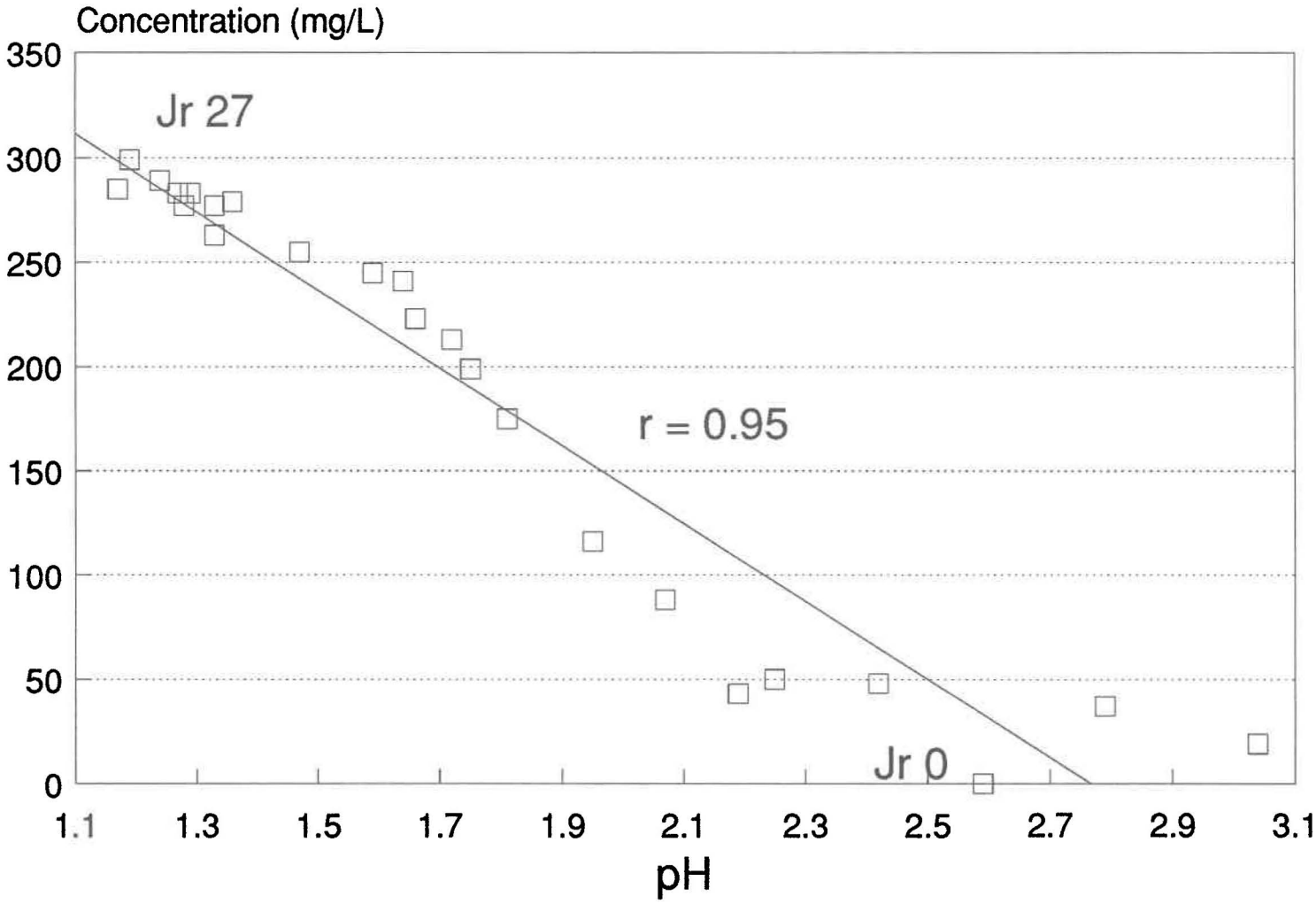
Densité de pulpe: 10%

Annexe 7d: Essai en mode cuvée
[Co] en fonction du pH



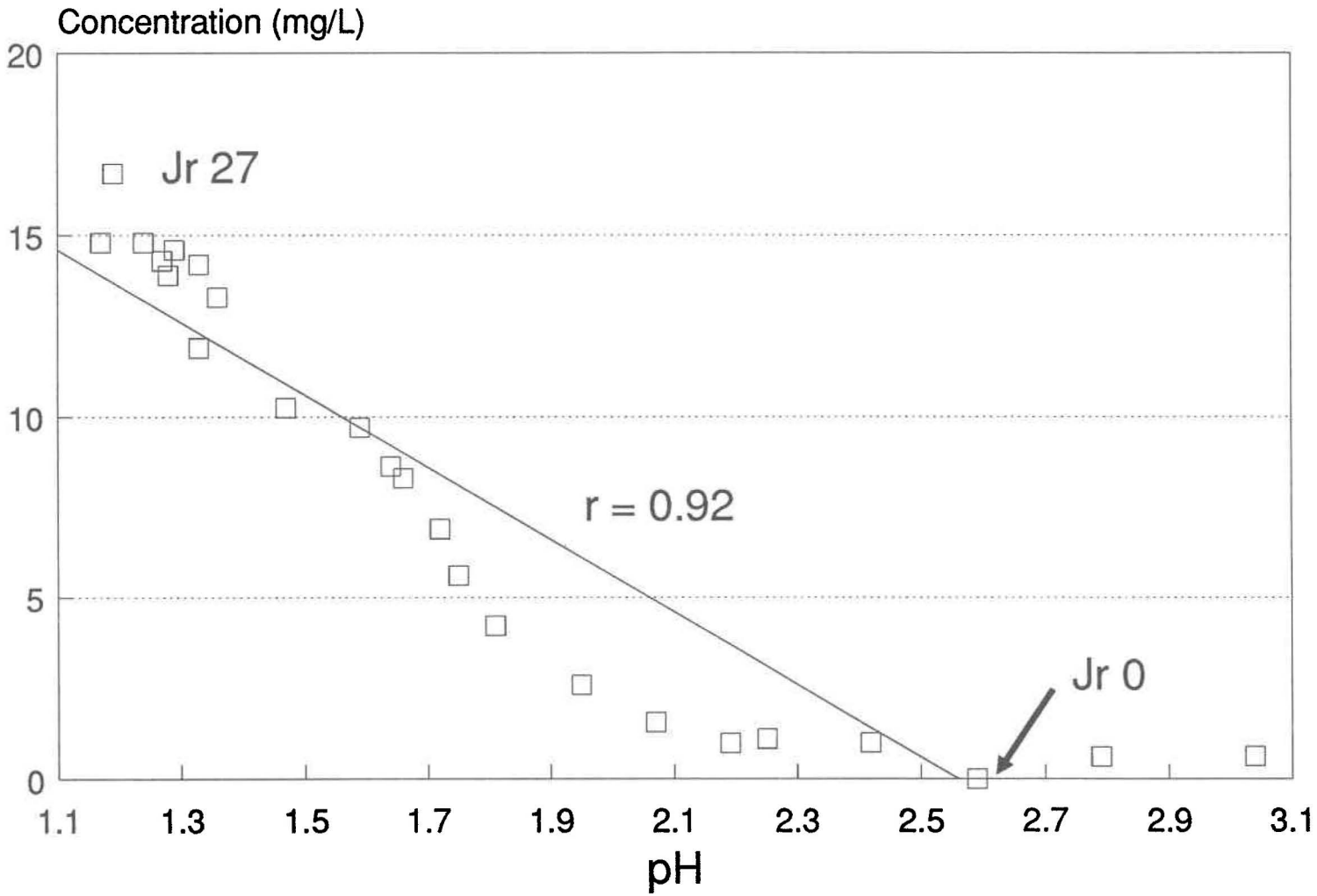
Densité de pulpe: 10%

Annexe 7e: Essai en mode cuvée
[Zn] en fonction du pH



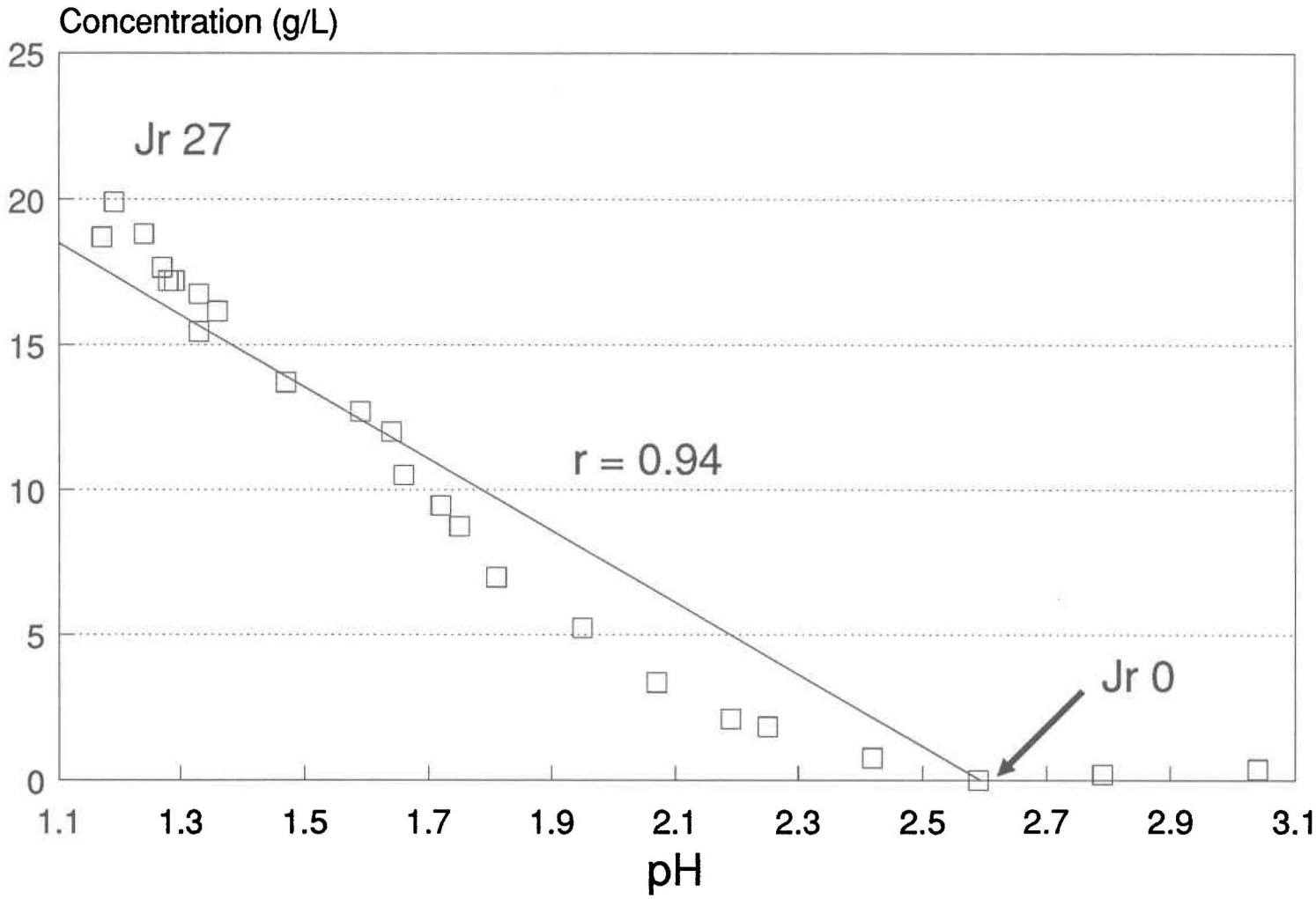
Densité de pulpe: 20%

Annexe 7f: Essai en mode cuvée
[Co] en fonction du pH



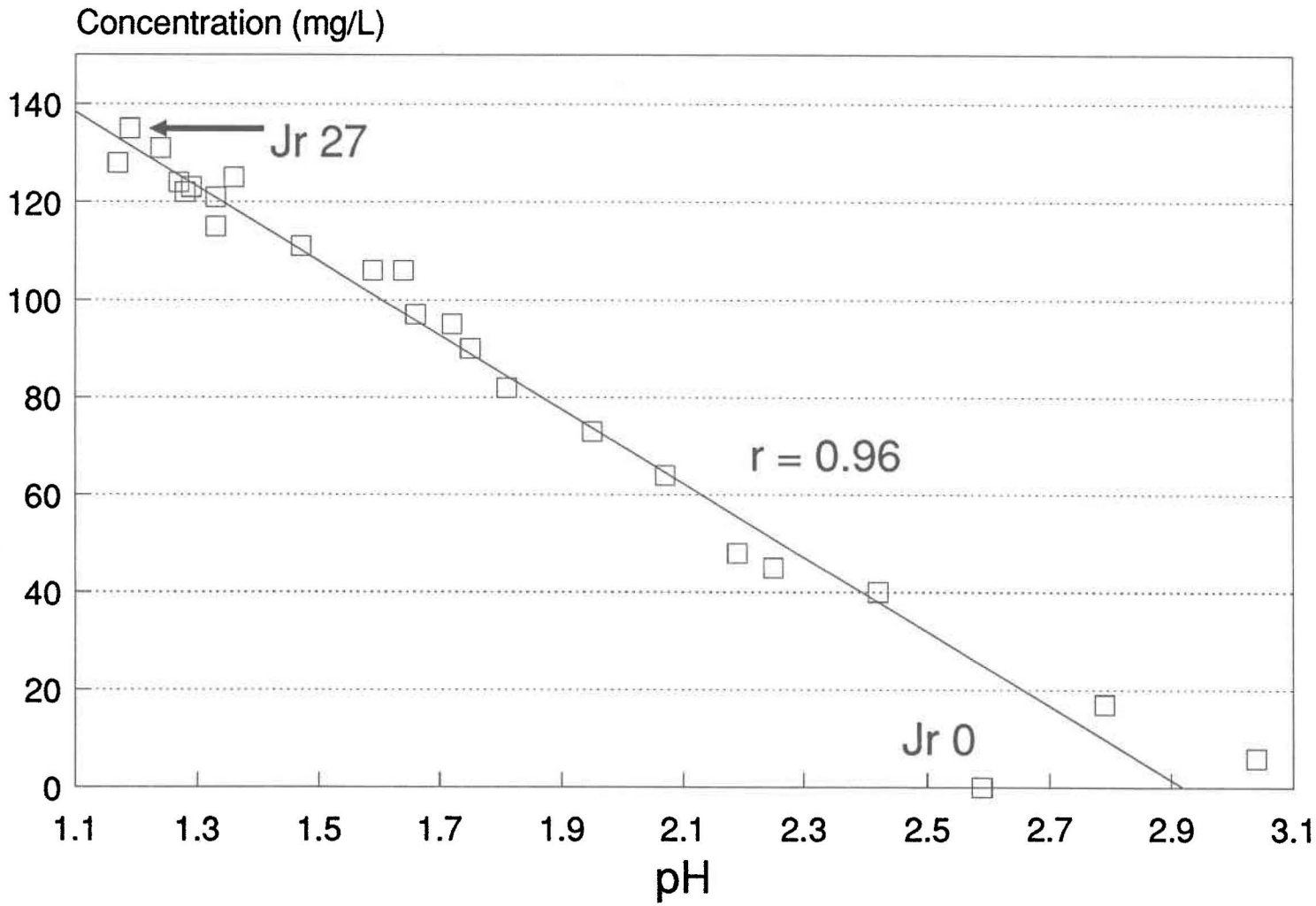
Densité de pulpe: 20%

Annexe 7g: Essai en mode cuvée
[Fe] en fonction du pH



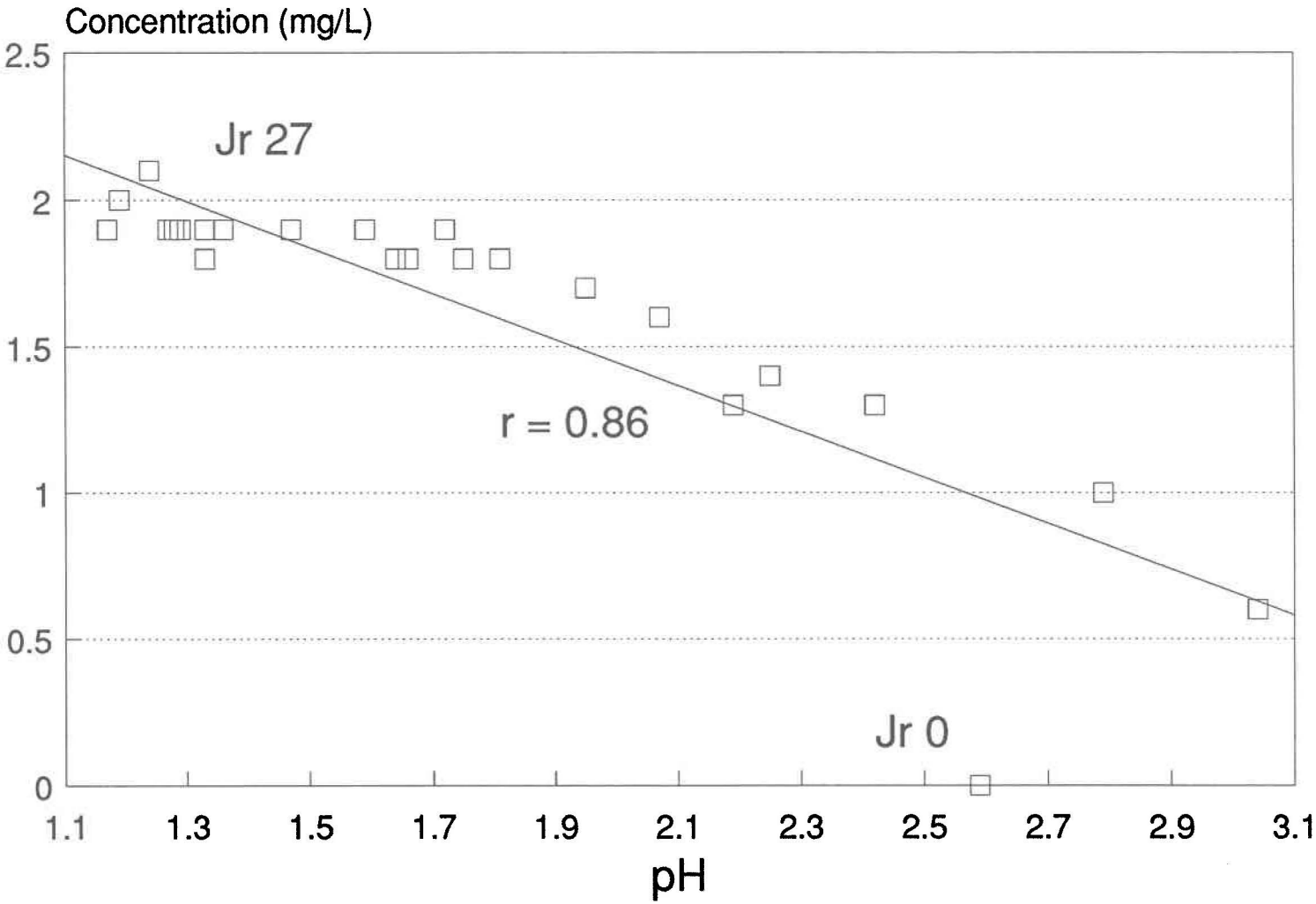
Densité de pulpe: 20%

Annexe 7h: Essai en mode cuvée
[Cu] en fonction du pH



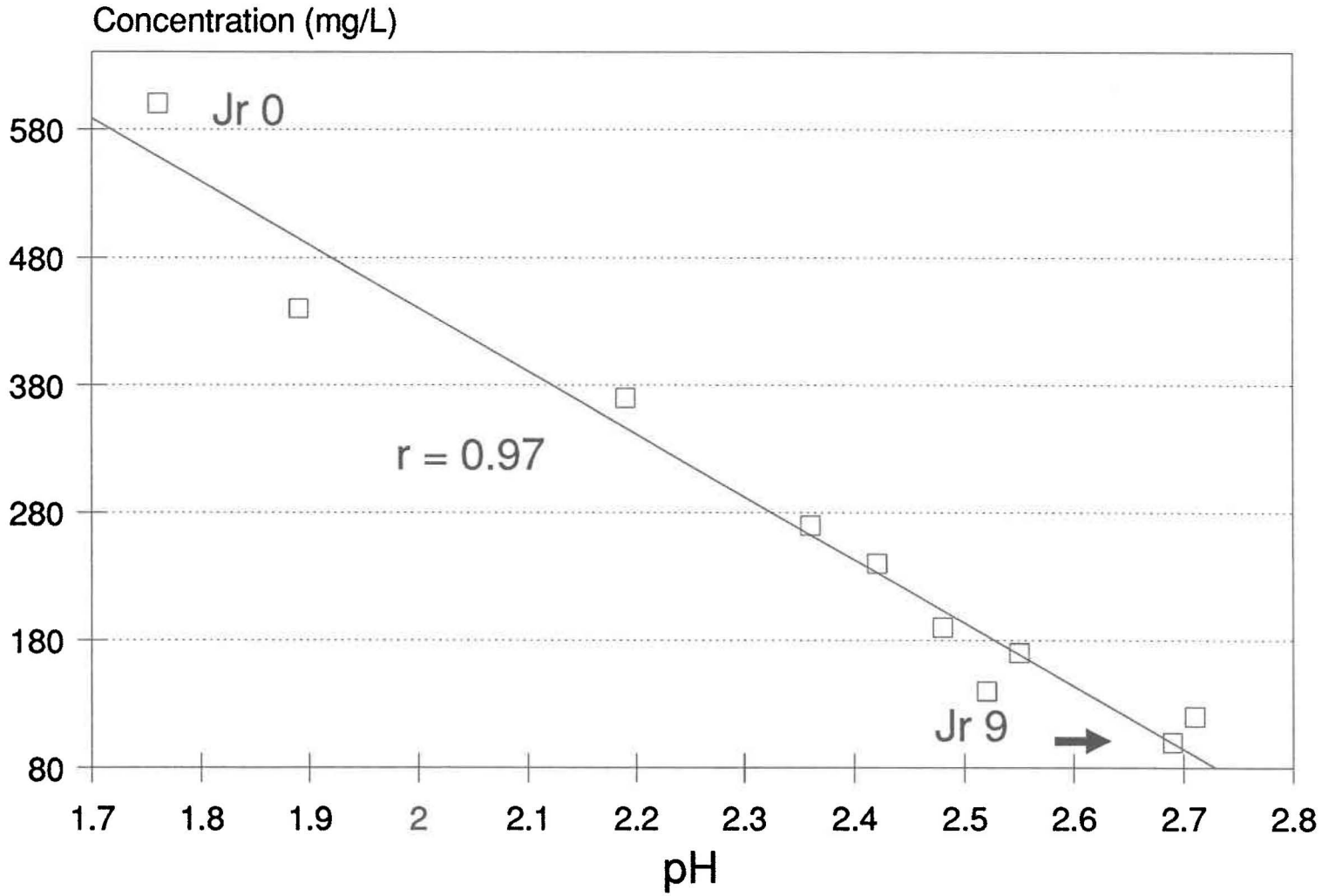
Densité de pulpe: 20%

Annexe 7i: Essai en mode cuvée
[Ni] en fonction du pH



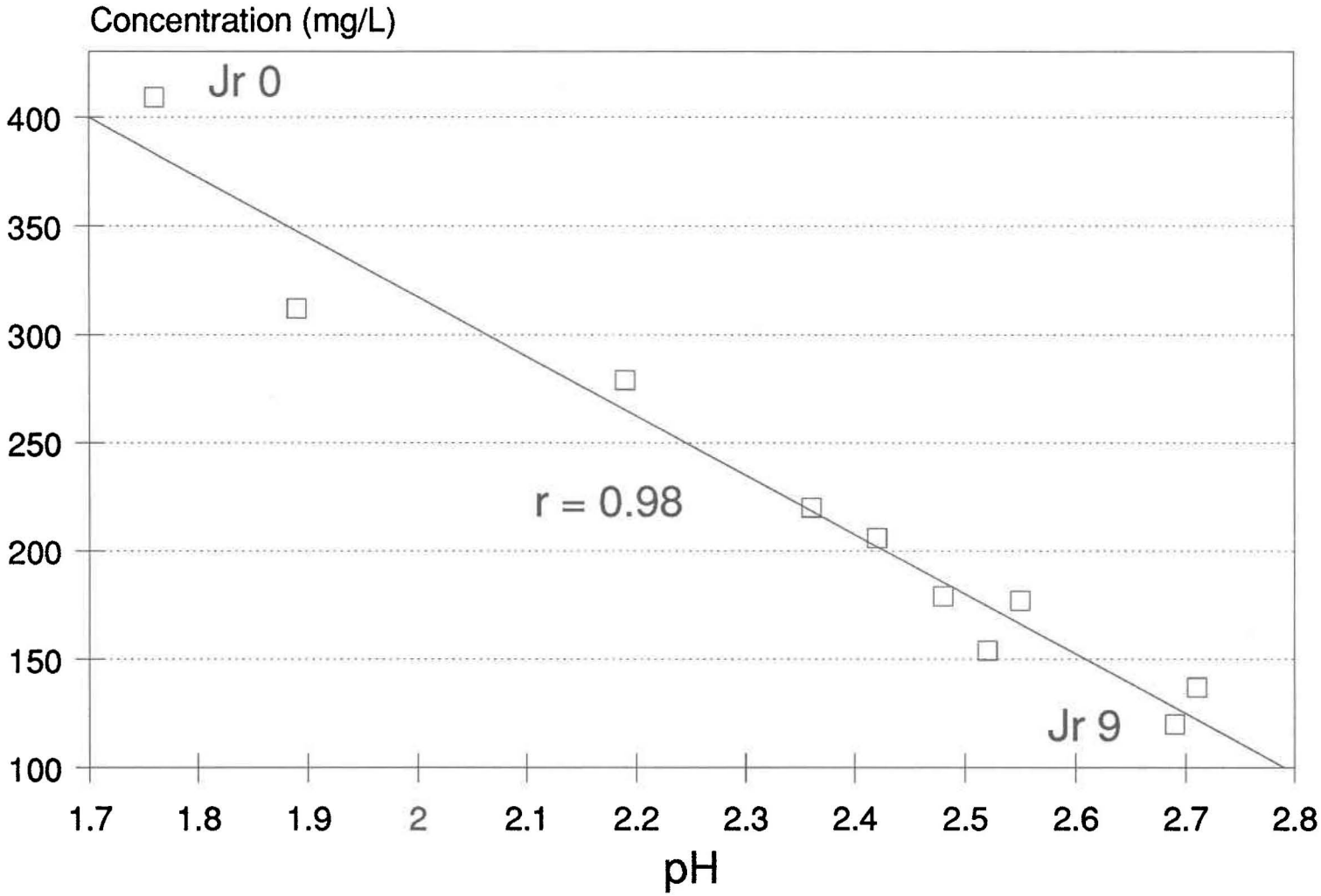
Densité de pulpe: 20%

Annexe 7j: Essai en mode continu
[Zn] en fonction du pH



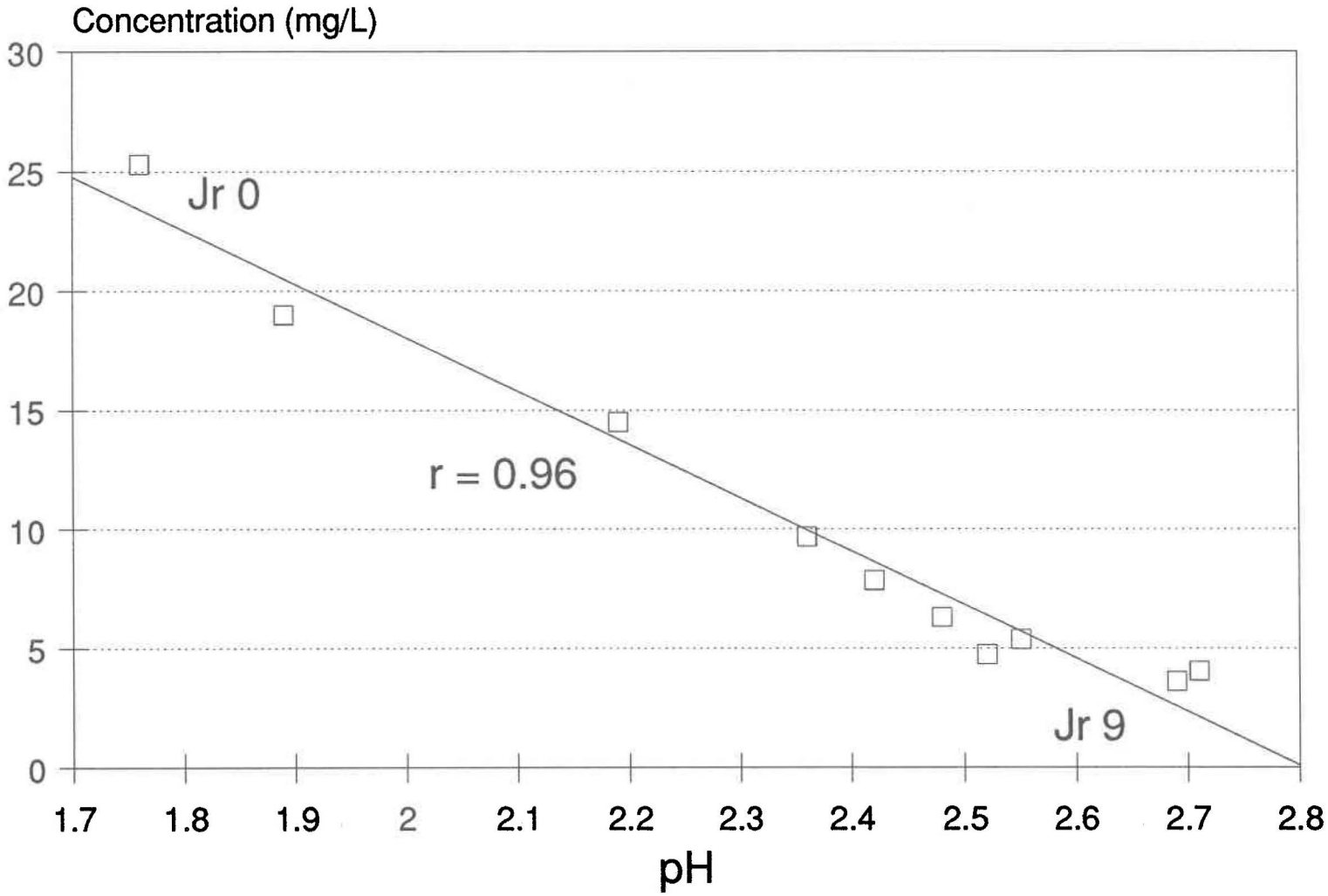
Temps de séjour: 3 jrs

Annexe 7k: Essai en mode continu
[Cu] en fonction du pH



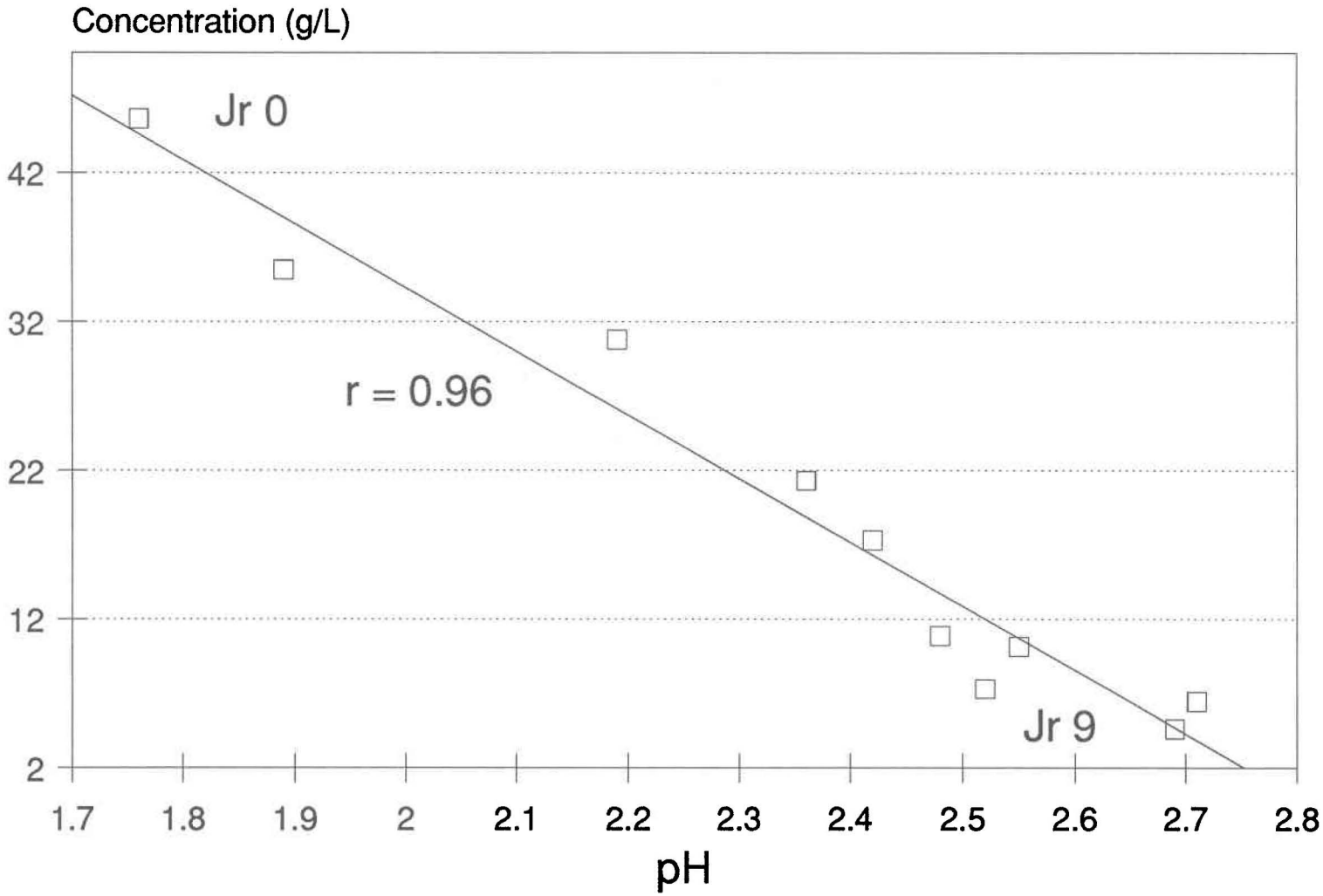
Temps de séjour: 3 jrs

Annexe 7I: Essai en mode continu
[Co] en fonction du pH



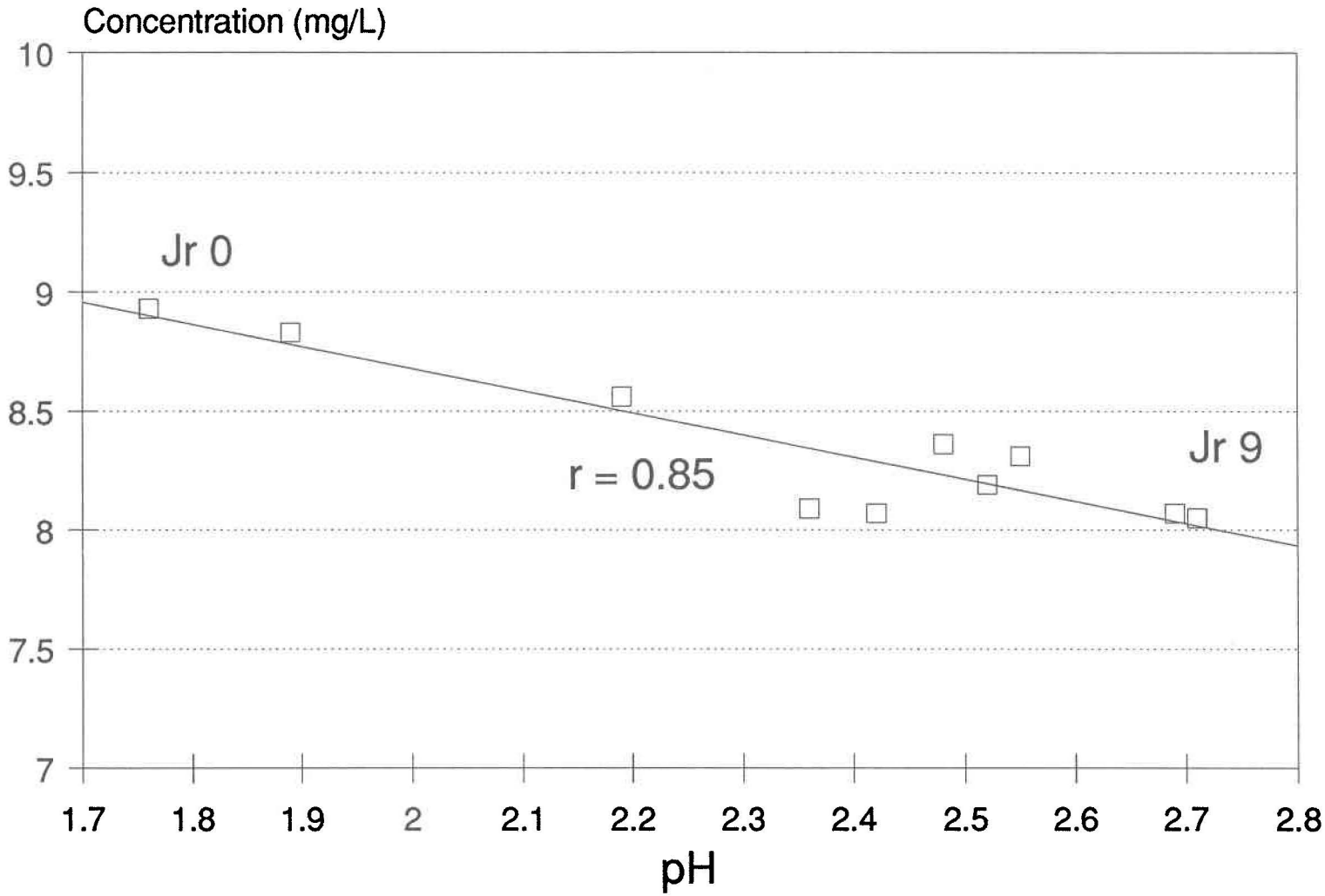
Temps de séjour: 3 jrs

Annexe 7m: Essai en mode continu
[Fe] en fonction du pH



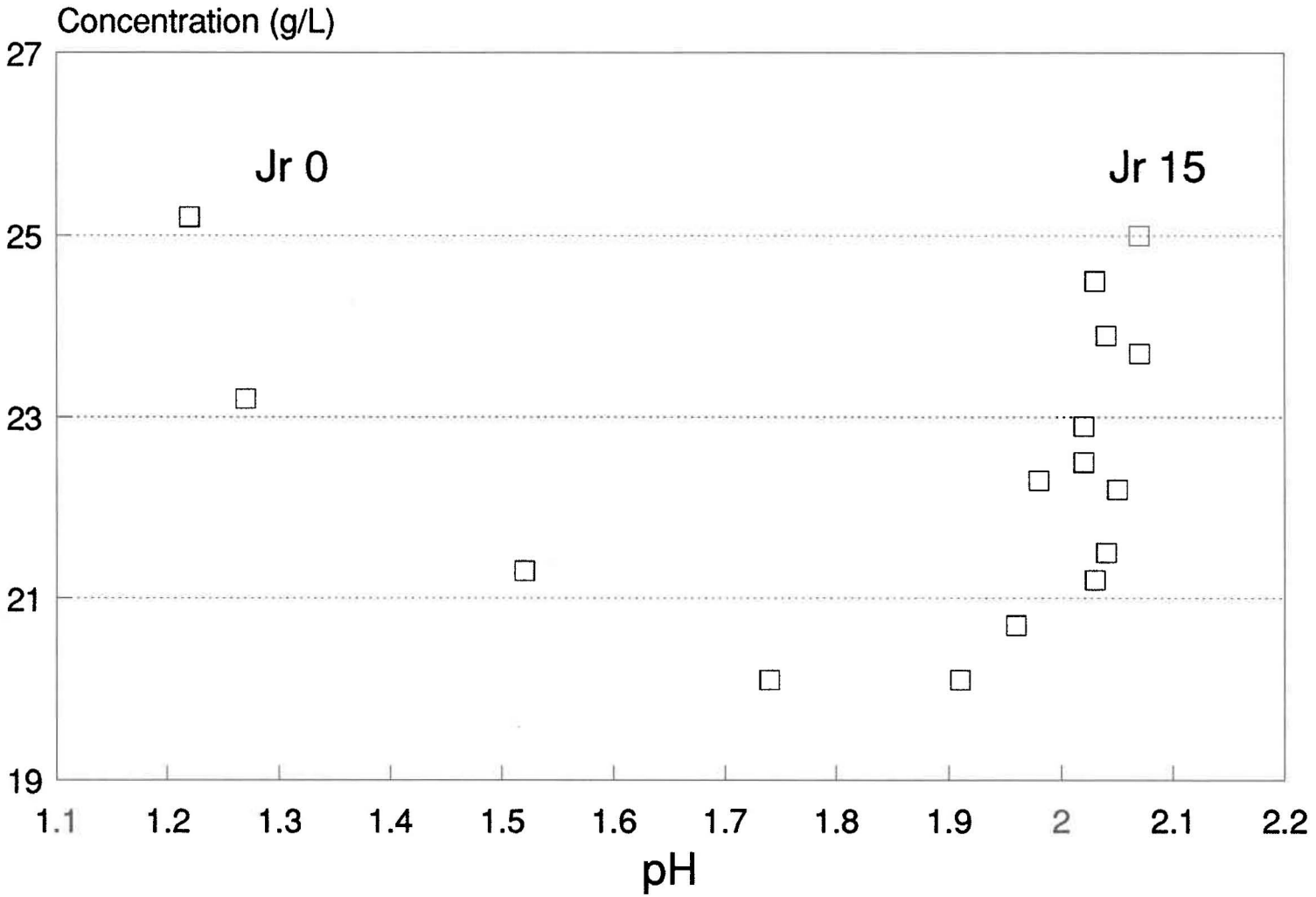
Temps de séjour: 3 jrs

Annexe 7n: Essai en mode continu
[Ni] en fonction du pH



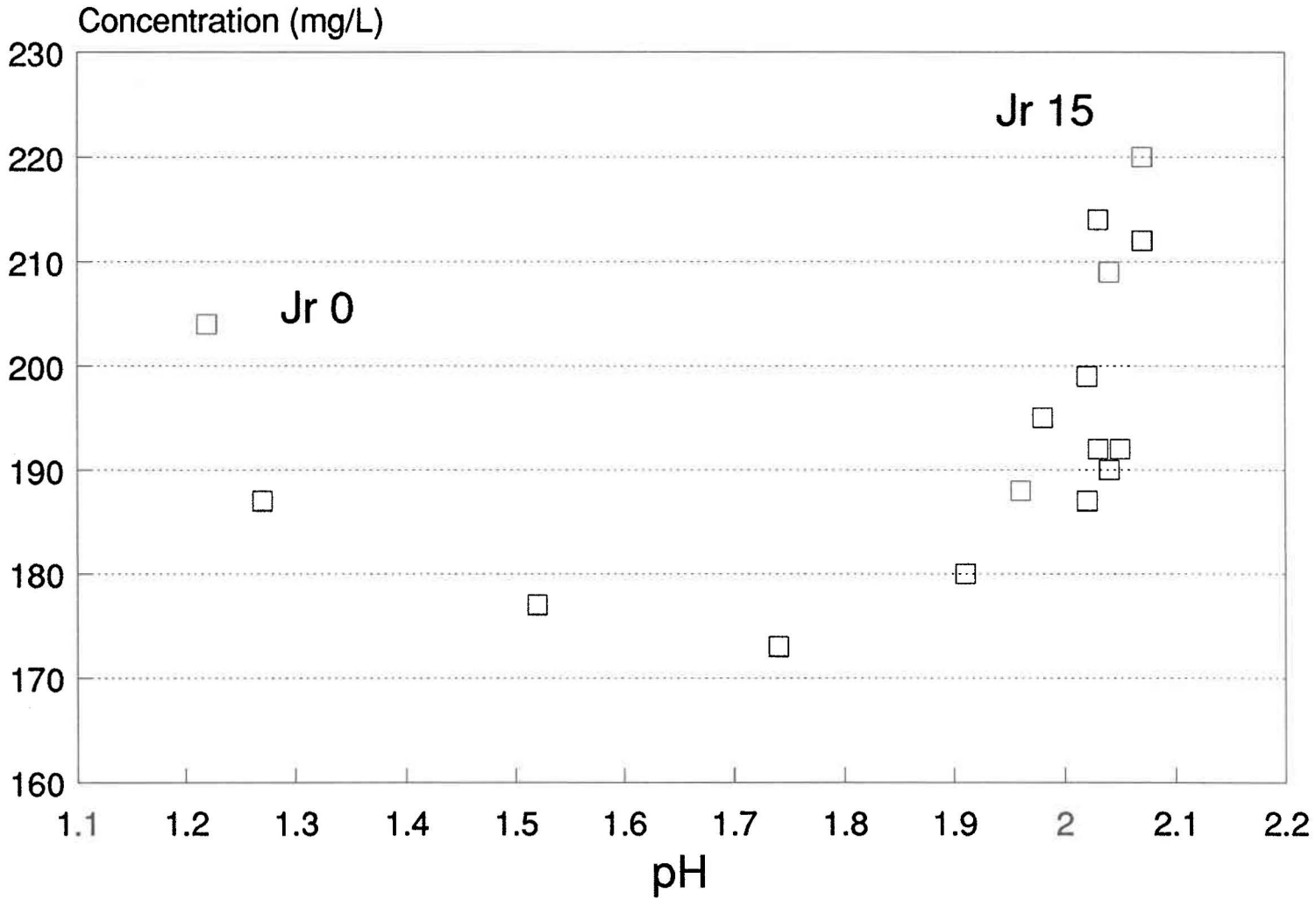
Temps de séjour: 3 jrs

Annexe 7o: Essai en mode continu
[Fe] en fonction du pH



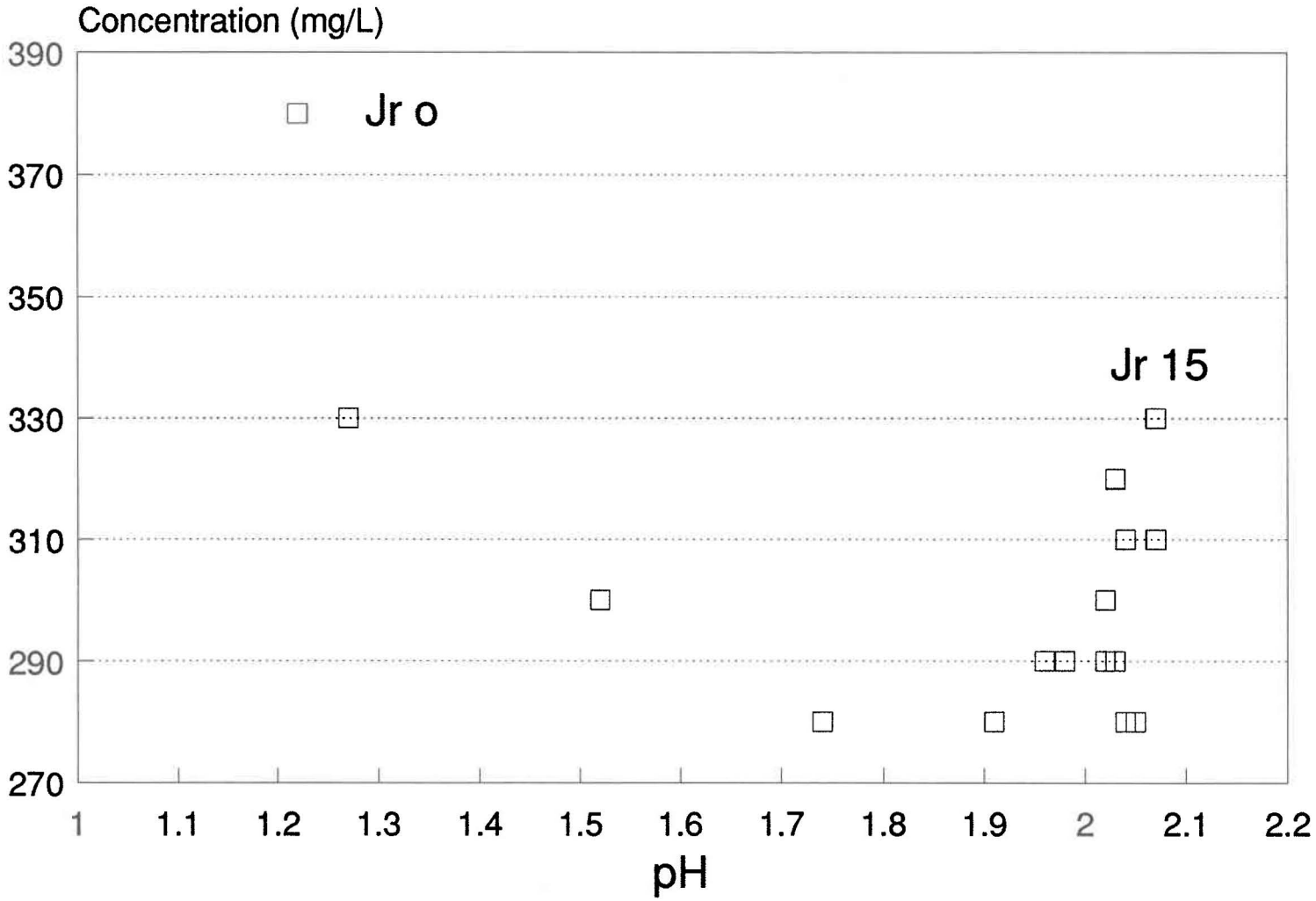
Temps de séjour: 5 jrs

Annexe 7p: Essai en mode continu
[Cu] en fonction du pH



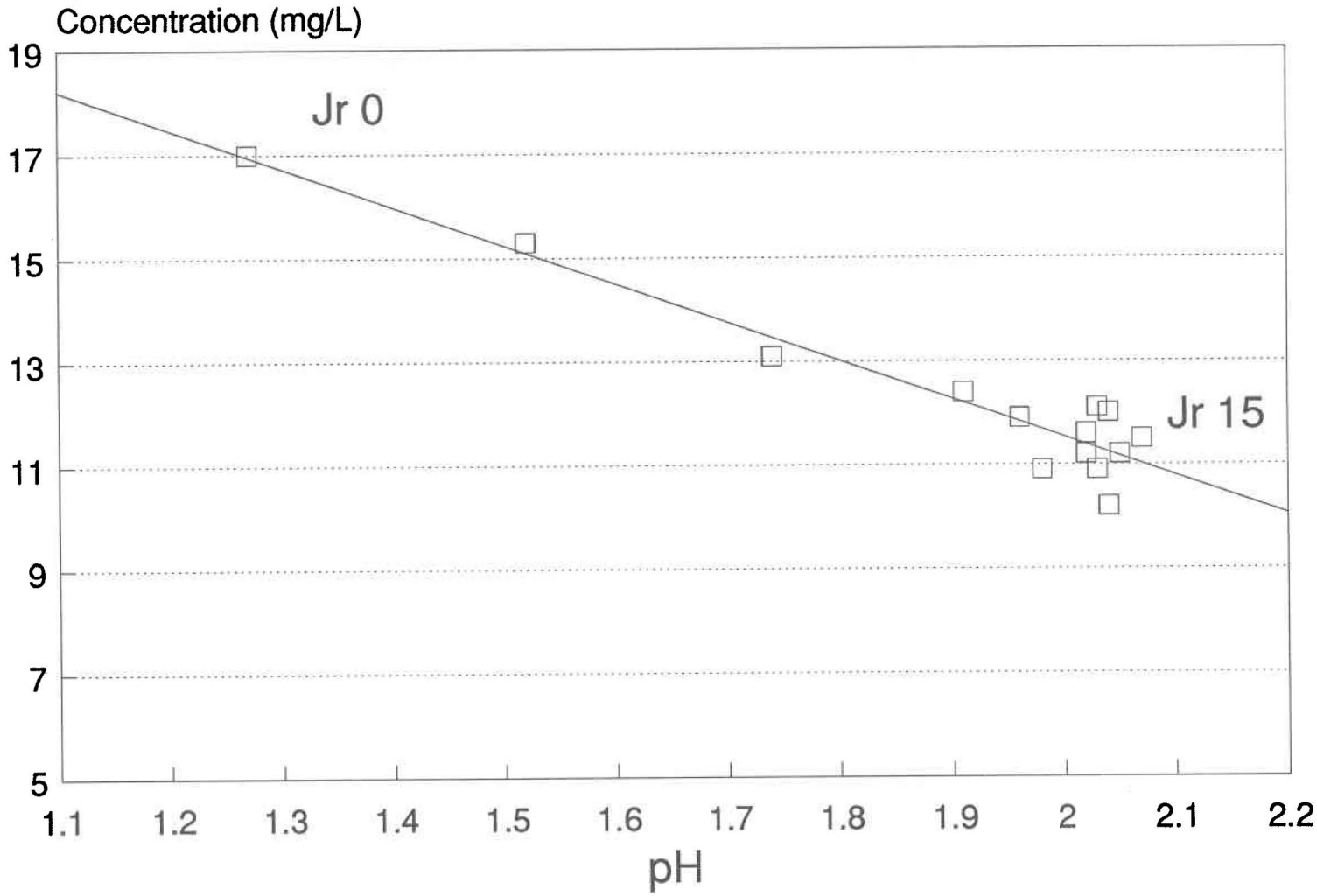
Temps de séjour: 5 jrs

Annexe 7q: Essai en mode continu
[Zn] en fonction du pH



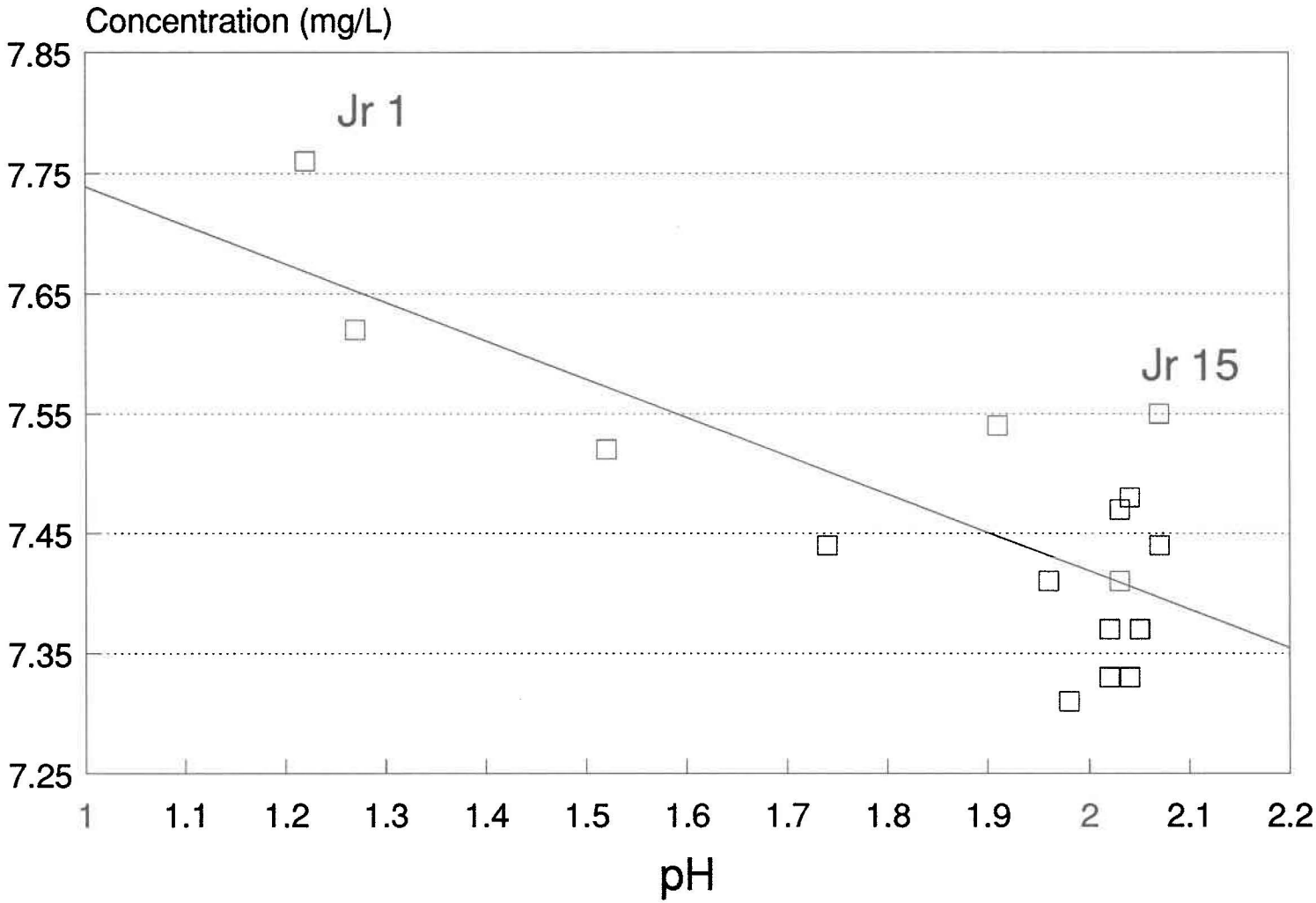
Temps de séjour: 5 jrs

Annexe 7r: Essai en mode continu
[Co] en fonction du pH



Temps de séjour: 5 jrs

Annexe 7s: Essai en mode continu
[Ni] en fonction du pH

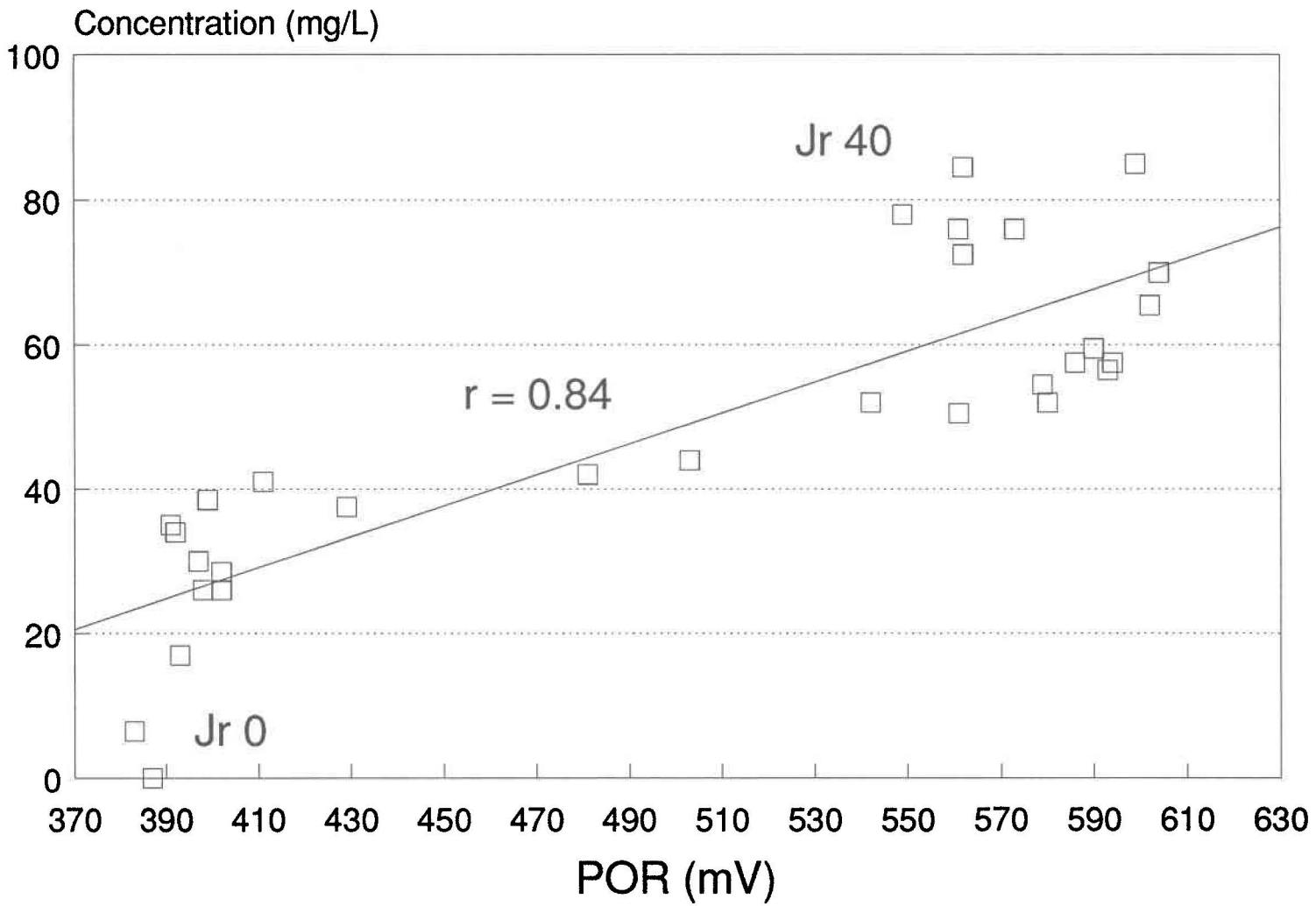


Temps de séjour: 5 jrs

ANNEXE 8

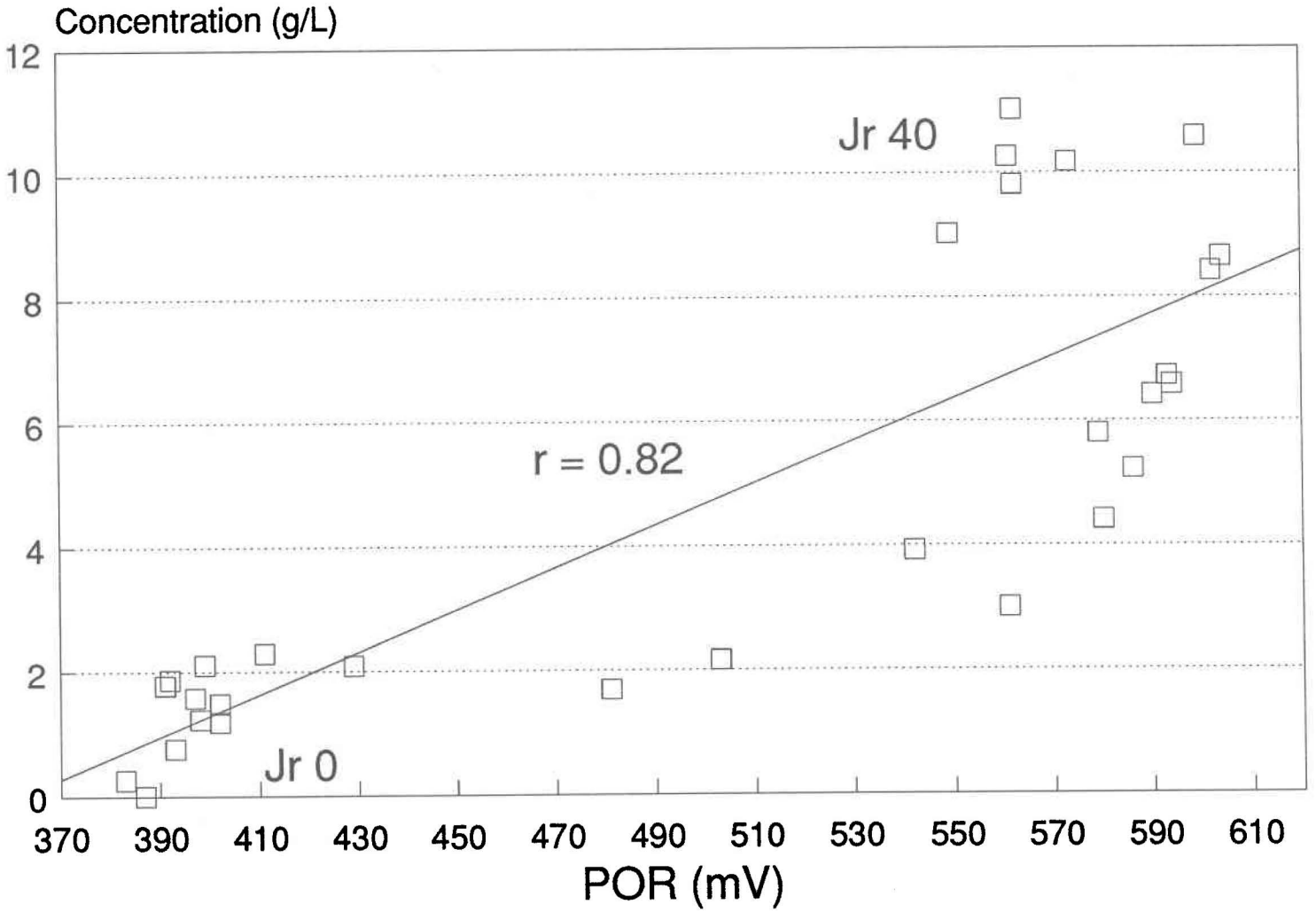
Graphiques des ocncentrations en métaux en fonction du POR (modes cuvée et continu)

Annexe 8a: Essai en mode cuvée
[Cu] en fonction du POR



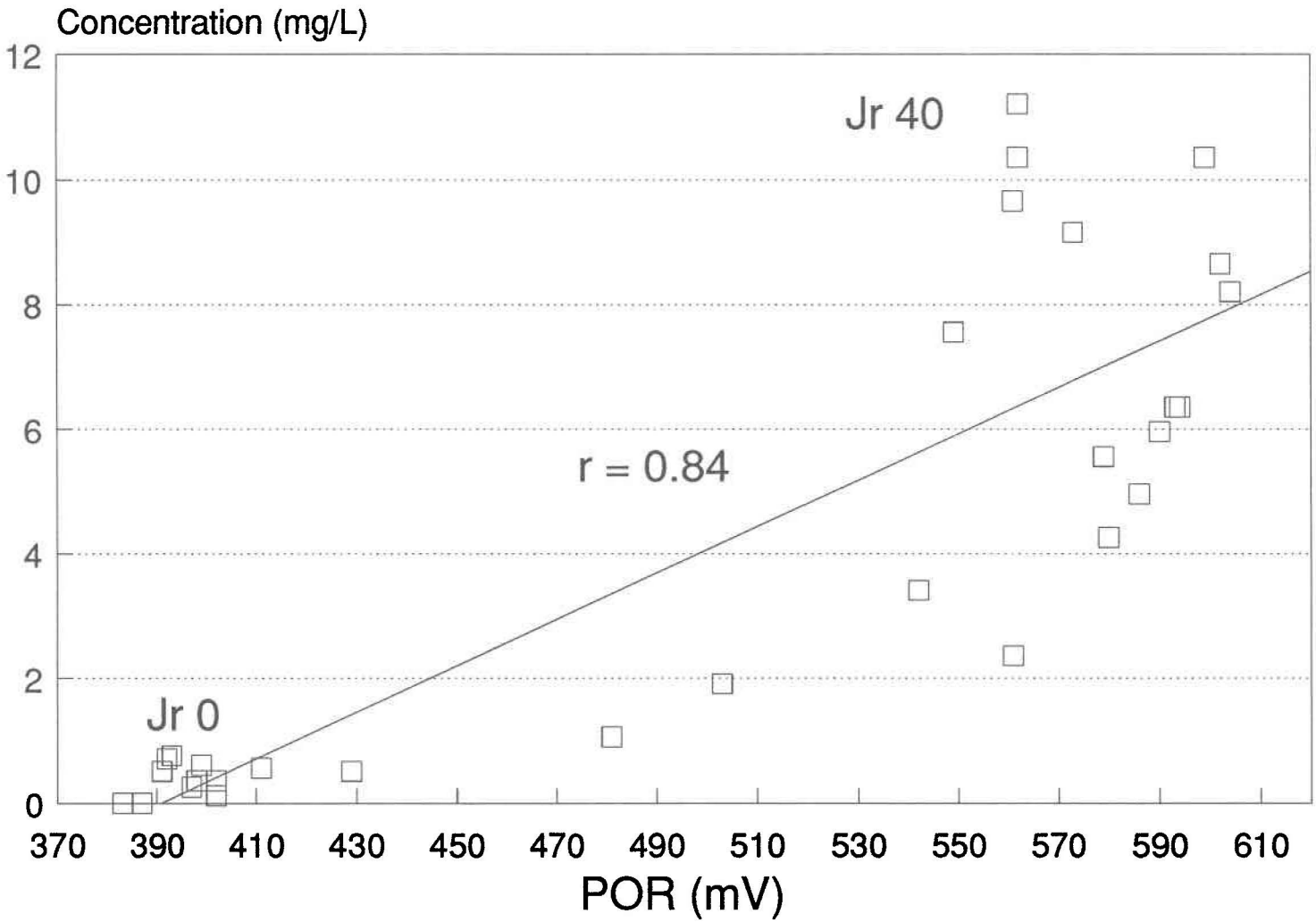
Densité de pulpe: 10%

Annexe 8b: Essai en mode cuvée
[Fe] en fonction du POR



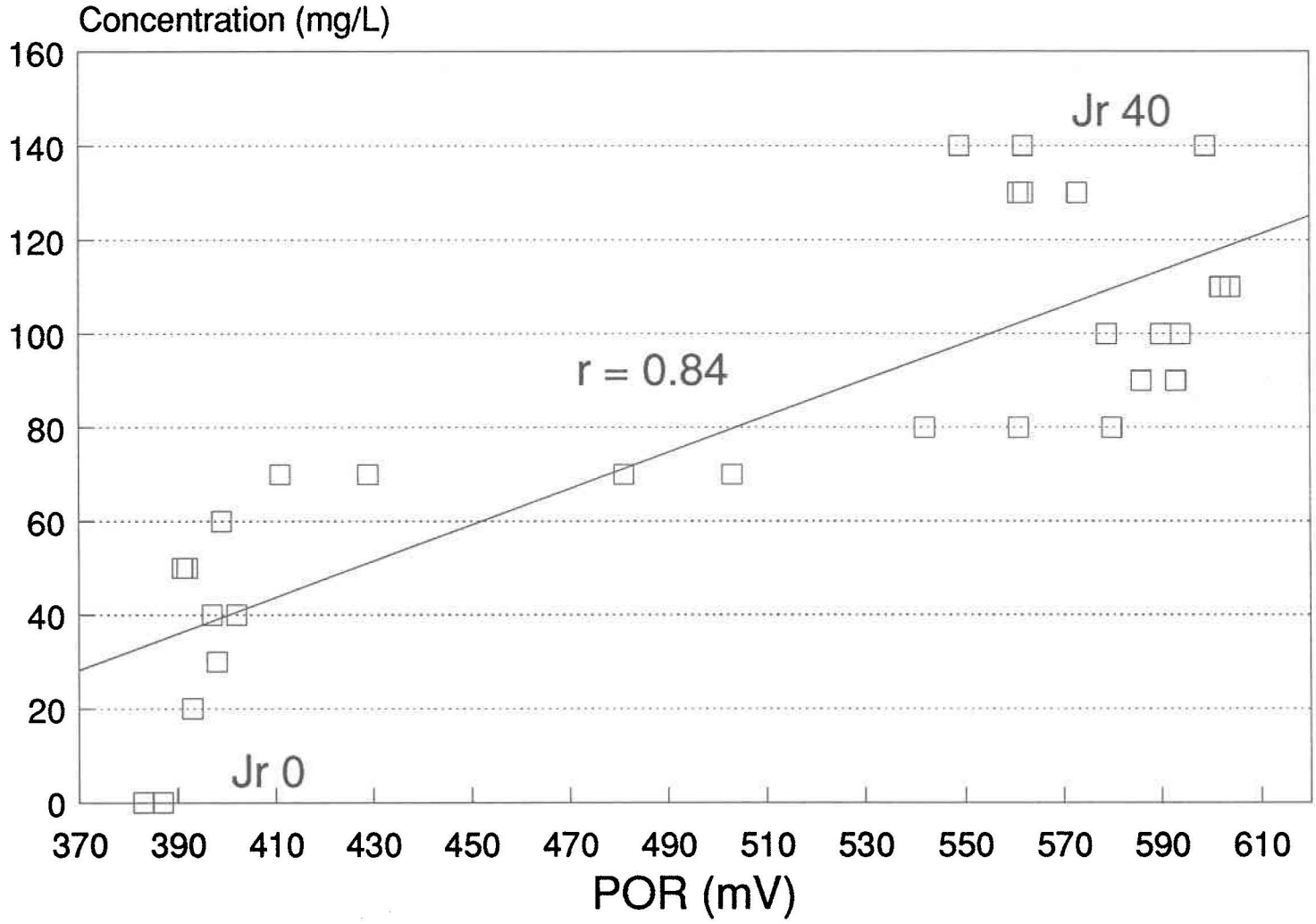
Densité de pulpe: 10%

Annexe 8c: Essai en mode cuvée
[Co] en fonction du POR



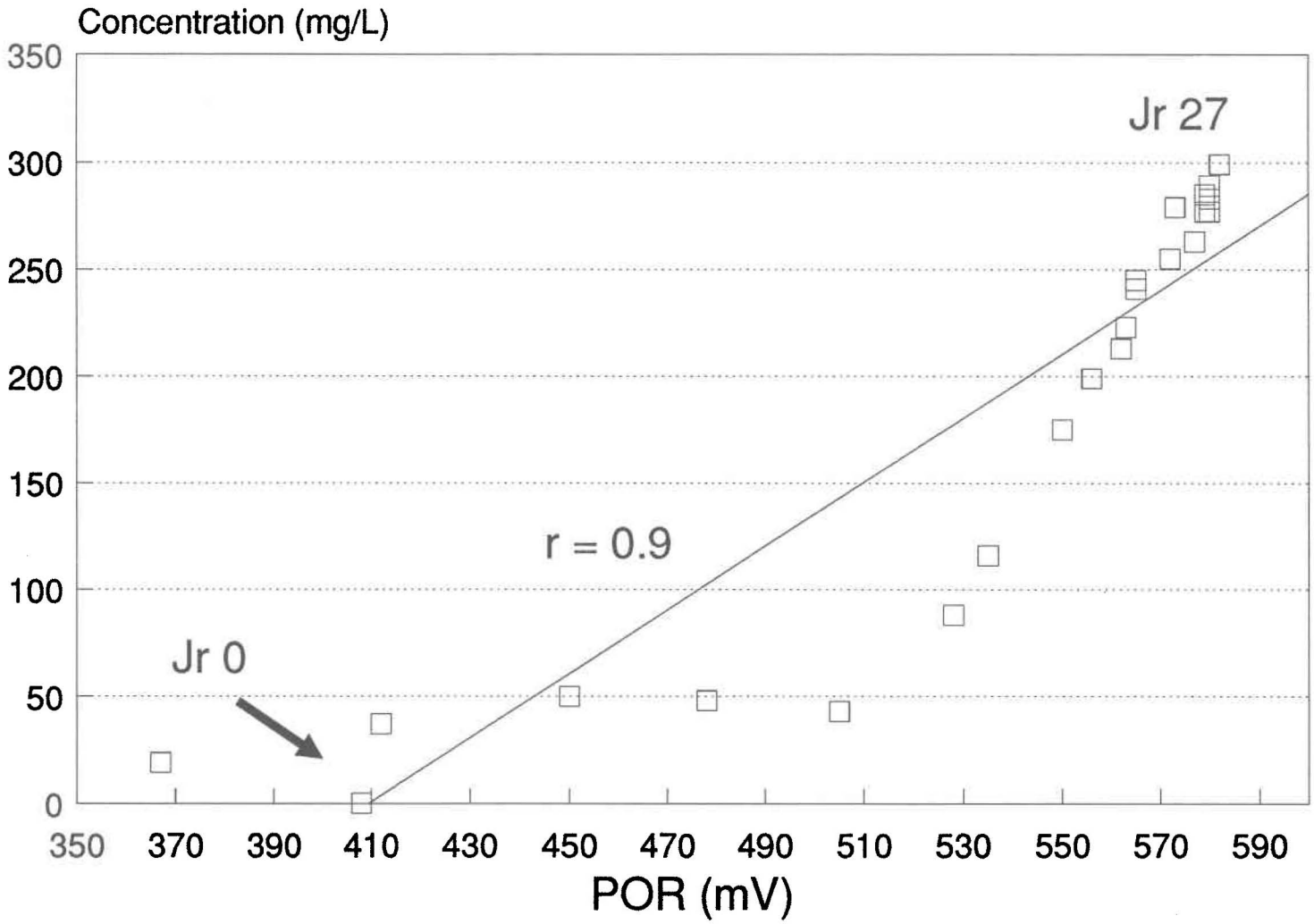
Densité de pulpe: 10%

Annexe 8d: Essai en mode cuvée
[Zn] en fonction du POR



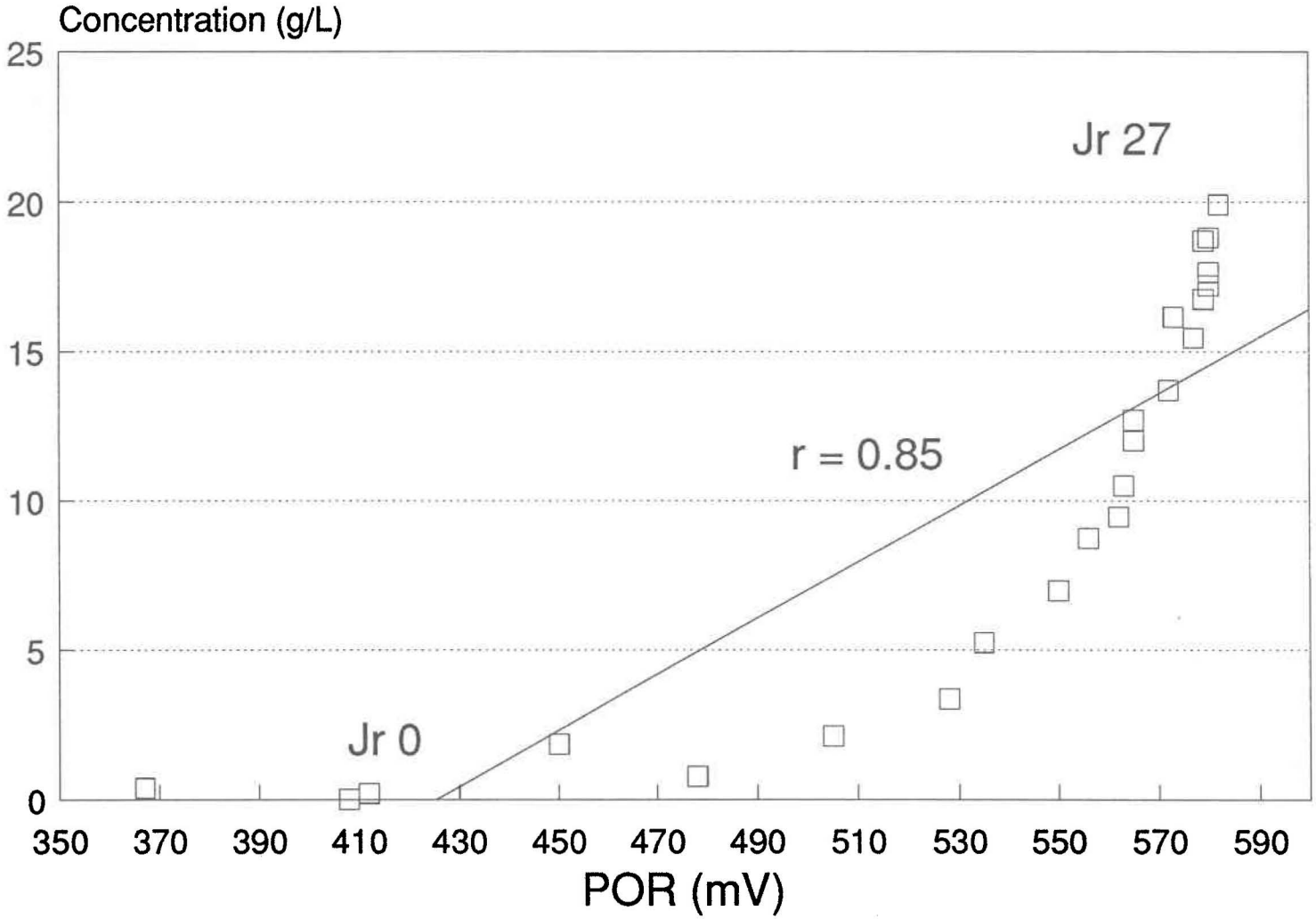
Densité de pulpe: 10%

Annexe 8e: Essai en mode cuvée
[Zn] en fonction du POR



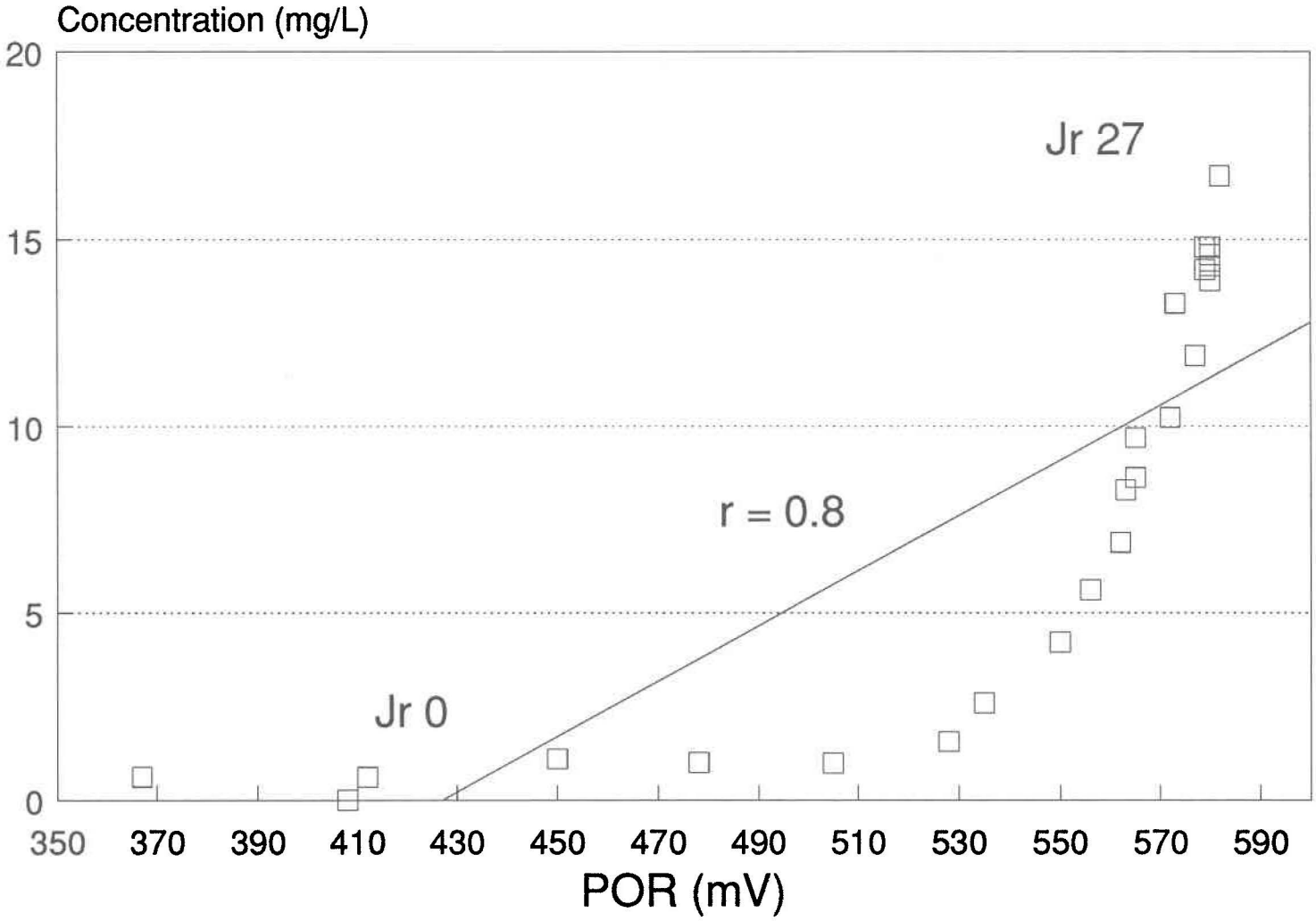
Densité de pulpe: 20%

Annexe 8f: Essai en mode cuvée
[Fe] en fonction du POR



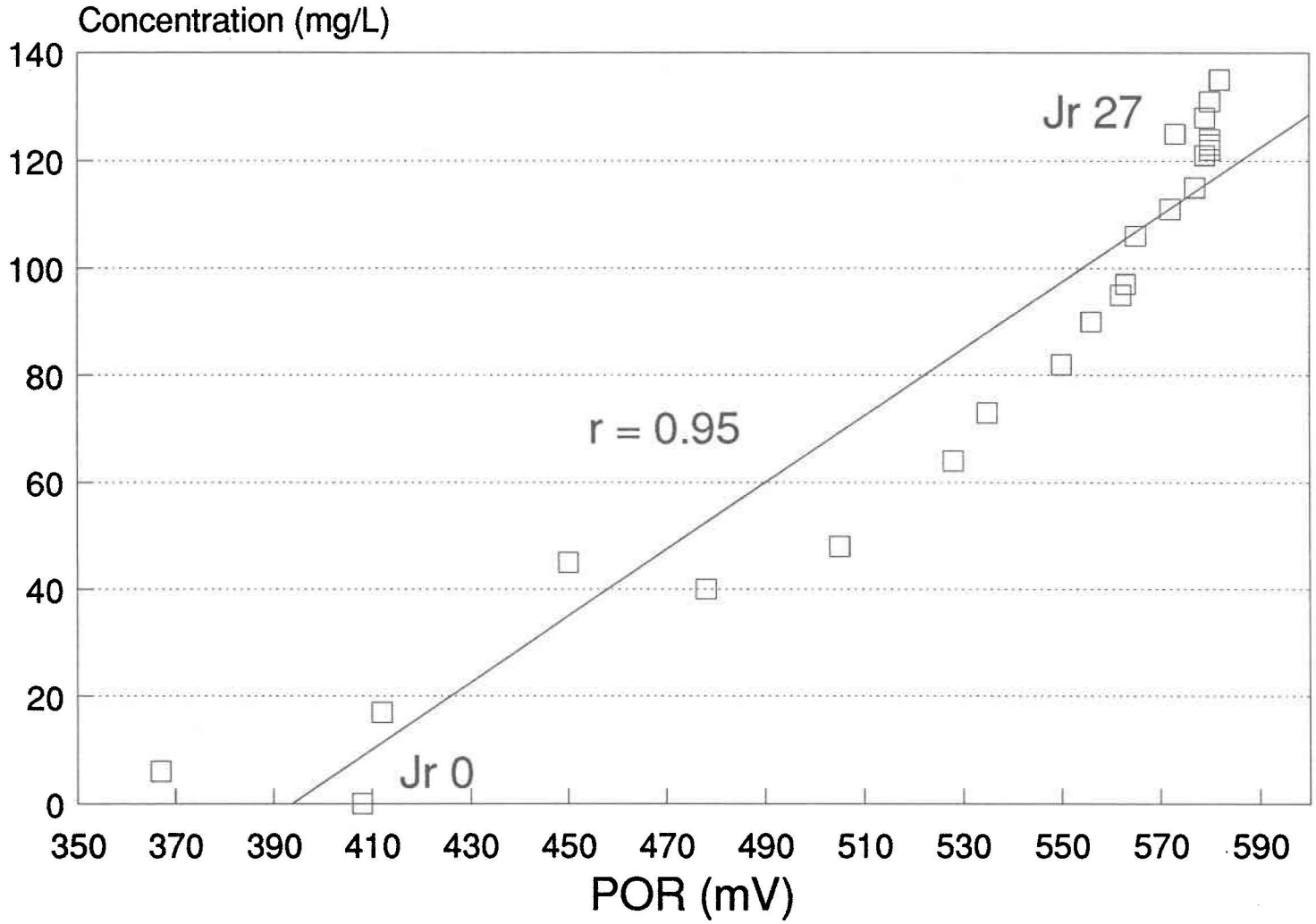
Densité de pulpe: 20%

Annexe 8g: Essai en mode cuvée
[Co] en fonction du POR



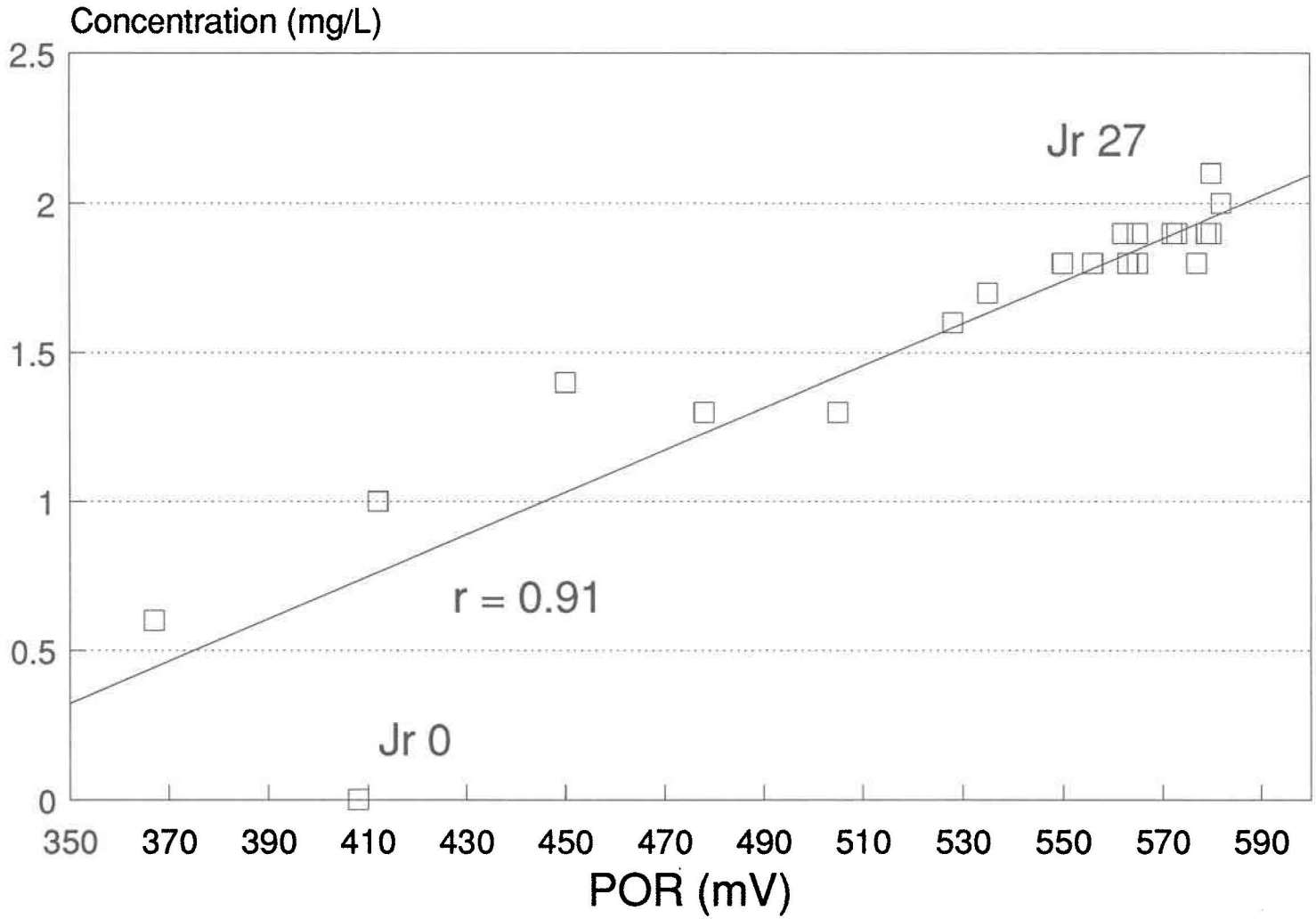
Densité de pulpe: 20%

Annexe 8h: Essai en mode cuvée
[Cu] en fonction du POR



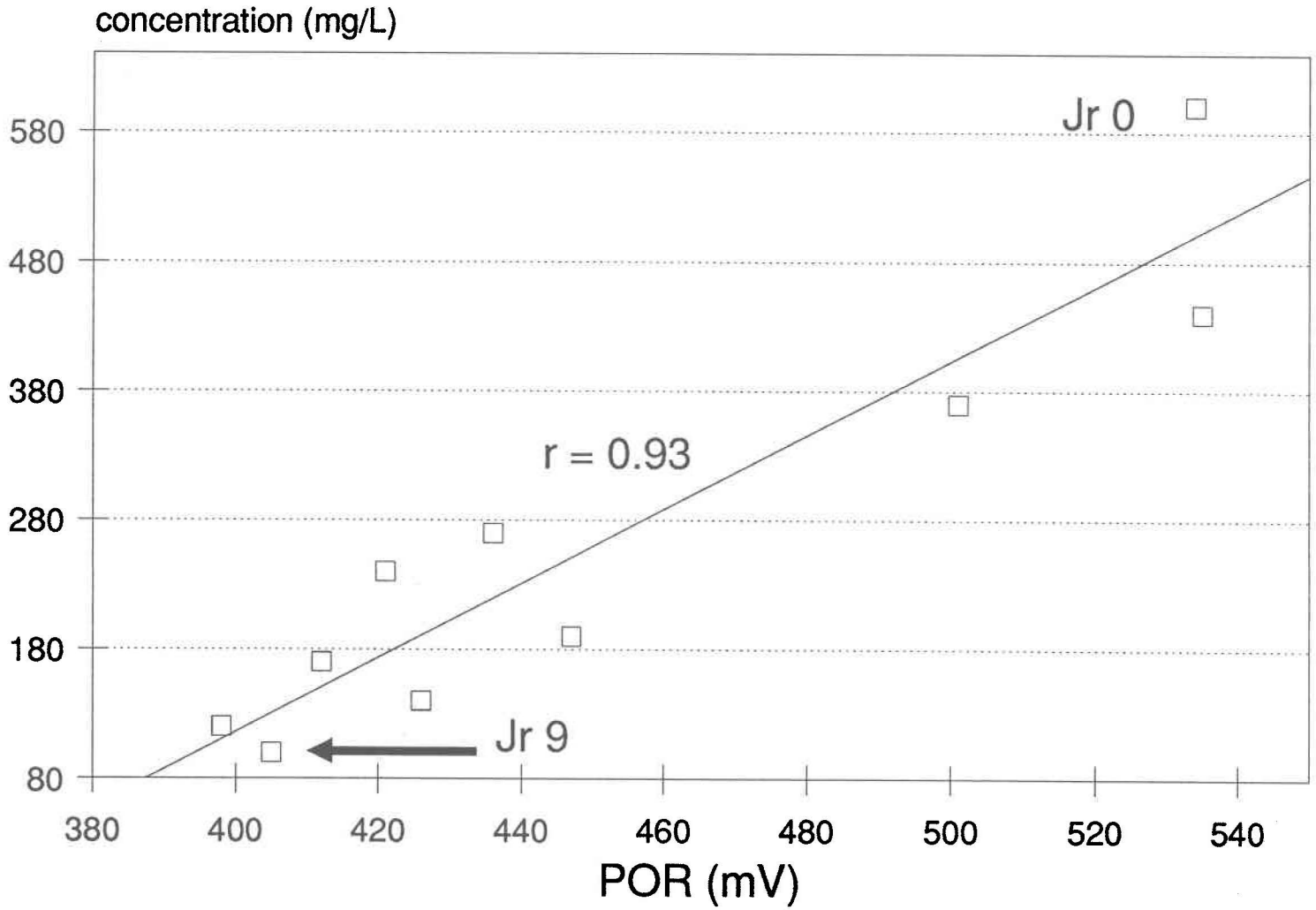
Densité de pulpe: 20%

Annexe 8i: Essai en mode cuvée
[Ni] en fonction du POR



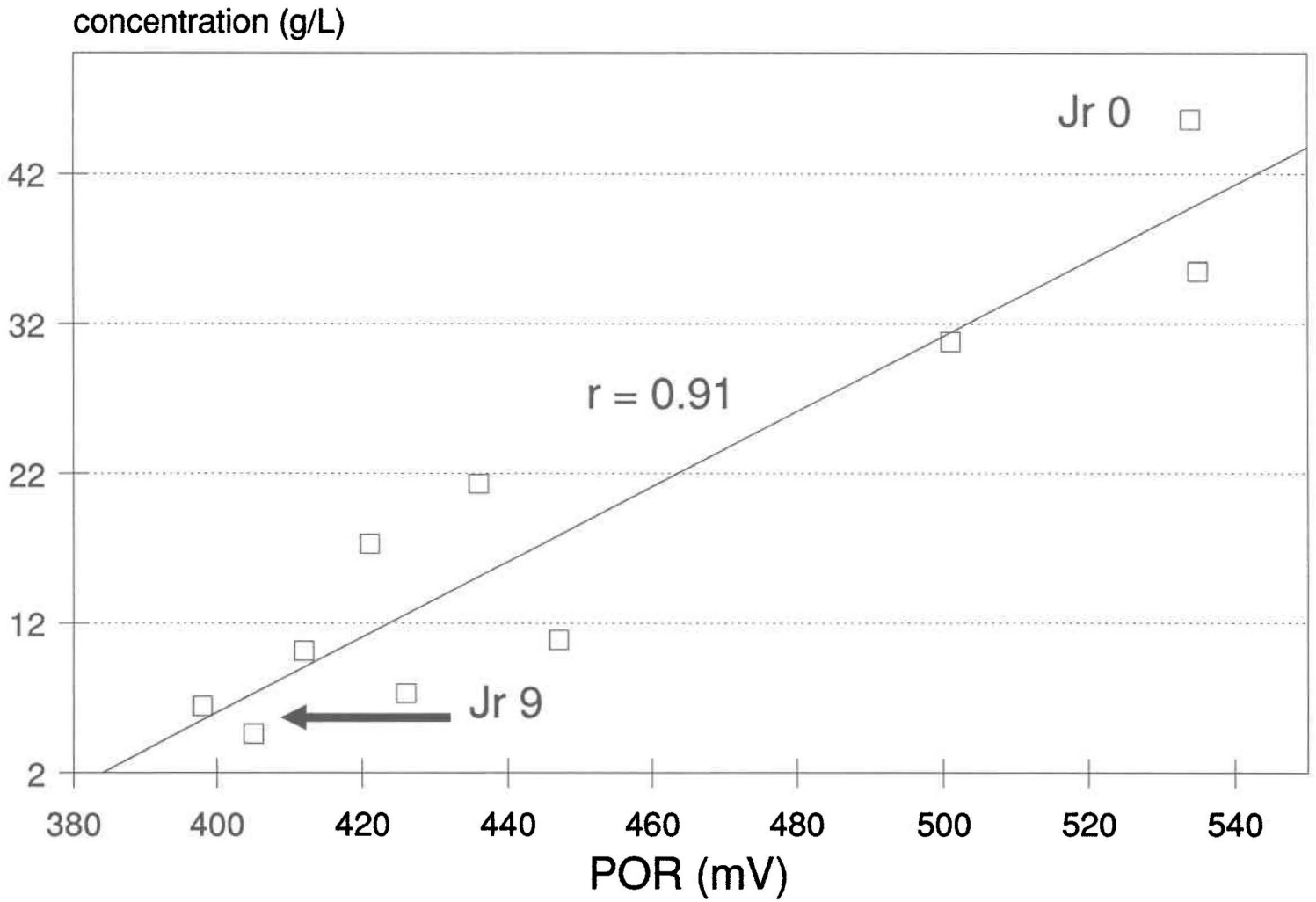
Densité de pulpe: 20%

Annexe 8j: Essai en mode continu
[Zn] en fonction du POR



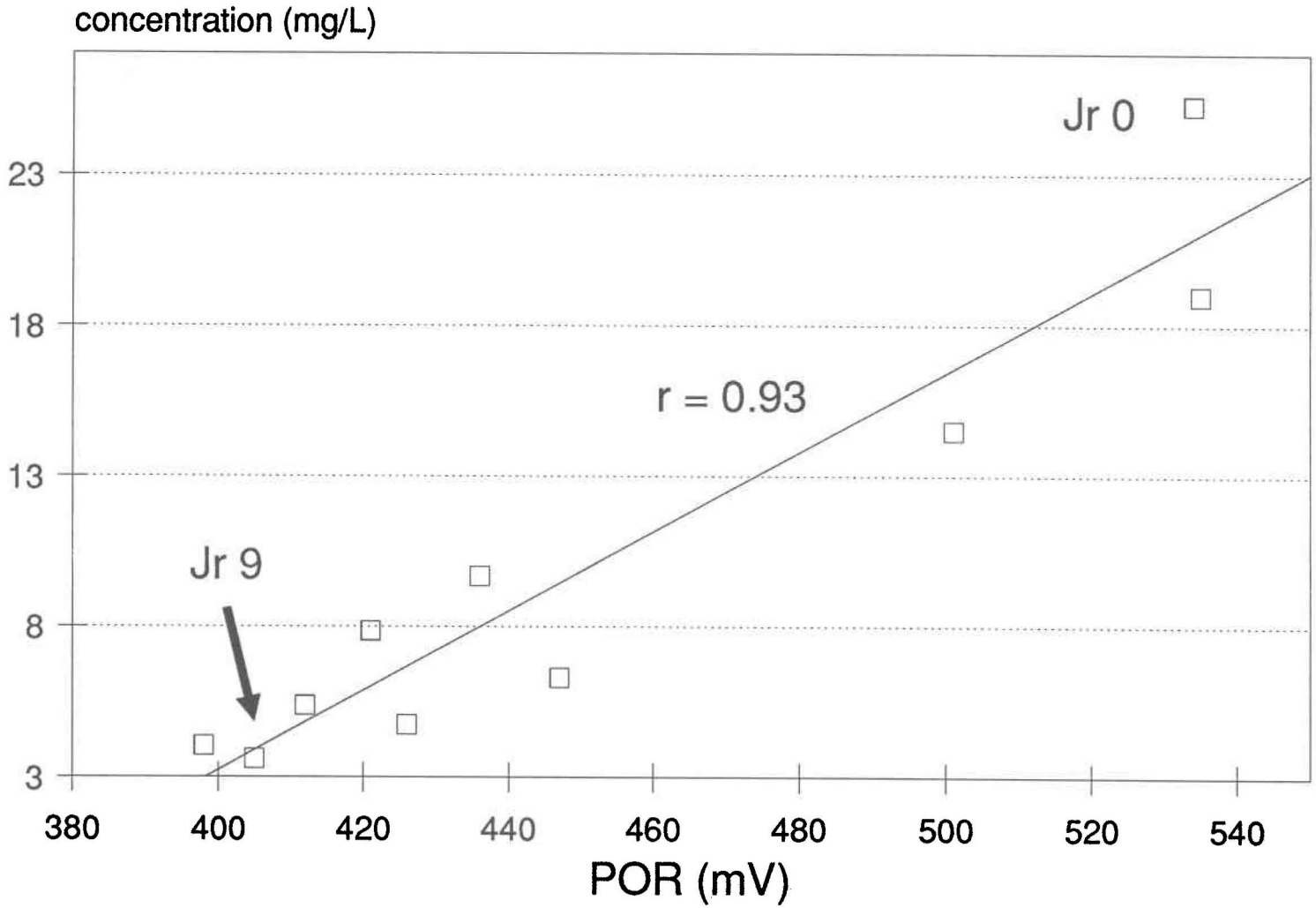
Temps de séjour: 3 jrs

Annexe 8k: Essai en mode continu
[Fe] en fonction du POR



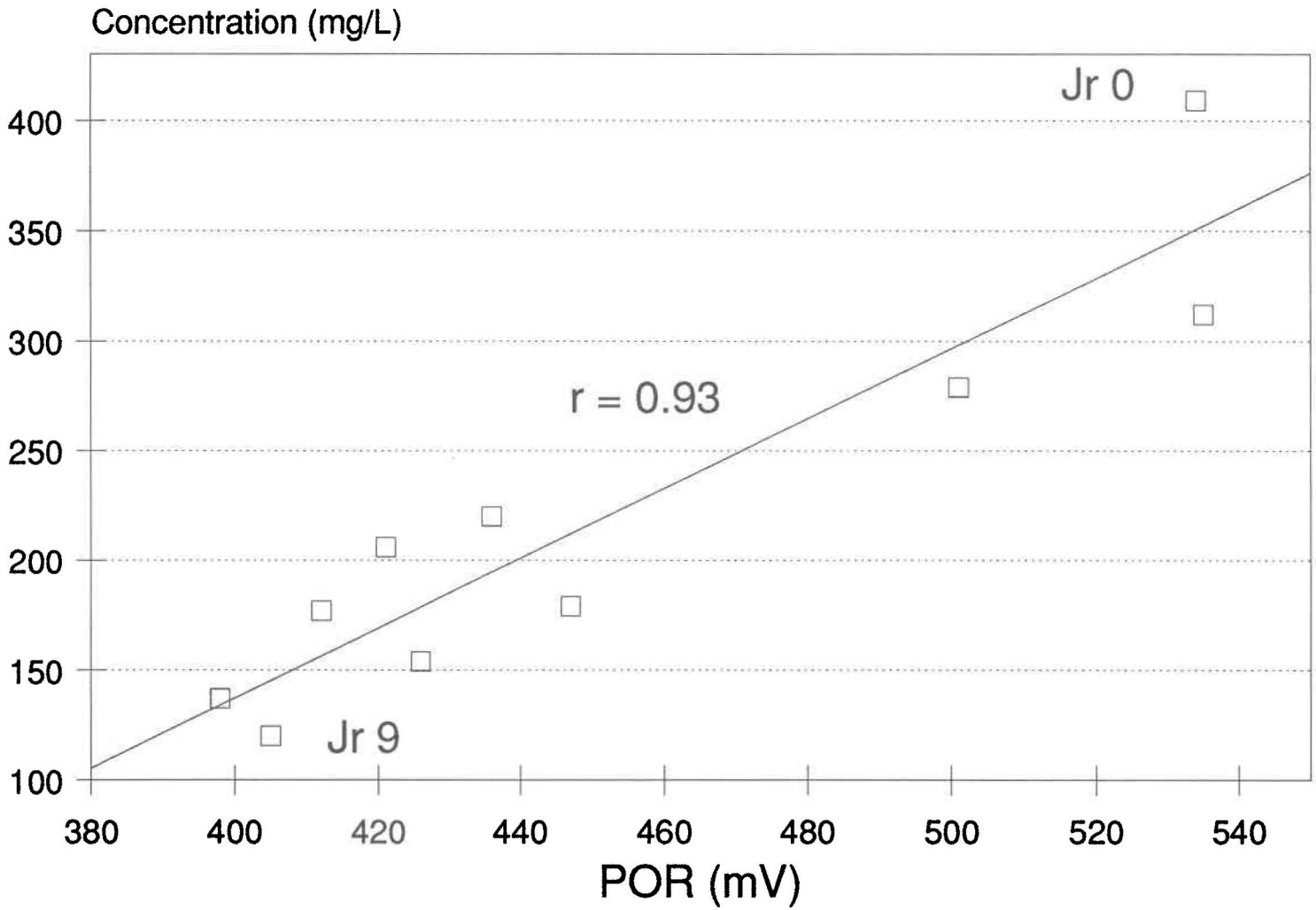
Temps de séjour: 3 jrs

Annexe 8l: Essai en mode continu
[Co] en fonction du POR



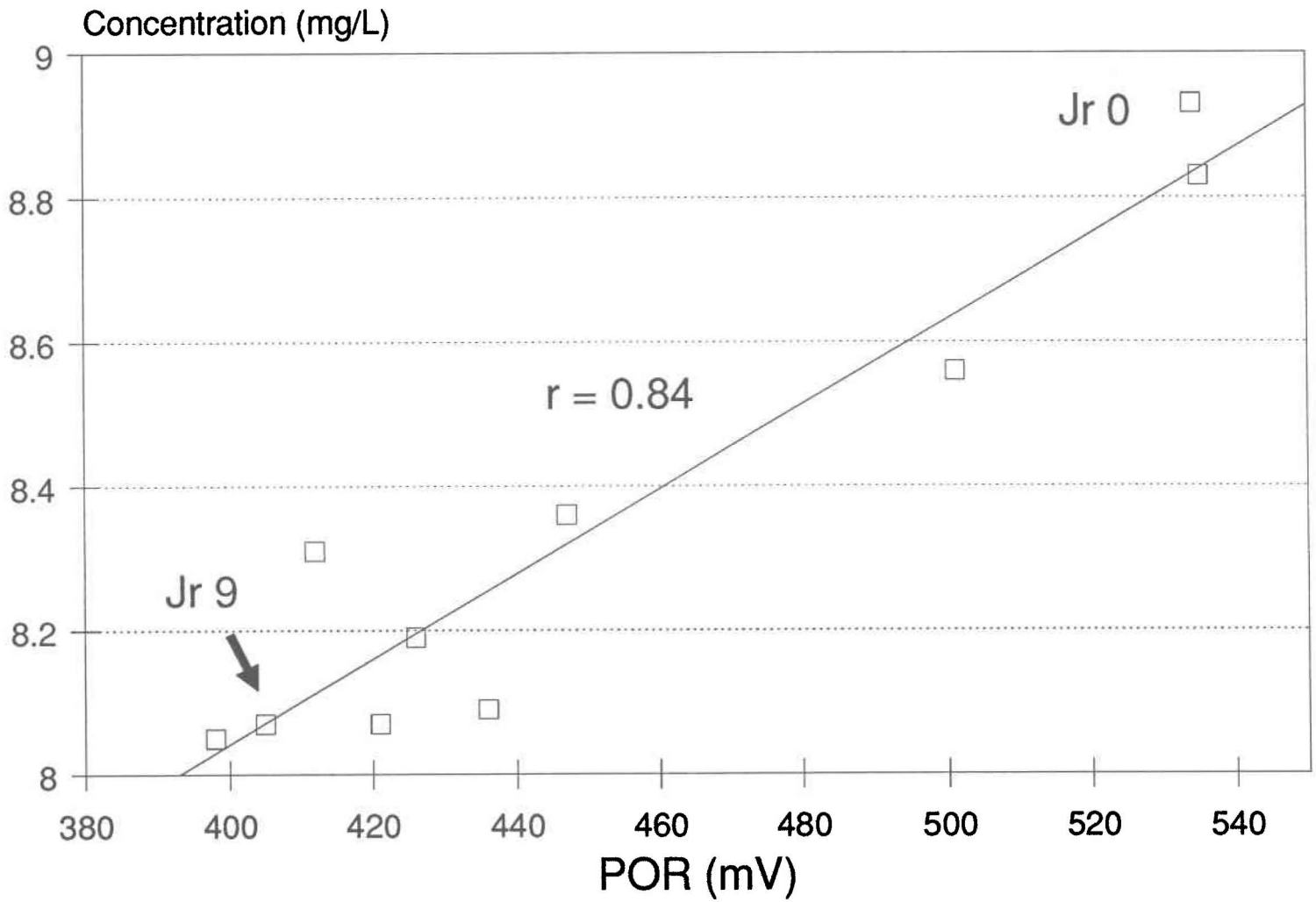
Temps de séjour: 3 jrs

Annexe 8m: Essai en mode continu
[Cu] en fonction du POR



Temps de séjour: 3 jrs

Annexe 8n: Essai en mode continu
[Ni] en fonction du POR

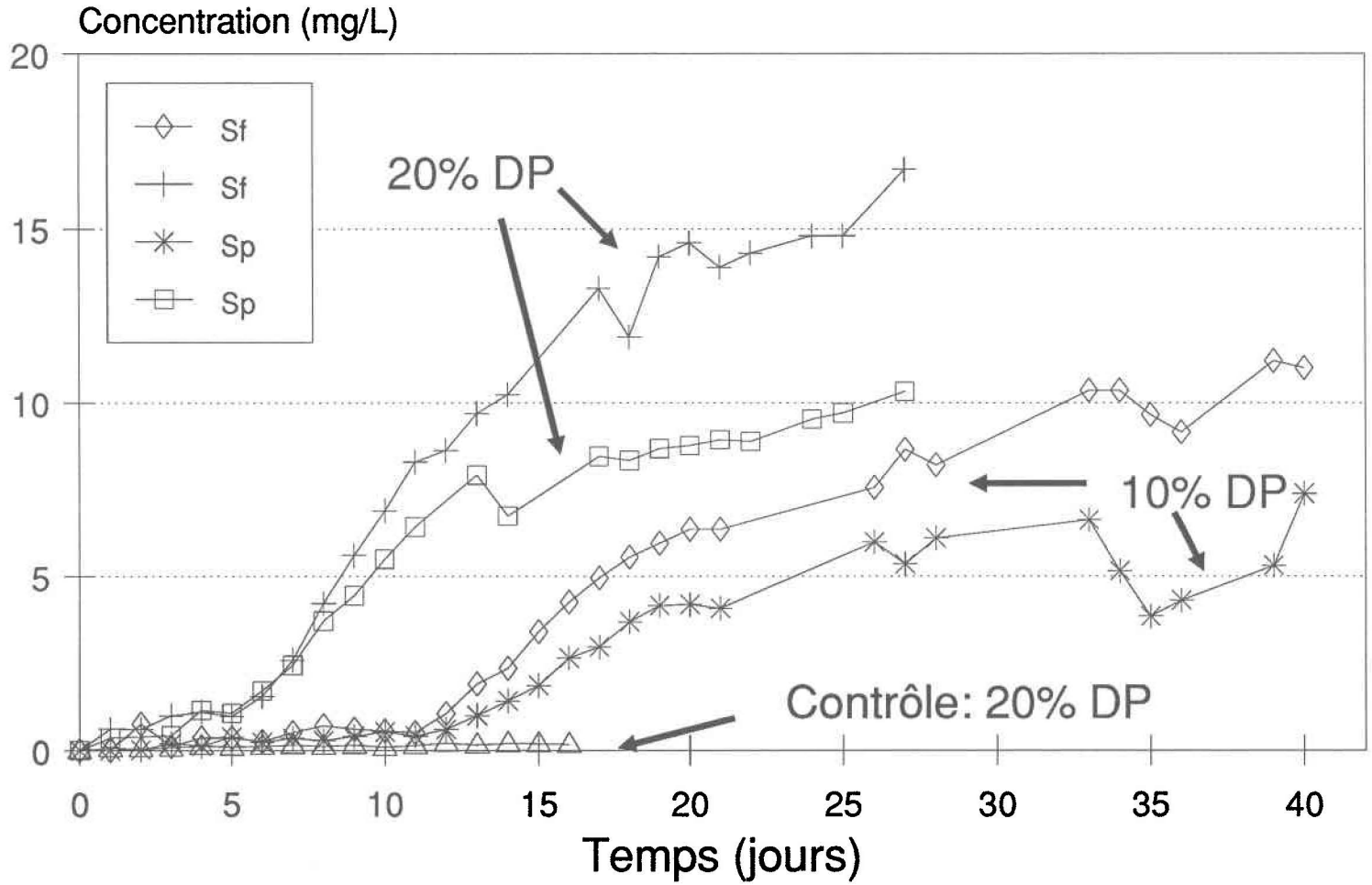


Temps de séjour: 3 jrs

ANNEXE 9

Quelques résultats de concentrations en métaux obtenus par le spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme et le spectromètre d'émission au plasma induit

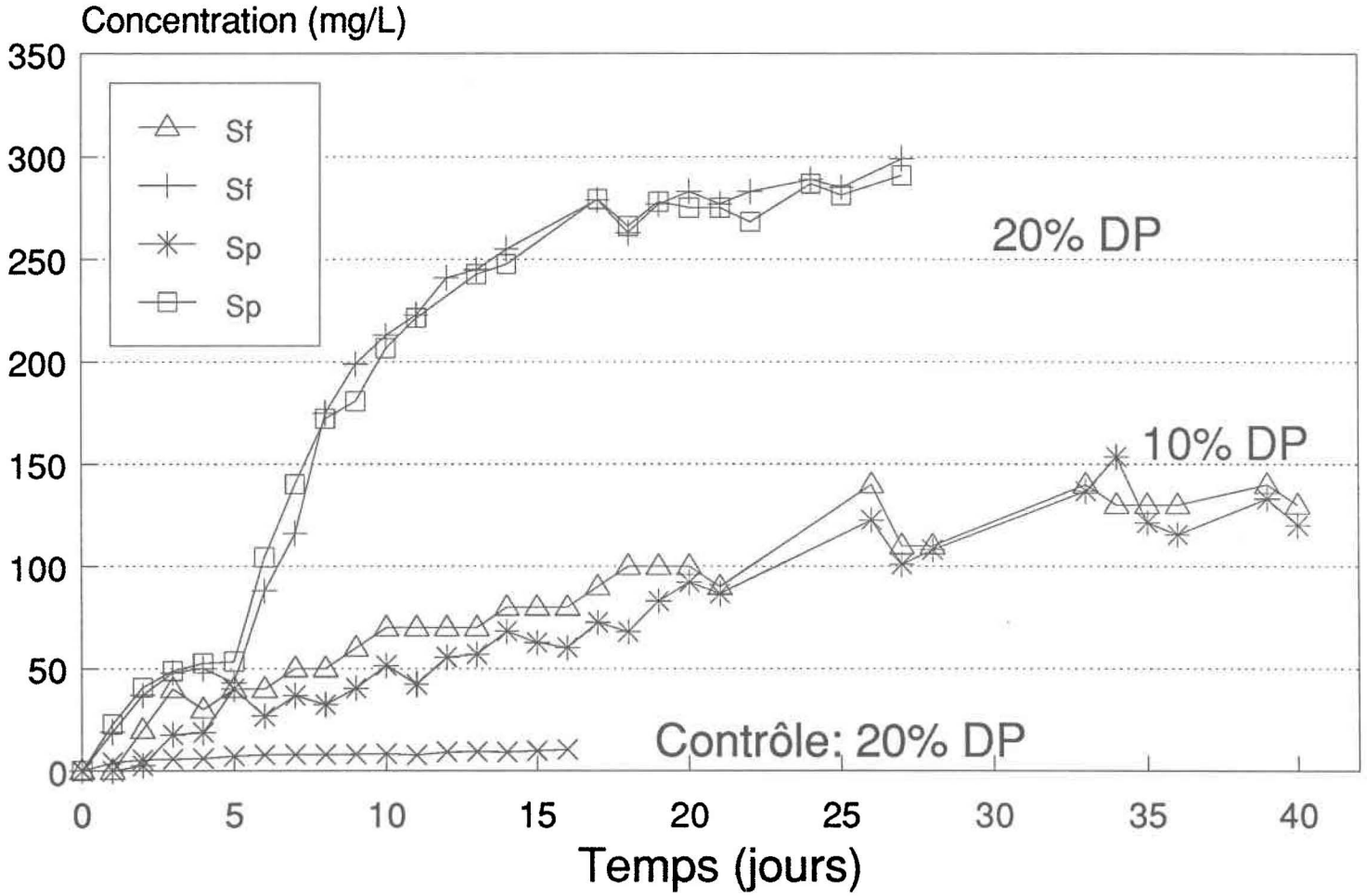
Annexe 9a: Essais en mode cuvée
[Co] en fonction du temps



DP: Densité de pulpe

Sf: Spectrophotomètre d'absorption
SP: Spectromètrie d'émission au plasma

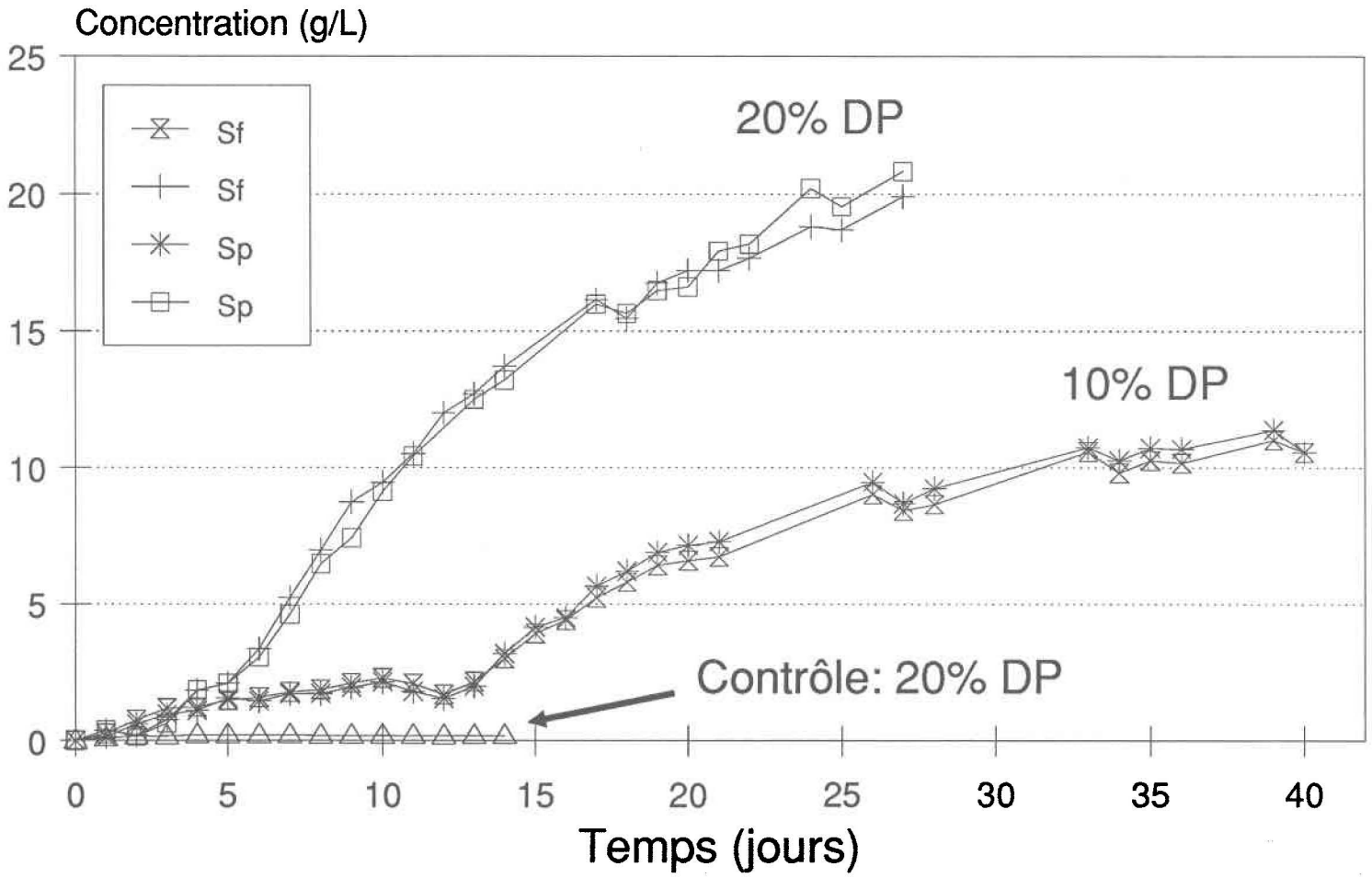
Annexe 9b: Essais en mode cuvée
[Zn] en fonction du temps



DP: Densité de pulpe

Sf: Spectrophotomètre d'absorption
Sp: Spectomètrie d'émission au plasma

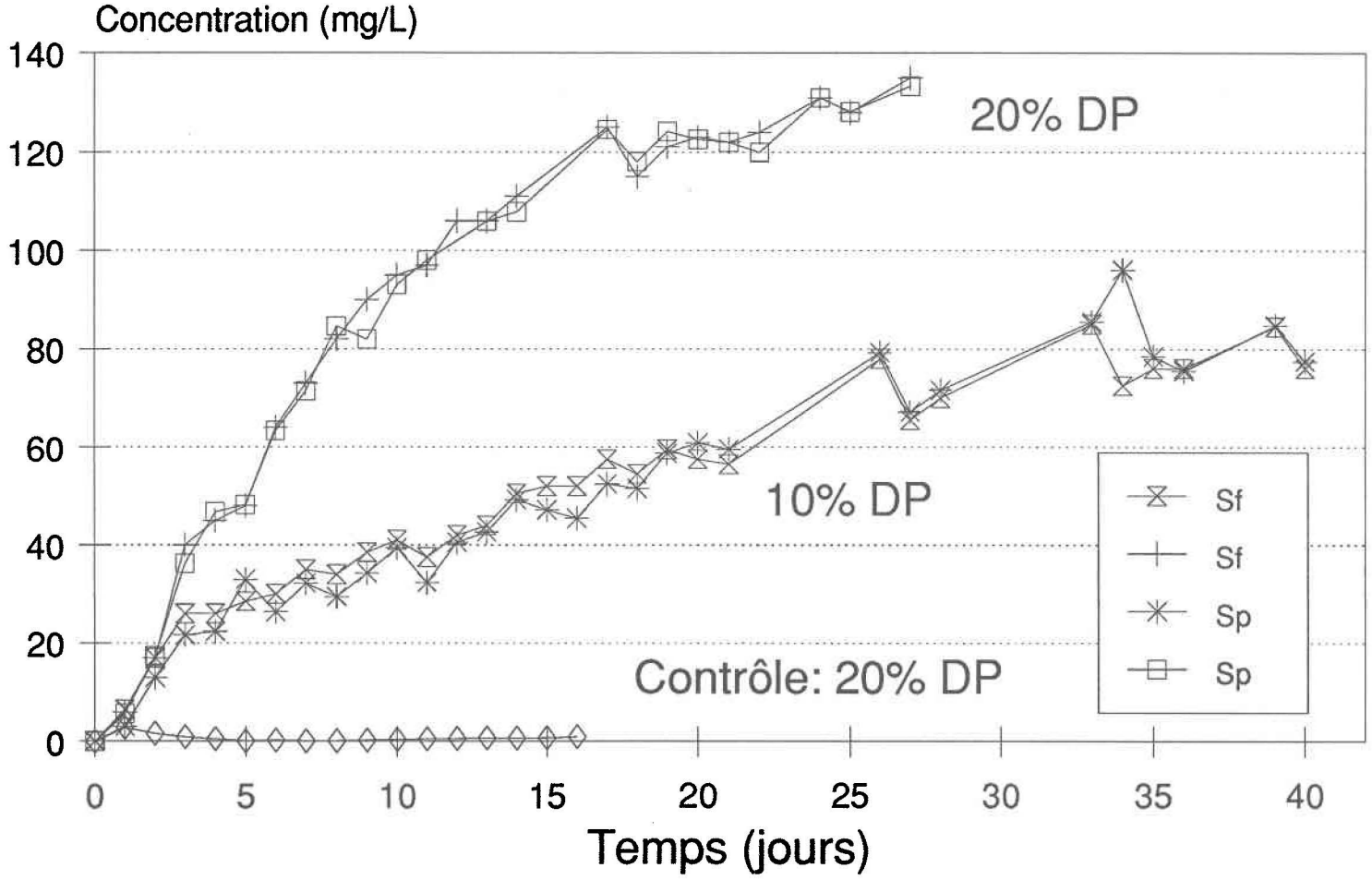
Annexe 9c: Essai en mode cuvée
[Fe] en fonction du temps



DP: Densité de pulpe

Sf: Spectrophotomètre d'absorption
Sp: Spectomètrie d'émission au plasma

Annexe 9d: Essais en mode cuvée
[Cu] en fonction du temps



DP: Densité de pulpe

Sf: Spectrophotomètre d'absorption
Sp: Spectrométrie d'émission au plasma